

T  
686

103840

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD  
MAESTRÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

*INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS SOBRE LAS TASAS DE  
FIJACIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO Y DE DESNITRIFICACIÓN  
EN LA LAGUNA DE SONTECOMAPAN, VERACRUZ.*

TESIS DE MAESTRÍA  
(IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS)

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS  
P R E S E N T A

BIOL. VANESSA LISBETH MORÁN VILLA

Comité Tutorial:

Directora: Dra. María Jesús Ferrara Guerrero

Asesor: M. en C. Javier Aldeco Ramírez

Asesor: Dr. Gilberto Díaz González

México, D. F., Diciembre 2007.

**SINODALES**

Presidente del Jurado

---

Dr. Rutilio Ortiz Salinas

Secretario

Vocal

---

M en C. Javier Aldeco Ramirez

---

Dr. Gilberto Díaz González

## DEDICATORIAS

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo y amor incondicional de mis padres, **Gloria y Edgar**, que siempre estuvieron apoyándome y dándome aliento para seguir adelante pasara lo que pasara.

A todos y cada uno de los miembros de mi familia, porque estos últimos dos años me manifestaron su amor más que nunca y me hicieron sentir la persona más dichosa por tenerlos conmigo.

A mi hermana **Yadhira**, porque me enseñaste que no importa si la gente está o no de acuerdo contigo y les gusta quien o como eres, finalmente lo único realmente importante es *nunca* dejar de ser uno mismo y siempre luchar por lo que se quiere.

*Los quiero mucho*

**A la memoria de mi fiel compañero “Lolo”**

## AGRADECIMIENTOS

Al **M. en C. Javier Aldeco Ramírez** por ayudarme a descubrir que la modelación es una herramienta fascinante y que quizás es un rumbo nuevo en el que puedo desenvolverme.

A la **Dra María Jesús Ferrara Guerrero**, por los conocimientos adquiridos en estos 2 años bajo su tutela.

Al **Dr. Gilberto Díaz González**, por la asesoría y permitir la utilización de sus equipos para cromatografía de gases.

Al **Dr. Luis Arturo García Hernández**, por la paciencia y la ayuda facilitada.

Al **CONACYT** por la beca otorgada para llevar a cabo los estudios de maestría (No. de registro 198420); así como por el apoyo otorgado para la realización de los muestreos mediante el financiamiento al proyecto 2002-39634-F/A-1, titulado "*Influencia de la salinidad sobre la fijación no simbiótica del nitrógeno molecular y diversidad de la comunidad bacteriana microaerofílica en el complejo laguno-arrecifal de Sontecomopan, Veracruz*". Responsable del proyecto: Dra. María Jesús Ferrara Guerrero.

A la **Dra. Martha Juana María Signoret Poillon** por el equipo y las facilidades prestadas durante la realización de este trabajo.

A la **Dra. Flor María Cueto** y al **Dr. Felipe Martínez** por ayudarme en la determinación de los óxidos nitrosos.

A **JeanJacques Durand** por su valiosa ayuda en las traducciones al inglés.

A mi gran y entrañable amiga **Arely**, porque tuviste que soportar mis plantones y negaciones para salir aunque sea por un café, gracias por compartir tantos momentos y ser mi mejor amiga.

A mis amigos **Gaby, Pavel, Rafa, Laura, Ana, Paola, Mariana, Marlene e Isra** por los gratos ratos de ocio y diversión que pasamos juntos.

A **Gabriel** porque por mi culpa te convertiste en un indeseable, jajajaja. Gracias por tu apoyo y tu ayuda en todo momento, eres un gran ser humano y muy buen amigo.

A dos de las más leales de mis amigas, **Margara Francisca** y **Denisucha**, gracias por estar conmigo en todo momento y confiar siempre en mí. Las llevo en mi corazón.

A aquellos amigos y conocidos que no mencioné, gracias por estar a mi lado apoyándome sinceramente en cada proyecto que se me ocurre emprender.

# ÍNDICE

<b>RESUMEN</b>	viii
<b>SUMMARY</b>	x
<b>I. INTRODUCCIÓN GENERAL</b>	12
<i>1. Área de estudio</i>	16
<i>2. Objetivos</i>	19
<b>II. FIJACIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO (N<sub>2</sub>)</b>	
<b>1. Introducción</b>	20
<i>1.1. Factores que afectan la fijación de nitrógeno</i>	21
<i>1.2. Tasas de fijación de nitrógeno</i>	22
<b>2. Materiales y Métodos</b>	24
<i>2.1. Parámetros físicos y químicos</i>	24
<i>2.2. Actividad de la Nitrogenasa</i>	25
<i>2.3. Análisis cromatográfico</i>	26
<b>3 Resultados</b>	27
<i>3.1. Parámetros físicos y químicos</i>	27
<i>3.2. Fijación de nitrógeno</i>	34
<b>4. Discusión</b>	39
<b>5. Conclusión</b>	43

### III. NITRIFICACIÓN

1. Tasas de nitrificación y de fijación biológica del nitrógeno molecular en ecosistemas acuáticos	45
2. Nitrification processes in a tropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico	69

### IV. DESNITRIFICACIÓN Y ACOPLAMIENTO NITRIFICACIÓN – DESNITRIFICACIÓN

1. Introducción	94
2. Materiales y métodos	99
2.1. <i>Parámetros físicos y químicos</i>	99
2.2. <i>Tasa de nitrificación</i>	100
2.3. <i>Tasa de desnitrificación</i>	100
2.3.1. Pérdida de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )	101
2.3.2. Producción de óxidos nitrosos ( $\text{N}_2\text{O}$ )	103
2.4. <i>Análisis cromatográfico</i>	104
2.5. <i>Acoplamiento nitrificación-desnitrificación</i>	105
2.6. <i>Análisis estadístico</i>	105
3. Resultados	106
3.1. <i>Parámetros físicos y químicos</i>	106
3.2. <i>Tasa de nitrificación</i>	112
3.3. <i>Tasa de desnitrificación</i>	113
3.3.1. Pérdida de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )	113
3.3.2. Producción de óxidos nitrosos ( $\text{N}_2\text{O}$ )	115

<i>3.4. Acoplamiento Nitrificación –Desnitrificación</i>	116
<b>4. Discusión</b>	119
<b>5. Conclusión</b>	123

## V. SIMULACIÓN UNIDIMENSIONAL DEL TRANSPORTE DE NUTRIENTES INORGÁNICOS NITROGENADOS

<b>1. Introducción</b>	124
<b>2. Métodos</b>	126
<i>2.1. Parámetros físicos y químicos</i>	126
<i>2.2 Ambiente hidrodinámico</i>	127
2.2.1. Sección transversal	127
2.2.2. Marea	128
2.2.3. Medición de flujos	128
<i>2.3. Flujo de masa</i>	131
2.3.1. Ecuaciones	131
2.3.2. Importación – exportación	132
<b>3. Resultados</b>	133
<i>3.1. Parámetros físicos y químicos</i>	133
<i>3.2. Ambiente hidrodinámico</i>	143
3.2.1. Sección transversal	143
3.2.2. Mareas	143
3.2.3. Medición de flujos	145
<i>3.3. Flujo de masa</i>	149

3.3.1. Importación- exportación	149
<b>4. Discusión</b>	149
<b>5. Conclusión</b>	152
<b>VI. CONCLUSIÓN GENERAL</b>	153
<b>VII. LITERATURA CONSULTADA</b>	155
<b>VII. ANEXOS</b>	164

## RESUMEN

La productividad en los sistemas acuáticos está controlada por los ciclos biogeoquímicos, los cuales delimitan el intercambio de compuestos, incluyendo las rutas de intercambio de dióxido de carbono, entre los sistemas acuáticos y la atmósfera. Uno de estos es el ciclo del nitrógeno, un elemento mayor que juega un papel importante en las aguas marinas.

El papel principal de las bacterias en el ciclo del nitrógeno, es el enriquecimiento del medio durante la descomposición de la materia orgánica, con N inorgánico ( $\text{NH}_4^+$ ), y otros nutrimentos. Las bacterias pueden usar tanto el nitrógeno inorgánico disuelto, como la materia orgánica particulada e incluso, puede competir con el fitoplancton por el nitrógeno inorgánico.

El nitrógeno se encuentra en los ambientes acuáticos en tres formas distintas de sales inorgánicas disueltas ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) y dos formas gaseosas ( $\text{N}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) que se utilizan y originan por procesos metabólicos. Las sales disueltas tanto orgánicas como inorgánicas son asimiladas por el fitoplancton, que toma el  $\text{NH}_4^+$ , el cual entra en pequeñas cantidades al ecosistema vía fijación biológica del nitrógeno molecular y es transportado en grandes cantidades a los sedimentos vía desnitrificación. El  $\text{NO}_3^-$  entra a través de escurrimientos y también es producido en el agua y sedimento por procesos microbianos de nitrificación.

El papel de los aportes de agua dulce ha sido abordado a través de la medida de las concentraciones de los iones nitrogenados inorgánicos disueltos, y su fluctuación anual, junto con la potencia de las descargas de los ríos. Debido a la importancia de las especies químicas del nitrógeno, esta investigación pretende analizar los procesos de incorporación, regeneración y pérdida de especies de nitrógeno tanto en el agua de fondo como en los sedimentos superficiales, modelar los intercambios lagunares costeros, y finalmente contribuir a mejorar el entendimiento del funcionamiento del ciclo del nitrógeno en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz. La tasa de fijación de nitrógeno fluctuó entre 94.7 y 486.9  $\mu\text{mol L}^{-1} \text{C}_2\text{H}_4 \text{ h}^{-1}$  en agua de fondo obteniendo la mayor en la estación ubicada frente al Cocal y la menor en la estación Cota Norte, ambas en el muestreo realizado durante el mes de noviembre; en cuanto al sedimento, la tasa de fijación varió entre 5.98 y 81.74  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  encontrando la mínima en la estación ubicada a la salida del Río la

Palma durante el muestreo de febrero, y la mayor en la estación frente al Cocal durante el muestreo de noviembre. En lo que se refiere al proceso de desnitrificación cuantificado mediante la pérdida de nitratos, se observaron las mayores tasas ( $\leq 13,300 \mu\text{mol NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) en aquellas estaciones que no tenían influencia por los ríos (Punta Levisa y Costa Norte) durante los muestreos realizados en temporada de Nortes de 2006. Por otra parte, la mayor tasa de desnitrificación medida como producción de óxidos nitrosos ( $x = 733.4 \pm 187.2 \mu\text{mol N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) se obtuvo también, en temporada de Nortes, y varió entre 465.52 y 1094.01  $\mu\text{mol N}_2\text{O h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ . Finalmente, el flujo neto de agua estimado fue de 2'379,706.12  $\text{m}^3$ , y se calculó que las descargas de agua y compuestos inorgánicos nitrogenados hacia la zona costera adyacente fue de alrededor de 8 toneladas durante una inarea de cuadratura.

**Palabras clave:** Desnitrificación, fijación de nitrógeno atmosférico, sedimentos lagunares, mareas, Sontecomapan.

## SUMMARY

Productivity in aquatic ecosystems is controlled by biogeochemical cycles, which mark compounds exchange between aquatic systems and the atmosphere, including carbon dioxide exchange routes. One of them is the nitrogen cycle, a major element which plays an important role in marine waters.

The main role of bacteria in nitrogen cycle is the enrichment of the medium during organic matter decomposition with inorganic N ( $\text{NH}_4^+$ ) and other nutrients. Bacteria are able to utilize either dissolved inorganic nitrogen or particulate organic matter, and they also can compete with phytoplankton for inorganic nitrogen.

Nitrogen is present in aquatic environments under three forms of dissolved inorganic salts ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NO}_3^-$ ) and two gaseous forms ( $\text{N}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$ ) which are used and made by metabolic processes. Either organic or inorganic dissolved salts are assimilated by the phytoplankton (that takes  $\text{NH}_4^+$ ), which enters towards the ecosystem in small quantities through biologic fixation of molecular nitrogen, and is carried in great quantities towards the sediments through denitrification.  $\text{NO}_3^-$  is carried by runoff and is also produced in the water and sediment by microbial nitrifying processes.

The role of fresh water intakes was studied through the measurement of concentrations of dissolved inorganic nitrogenated ions (and its annual fluctuation), and the strength of the rivers flows. Due to the importance of nitrogen chemical species, this study pretends to analyze the incorporation, regeneration and nitrogen species loss processes either in bottom water or upper laying sediments; it also pretends to model coastal lagoon exchanges, and finally to contribute to the knowledge of nitrogen cycle in Sontecomapan Lagoon, Veraeruz. Nitrogen fixation rate varied between 94.7 and 486.9  $\mu\text{mol L}^{-1} \text{C}_2\text{H}_4 \text{ h}^{-1}$  in bottom water with the higher value in front of the Cocal sampling site and the lowest value at Costa Norte sampling site during November; in the sediments the fixation rates varied between 5.98 y 81.74  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  with the lowest value in the Palma River mouth in February, and the bigger value in front of the Cocal sampling site in November. As far as the denitrification process, measured in relation to nitrate loss, it showed the bigger rates ( $\leq 13,300 \mu\text{mol NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) in the sampling sites without influence of the rivers waters

## I. INTRODUCCIÓN GENERAL

Las lagunas costeras son ambientes marino-costeros de gran valor ecológico y comercial ya que poseen una variada fauna y flora, parte de la cual puede ser explotada racionalmente. Constituyen uno de los sistemas naturales más productivos del mundo, ya sea por la entrada de nutrientes provenientes de las comunidades vegetales que las rodean, o por la materia orgánica que se retiene en el sedimento, además de aquellos elementos esenciales proporcionados por los ríos provenientes del continente (Valdés y Real, 1994).

En estos sistemas el proceso dominante es la mezcla de aguas provenientes de los ríos y del mar. La física de las mezclas es compleja y se ve afectada por aspectos geomorfológicos, flujos de agua dulce y salada, la marea y otros factores.

El transporte y distribución de los materiales suspendidos en la columna de agua están relacionados con factores morfológicos como la profundidad y el área total, que determinan la estabilidad de la columna de agua frente a factores dinámicos como las fuerzas de convección y advección que son generadas por las corrientes y los vientos.

A pesar de que diferentes fuerzas actúen en la distribución de materiales, como en la mezcla vertical de las aguas y la resuspensión de sedimentos, la fuerza de gravedad ejerce un papel trascendental en el transporte de los materiales (Niño y Guillot, 2004).

Las aguas costeras son continuamente enriquecidas con nutrientes inorgánicos de origen antropogénico, provenientes de fuentes contaminantes como son las aguas residuales, animales muertos y el impacto de la eutrofización (Aclion *et al.*, 1997; Kemp *et al.*, 1990; Lucea *et al.*, 2005). Un aspecto importante es que el reciclamiento y la incorporación de compuestos nitrogenados en los sistemas costeros, influyen directamente en la producción del

mismo, y benefician tanto a la comunidad como a la homeostasis del ecosistema (Valdés y Real 2004; Zehr y Ward, 2002). Una reducción en las descargas de agua dulce en estas áreas puede causar una disminución en las concentraciones de nutrientes (Cravo *et al.*, 2003).

Los procesos metabólicos microbianos juegan un papel esencial en la mineralización de la materia orgánica que se encuentra depositada en los sedimentos, enriqueciendo el agua intersticial con formas solubles de nitrógeno ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ , y  $\text{NO}_3^-$ ), fósforo ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ), azufre ( $\text{SH}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) y hierro ( $\text{Fe}_2^+$ ,  $\text{Fe}_3^+$ ), entre los más importantes. Estos iones producidos, son transportados hacia las aguas sobrenadantes por difusión y por procesos biológicos (Zehr y Ward, 2002).

El ciclo del nitrógeno constituye un proceso biogeoquímico en el cual están involucradas múltiples transformaciones de compuestos nitrogenados, las cuales son catalizadas primordialmente por bacterias. Además, controla la disponibilidad de nutrientes nitrogenados para la productividad biológica en sistemas marinos, y está ligada, a su vez, a la fijación de  $\text{CO}_2$  atmosférico y a la exportación de carbono de la superficie oceánica hacia la atmósfera (Zehr y Ward, 2002).

Dentro de los ciclos biogeoquímicos, la fijación de  $\text{CO}_2$  y de  $\text{N}_2$  son los dos procesos más importantes para la biosfera, tanto cuantitativa como cualitativamente. Mientras que el carbono representa el 50% de la biomasa viva, el nitrógeno con el 10 %, es el segundo más importante (Stal, 1988).

La entrada del  $\text{N}_2$  en una laguna costera puede ser por precipitación directa sobre la superficie de la laguna, por fijación biológica tanto en el agua como en los sedimentos, y por aportes debido al drenaje superficial y subterráneo. Las salidas nitrógeno en estos ecosistemas, se puede deber a las descargas de las aguas lagunares hacia la línea de costa,

por efecto de las corrientes, por la reducción del nitrato a nitrógeno molecular por la actividad bacteriana desnitrificante con el subsiguiente retorno de nitrógeno a la atmósfera, y a la pérdida permanente de compuestos de nitrógeno orgánico e inorgánico de los sedimentos (Wetzel, 1981).

Las comunidades microbianas tienen un papel relevante en la oxidación de compuestos orgánicos complejos y en la regeneración de nutrientes esenciales para soportar la producción primaria de los ecosistemas, la cual es regulada, principalmente, por la disponibilidad de nitrógeno para la asimilación por parte del fitoplancton.

La disponibilidad de nitrógeno se considera uno de los factores que regulan en mayor medida, la producción primaria, debido a que la entrada de nitrógeno "nuevo" resultantes de la fijación biológica de nitrógeno, puede contribuir al incremento de la producción de un sistema. La producción nueva se define como la cantidad de materia orgánica disponible para exportarla desde la capa eufótica del océano a un estado estable (Dugdale y Goering, 1967; Karl *et al.*, 1997). La disponibilidad biológica de N se origina por fuentes exógenas o endógenas. Así, los ambientes costeros y estuarinos son influenciados en mayor medida por el N nuevo, obtenido de manera natural por descomposición de la materia orgánica, relámpagos y emisiones geotérmicas o antropogénicamente. Las fuentes antrópicas incluyen desechos urbanos, rurales, deposición atmosférica de combustibles fósiles y otros productos de combustión, así como productos de desecho agrícolas.

En respuesta al incremento de las entradas de nitrógeno exógeno, a menudo la producción nueva se eleva, derivando así la eutrofización del sistema e incremento de las frecuencias y magnitudes de los florecimientos de fitoplancton (Paerl, 1997).

En los ambientes costeros la mayor parte del nitrógeno reciclado, desprendido de los sedimentos hacia la columna de agua, es en forma de  $\text{NH}_4^+$ . Este amonio se forma por la descomposición y desaminación de la materia orgánica, y se difunde desde los sedimentos hacia la capa superficial del agua, donde puede ser asimilado por el fitoplancton.

En presencia de oxígeno parte del amonio regenerado, proveniente de la descomposición bentónica de la materia orgánica, es oxidado a nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), antes de que éste se pierda durante el proceso de reducción, como emanaciones de formas gaseosas ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). Este nitrato puede ser usado como aceptor terminal de electrones por bacterias desnitrificantes produciendo también, formas gaseosas de nitrógeno ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ) (Kemp *et al.*, 1990). La tasa de desnitrificación está controlada por la tasa de nitrificación, que aporta  $\text{NO}_3^-$  como sustrato.

Así, el proceso de acoplamiento nitrificación-desnitrificación representa un vínculo que desvía nitrógeno fuera de las rutas de reciclamiento, debido a la pérdida de nitrógeno en forma gaseosa hacia la atmósfera. Este acoplamiento es cuantitativamente importante en el ciclo del nitrógeno que se lleva a cabo en los sedimentos continentales costeros y en los estuarinos, donde el nitrógeno perdido vía desnitrificación podría representar alrededor de la mitad de las entradas por aportes continentales (Seitzinger, 1988).

Por otra parte, en la columna de sedimento la distribución vertical y la abundancia de las especies químicas del nitrógeno están gobernadas por el estado redox de los diferentes sustratos. Así, en la película superficial oxigenada del sedimento, los procesos de amonificación y nitrificación del medio, debido a la mineralización de la materia orgánica, serán más importantes que los de desnitrificación. Algunos factores físicos, químicos y biológicos como la temperatura, concentración de amonio, pH,  $\text{CO}_2$  disuelto, salinidad, la

actividad de la macrofauna y la presencia de macrófitos son importantes en la regulación del proceso de nitrificación, desnitrificación y fijación de nitrógeno en los sedimentos costero.

Debido a la importancia de las especies químicas del nitrógeno, esta investigación pretende analizar los procesos de incorporación, regeneración y pérdida de especies de nitrógeno tanto en el agua de fondo como en los sedimentos superficiales, modelar los intercambios lagunares costeros, y finalmente contribuir a mejorar el entendimiento del funcionamiento del ciclo del nitrógeno en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz.

## **1. Área de estudio**

Las lagunas costeras son cuerpos de agua litorales que tienen en su mayoría comunicación permanente o efímera con el mar. Las zonas estuarino-lagunares son un fenómeno hidrológico que se conforma por el encuentro del agua dulce proveniente de los escurrimientos locales y agua marina acarreada por la marea. La salud de los sistemas estuarinos está en función de una buena mezcla y del establecimiento de regímenes salobres o estuarinos (Contreras *et al.*, 1988).

Estos hábitats se relacionan con gradientes de salinidad, turbidez, sedimento y rango de mareas. Los gradientes pueden observarse a partir de deltas fluviales, áreas de manglares, macrófitas sumergidas, zonas de influencia marina, bancos de fitoplancton, microalgas, pastos marinos, comunidades bénticas de aguas salobres y algas epifitas (Yañez, 1975).

### *1.1 Laguna de Sontecomapan*

La laguna de Sontecomapan se localiza a 18 km de Catemaco, en el estado de Veracruz (Golfo de México), entre los 18° 30' y 18° 34' N y 94° 47' y 95° 11' W y forma parte del

Área Natural Protegida de los Tuxtlas, Veracruz. El sistema lagunar cuenta con una superficie aproximada de 891 ha y se alimenta de varios ríos y arroyos, principalmente en su zona sur y sureste, entre los que se encuentran el río la Palma, arroyo de la Basura, arroyo del Fraile, río el Sábalo y arroyo de la Boya (Figura 1). Su única conexión con el mar se establece a través de un canal profundo, de aproximadamente 5.5 m de profundidad por 137m de ancho, denominado Barra de Sontecomapan, el resto de la laguna es somera ( $\approx 1.5$  m de profundidad), con un fondo fangoso que se vuelve arenoso en el canal de desembocadura. Los márgenes de la laguna están cubiertos por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y negro (*Avicennia germinans*) y algunos manchones de pastos marinos (*Ruppia maritima*), comunes en este sistema. Los manglares y humedales de la laguna pertenecen a la Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas (Calva *et al.*, 2005). Además de los mangles, se encuentran musgos, líquenes, helechos, epífitas vasculares y no vasculares, lianas y plantas parásitas.

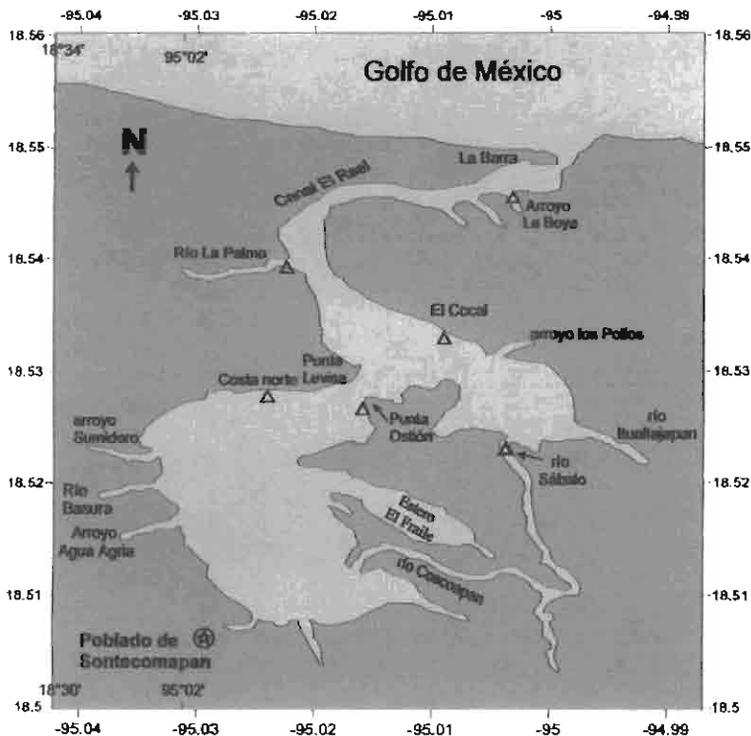
La vegetación endémica se compone de selva alta perennifolia, bosque de encino y bosque caducifolio. Las especies vegetales introducidas por el hombre son pastos inducidos, granos y forrajes para consumo local y frutales (Galván *et al.*, 1999).

Debido a sus condiciones naturales, la laguna sirve de área de reproducción para especies como el camarón blanco (*Litopenaeus vernalis*), langostino (*Machrobrachium rosenbergii*), mojarra, pargo (*Lutjanus guttatus*), lebrancha (*Mugil curema*) y ostión (*Crassostrea virginica*) del Golfo de México (Fuentes, 1993; Kobelkowsky, 1993). Además, proporciona refugio y alimento para aves acuáticas residentes y migratorias, y es sitio de anidación de otras especies (Contreras, 1988).

El clima de la región es Aw(w) que significa tropical subhúmedo. Presenta dos señales fuertes, similares a las de un monzón. Durante una época del año, que llamamos lluvias,

que va de mayo septiembre, presentándose las lluvias de verano además de las lluvias inducidas por el arribo de huracanes y tormentas tropicales.

De octubre a abril, temporada de nortes, se retira la influencia de los alisios para dejar la entrada a los vientos de origen continental polar, con origen en Norteamérica. Estos vientos al inicio de la temporada pueden generar lluvia si aun hay humedad en la atmosfera, pero ya una vez establecida la temporada de nortes, los vientos suelen ser fríos y secos. Estos vientos boreales llegan a ser intensos, lo que permite una completa homogenización de la laguna, así como una fuerte resuspensión de la fracción fina de los sedimentos.



**Figura 1.** Laguna de Sontecomapan, Veracruz. Las estaciones muestreadas se encuentran señaladas por un triángulo (▲).

## 2. Objetivo General

Evaluar las tasas de desnitrificación y fijación de nitrógeno en el agua de fondo y en el agua intersticial de los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, estado de Veracruz; así como el análisis de la posible respuesta de estos procesos a las variaciones ambientales.

### 2.1. Objetivos Particulares

- ≈ Determinar las fluctuaciones de los parámetros físicos y químicos en el agua de fondo y los sedimentos, a lo largo del ciclo anual dentro de las diferentes zonas de muestreo.
- ≈ Determinar el patrón de variación de las tasas de fijación de nitrógeno atmosférico en el agua de fondo y los sedimentos superficiales.
- ≈ Determinar las cinéticas de producción de óxidos nitrosos ( $N_2O$ ) en el agua de fondo y en el agua intersticial de las capas superficiales del sedimento.
- ≈ Modelar la distribución en tiempo y espacio, de los iones inorgánicos ( $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$ ), respecto a los cambios de salinidad dentro de la laguna en las diferentes épocas del año.

## II. FIJACIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO (N<sub>2</sub>)

### 1. Introducción

La disponibilidad de nitrógeno es un factor clave para la regulación de la productividad primaria en sistemas pelágicos y bentónicos especialmente en hábitats deficientes en nitrógeno.

Con los ríos el flujo de nitrógeno adquiere una mayor importancia en las áreas costeras y en los estuarios, en tanto que, en mar abierto, los aportes de nitrógeno desde la atmósfera son más importantes. Al igual que en los ecosistemas terrestres, la mayor parte de la producción primaria neta del mar se sustenta por el reciclamiento del nitrógeno en la columna de agua (Ward, 1996).

La fijación biológica de nitrógeno está confinada a grupos especializados de procariotas, los cuales poseen la enzima nitrogenasa, y pueden tener un metabolismo autótrofo o heterótrofo. Debido a que la triple ligadura del nitrógeno molecular es extremadamente estable, la reducción de N<sub>2</sub> a amonio es un proceso altamente demandante de energía equivalente a + 630 kJ por molécula de N<sub>2</sub> fijado (Madigan *et al.*, 2004).

La fijación microbiana e industrial del nitrógeno, es el proceso más importante que convierten el nitrógeno atmosférico a nitrógeno fijado, mientras que la desnitrificación bacteriana es el más significativo de regeneración de nitrógeno molecular (Thamdrup y Dalsgaard, 2002). Este proceso es especialmente activo en aguas someras que presentan zonas anaerobias ricas en materia orgánica.

Aunque el nitrógeno es abundante en la atmósfera, pocos organismos (diazótrofos) pueden utilizarlo en su forma molecular ( $N_2$ ). Las cianobacterias son los organismos fijadores de nitrógeno más importantes en los ambientes acuáticos aunque existe evidencia que otros organismos procariotas diazótrofos son capaces de llevar a cabo este proceso (Falcón *et al.*, 2007). Como fotoautótrofos, las cianobacterias producen oxígeno, un potente inhibidor de la fijación de nitrógeno; por lo que muchas de ellas presentan células especializadas para confinar la nitrogenasa y así protegerla del proceso de fotosíntesis oxigénica, estas células se denominan heterocistos (Evans *et al.*, 2000, Stal *et al.*, 1984).

### *1.1 Factores que afectan la fijación de nitrógeno.*

Hay una amplia variedad de factores que pueden afectar la fijación de nitrógeno sin importar el tipo de ecosistema. Un aspecto importante es la extrema sensibilidad de la actividad de la nitrogenasa al oxígeno, a niveles tanto ecológicos como enzimológicos. La nitrogenasa es una enzima compleja de la cual depende la fijación de nitrógeno; está constituida por dos coproteínas, una que contiene hierro y molibdeno y otra que solo contiene hierro; es muy sensible al oxígeno y necesita una presión parcial muy baja de este elemento para poder desarrollar su actividad.

La luz, la temperatura, el pH, la salinidad, el oxígeno, los micronutrientes, el nitrógeno inorgánico y los sustratos orgánicos disponibles, rigen la actividad de la nitrogenasa en situaciones específicas (Viner, 1982).

Numerosos estudios han reportado una actividad estimuladora o dependiente de la luz sobre la nitrogenasa. De manera similar, se ha observado que las fluctuaciones de temperatura afectan las poblaciones microbianas y el metabolismo en general, incluyendo la actividad

de la nitrogenasa. Estas fluctuaciones se presentan generalmente en/o cerca de la interfase agua-sedimento.

### *1.2. Tasas de fijación de nitrógeno molecular.*

Las tasas de fijación han sido medidas para una gran variedad de bacterias autótrofas y heterótrofas. Las cianobacterias parecen ser las responsables de la mayor parte de la fijación biológica del nitrógeno molecular (Postgate, 1982).

Diversos métodos han sido empleados para cuantificar la tasa de fijación de nitrógeno. Una de ellas es la técnica de isótopos estables ( $^{15}\text{N}$ ), aunque la técnica ampliamente utilizada es la de reducción del acetileno.

La nitrogenasa no es por completo específica para el  $\text{N}_2$ , ya que también puede reducir cianuro ( $\text{CN}^-$ ), acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) y varios compuestos con triple enlace. La reducción de acetileno por la nitrogenasa es un proceso en el que intervienen dos electrones para producir etileno.

La tasa de reducción de acetileno, comparada con la tasa de incorporación del nitrógeno molecular a la biomasa celular, tiene un factor de conversión de aproximadamente 3 moles de etileno formados respecto 1 mol de  $\text{N}_2$  fijado (Atlas y Bartha, 2002). El parecido entre la molécula de acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) y la de nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) es evidente, de este modo la tasa de formación de etileno es también una medida indirecta de la actividad de fijación de nitrógeno o de la nitrogenasa. En presencia de acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ), a niveles de saturación, la fijación de nitrógeno es completamente inhibida.

Diversos autores han estimado las tasas de fijación de nitrógeno con la técnica de reducción del acetileno tanto en sistemas costeros como oceánicos. Por ejemplo, Hanson y Gunderson (Herbert, 1999) registraron tasas de fijación de nitrógeno muy altas en matas de

cianobacterias de la Bahía de Kaneohe, Hawaii ( $76 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ), al igual que Falcón *et al.*, (2007) que reportaron una tasa de fijación de hasta  $192 \text{ nmol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$  en Cuatro Ciénegas, México. En contraste a las matas de cianobacterias, la tasa de fijación de nitrógeno en sedimentos marinos sin vegetación los rangos fueron de  $0.002$  a  $0.65 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ; así como en estudios realizados en sistemas lacustres mexicanos (Falcón *et al.*, 2002, 2007).

Algunos de los valores más altos de fijación de nitrógeno han sido reportadas por Torrey y Lee (1976, citado en Mackenzie, 1984) en los sedimentos superficiales del Lago Mendota (EUA) ( $0.004$  a  $0.09 \text{ nM N g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ), así como la obtenida por Larkum *et al.* (1988) al sur de la Gran Barrera Arrecifal Australiana de  $34$  a  $68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . En sedimentos del Lago Mono, EUA, se ha reportado que la fijación de nitrógeno está asociada a la descomposición de los agregados de las algas verdes filamentosas *Ctenocladus circinnatus* (Oremland, 1990).

Otros estudios han demostrado la dependencia a ciertas condiciones ambientales (la luminosidad, salinidad y nutrientes) de los organismos fijadores de nitrógeno; por ejemplo Evans *et al.* (2000) encontraron que en el mar Báltico la fijación de nitrógeno se ve inhibida cuando es sometida a un flujo de fotones de más de  $1000 \mu\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  tanto en condiciones naturales como de laboratorio; otra investigación realizada en los sedimentos del Lago Mono, California, reportó una inhibición de la actividad de la nitrogenasa a altas salinidades ( $50$  y  $100 \text{ g l}^{-1}$ ), bajo estas condiciones la tasa de fijación fue reducida en un  $50\%$  y cuando la salinidad fue elevada hasta  $150 \text{ g l}^{-1}$  la actividad se redujo hasta en un  $90\%$  ( $2.9 \text{ nmoles ml}^{-1} \text{ hr}^{-1}$ ) (Hebst, 1998).

Debido a la importancia que representa el proceso de fijación de nitrógeno y a la escasez de información sobre este proceso en sistemas lagunares del sur del Golfo de México, esta investigación pretende contribuir al estudio de las variaciones de la tasa de fijación de nitrógeno atmosférico en el agua de fondo y los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan.

## **2. Materiales y Métodos**

La red de estaciones de muestreo dentro de la laguna, fue determinada según las características en intercambios de agua salada provenientes de la línea de costa y de los ríos que desembocan en la laguna. Los muestreos fueron realizados durante noviembre (2004) y febrero y junio (2005).

Las estaciones muestreadas fueron Arroyo la Boya (cercana a la boca), Río la Palma (desembocadura), frente al Cocal y Punta Levisa (sobre el canal de navegación), Costa Norte (zona con vegetación sumergida) y finalmente Río el Sábalo (desembocadura) (ver figura 1, capítulo I).

### *2.1. Parámetros físicos y químicos*

i) Las muestras de agua cercana al fondo fueron obtenidas mediante una botella Van Dorn horizontal. La concentración de oxígeno fue determinada por la técnica de Winkler (Aminot y Chaussepied, 1983). La salinidad fue medida con un refractómetro de campo marca ATAGO S MILL-E (precisión  $\pm 1$  ‰) y con un salinoconductímetro YSI.

ii) El pH fue medido utilizando un minielectrodo tipo aguja (2mm de d.e.) marca Orion y el potencial redox con un minielectrodo tipo aguja (3mm de d.e.) de Eh, con el fin de no

perturbar el sedimento durante las lecturas, de manera escalonada cada 5 mm de profundidad dentro del núcleo de sedimento.

iii) La concentración de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  fue realizada mediante métodos colorimétricos para aguas marinas (Aminot y Chaussepied, 1983).

iv) El agua intersticial fue obtenida utilizando un tubo capilar en policarbonato (10 cm largo x 5 mm d. e.) con una serie de orificios de 1mm d.i. a lo largo de los 2 últimos centímetros del tubo, cual fue introducido en la subsuperficie del sedimento; una vez obtenida el agua por mediación de una jeringa de 50-ml unida a una pequeña manguera que comunica el tubo capilar con la jeringa, el agua fue filtrada a través de membranas Millipore de  $0.2\mu\text{m}$  de diámetro de poro, y almacenada en frascos de vidrio previamente gasificados con  $\text{N}_2$ , los cuales fueron inmediatamente congelados.

v) La materia orgánica fue determinada mediante el método titulación de exceso de dicromato de potasio usado en la oxidación de la materia orgánica, con una solución 0.5N de sulfato ferroso (Gaudette *et al.*, 1974).

vi) La granulometría del sedimento fue obtenida con la técnica de Holme y McIntyre (1984).

## 2.2. Actividad de la nitrogenasa

Las muestras de agua cercana al fondo fueron obtenidas mediante una botella Van Dorn horizontal. Para obtener el sedimento se utilizaron nucleadores manuales en policarbonato (22cm de largo x 5 cm d.e.). Una vez obtenidos los núcleos de sedimento se cortó el primer centímetro con una espátula y colocó dentro de jarras de vidrio herméticas conteniendo 300 ml de agua de la estación previamente filtrada con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F. Las incubaciones fueron realizadas *in situ* por triplicado (dos frasco claros y 1 oscuro).

Al igual que con las muestras de sedimento, 300 ml del agua de fondo (sin filtrar) fueron incubados en jarras de vidrio herméticamente cerradas, por triplicado. Antes de la incubación se extrajo el 10% del volumen de aire del frasco, a través de un septo de hule colocado en la tapa y se inyectó el mismo volumen de acetileno. La incidencia de la luz sobre las muestras al momento del inicio de la incubación fue medida mediante un luxómetro marca Hanna.

La estimación de las tasas de fijación de  $N_2$  fue medida mediante la técnica de reducción de acetileno (ARA) (Capone, 1993). Para experimentar la variación diurna sobre la actividad de la nitrogenasa, una de cada 3 jarras fue cubierta con papel aluminio y una bolsa negra para mantenerla en la oscuridad, mientras las otras dos fueron mantenidas en condiciones de luminosidad existente *in situ*. Las incubaciones fueron realizadas durante 4 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se toma una submuestra de la fase gaseosa con ayuda de un tubo Vacutainer para analizarla posteriormente, por cromatografía de gases.

### 2.3. Análisis cromatográfico

Los análisis de etileno ( $C_2H_4$ ) fueron realizados con un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Auto Analyzer con detector de ionización de flama (FID) utilizando una columna capilar RESTEK Corporation de 15m x 0.55 d. i. mm x 1.0  $\mu m$  de grosor de capa. La temperatura del inyector fue de 230 °C, la del detector de 230 °C y la del horno fue de 165 °C. El gas acarreador utilizado fue Helio a una tasa de flujo de 1  $ml\ min^{-1}$ , inyectando una muestra de 100  $\mu L$ . EL cromatógrafo de gases fue calibrado usando un estándar de etileno de 100 ppm. Un factor teórico de 3:1 fue utilizado para la conversión de nanomoles de acetileno ( $C_2H_2$ ) reducido a nanomoles de  $N_2$  fijado, propuesto por Postgate (1982).

El cálculo de la reducción de acetileno, generalmente expresada como producción de etileno se realiza de la siguiente manera:

$$\text{TRA} = \text{nmol C}_2\text{H}_4 = \frac{\text{Áreapico muestra} \times \text{C.E} \times (\text{V}_{\text{gas}} + \text{V}_{\text{H}_2\text{O}} + 0.1)}{\text{Áreapico estándar} \times \text{Volinyectado}} \cdot \Delta t$$

$$\text{N}_2 \text{ fijado} = \text{TRA} / 3$$

Donde:

C. E= coeficiente del estándar de etileno expresado en  $\text{nmol L}^{-1}$

V gas= volumen de la fase gaseosa en el frasco de incubación

V H<sub>2</sub>O= volumen de agua incubada (o de sedimento, según sea el caso)

0.1= coeficiente de Bunsen para el etileno a la apropiada salinidad y temperatura (Flett *et al.*, 1976)

Vol. inyectado de la fase gaseosa inyectada en el cromatógrafo de gases (100  $\mu\text{l}$ )

$\Delta t$ = tiempo de incubación

3= Factor teórico de conversión de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> a N<sub>2</sub> para el sistema estudiado (Postgate, 1982).

*Fijación de Nitrógeno total* = Autótrofa (luz) + Heterótrofa (oscuridad)

### 3. Resultados

#### 3.1 Parámetros físicos y químicos

Durante los muestreos (noviembre, febrero y junio) en diferentes épocas del año la fluctuación de los parámetros físicos y químicos varió considerablemente en las diferentes zonas de muestreo dentro de la laguna de Sontecomapan. La salinidad promedio registrada en la columna de agua fue relativamente alta ( $\approx 23.7 \pm 10.8 \text{ ‰}$ ), las concentraciones promedio de oxígeno en los diferentes muestreos varió entre  $5.13 \pm 2.3$  y  $6.9 \pm 1.73 \text{ mg L}^{-1}$

(Tabla 1), la variación en el pH fue mínima, manteniéndose generalmente la neutralidad en el agua de fondo. La temperatura fluctuó de 20 a 31 °C

Tabla 1. Valores obtenidos de los parámetros físicos y químicos en el agua de fondo en las diferentes estaciones de muestreo durante los tres muestreos realizados.

Estación	O <sub>2</sub> disuelto (mg L <sup>-1</sup> )			Temperatura (°C)			pH			Salinidad (‰)		
	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun
Costa Norte	4.42	5.25	5.72	25	27	31	7.40	6.86	7.63	14.50	24	30
Punta Levisa	5.57	10.10	6.02	26	28	31	7.68	7.41	7.66	17.25	29	32
Río Sábalo	5.63	6.06	0.60	25.3	27	32	7.05	6.89	7.53	12.00	12	32
frente coccal	7.98	7.27	6.72	24	25	29	7.74	7.35	8.00	28.00	31	33
Río La Palma	7.47	5.86	6.22	25	24	29	6.97	6.34	7.27	0.20	5	32
La Boya	6.65	6.87	5.52	20	21	30	7.70	8.39	7.44	25.00	37	32

nd : no determinado, Nov = noviembre, Feb = febrero, Jun = junio

El potencial de óxido reducción en agua de fondo se mantuvo en la mayoría de las estaciones electropositivo ( $37.2 \pm 128.4$  mV), mientras que en el sedimento la variación fue mayor (121.7 a -45 mV). El sedimento se caracterizó por ser en su mayoría areno-limosos, con una concentración promedio de carbono orgánico de  $1.73 \pm 1.5\%$ , presentando los mayores porcentajes en aquellas estaciones que se encuentran bajo la influencia de los ríos, por lo que el acarreo de sedimento hacia el interior de la laguna fue mayor en comparación al resto de las estaciones (Tabla 2).

Tabla 2. Caracterización física y química del sedimento y potenciales de óxido-reducción registrados en los diferentes sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados (media  $\pm$  desv st).

Estación	MO (%)	% Arcilla	% Limo	% Arena	Eh agua de fondo	Eh sedimento
Costa Norte	1.35 $\pm$ 0.75	3.01 $\pm$ 2.84	9.0 $\pm$ 7.64	87.45 $\pm$ 9.8	42.6 $\pm$ 92.3	30.4 $\pm$ 98.9
Punta Levisa	0.57 $\pm$ 0.46	8.35 $\pm$ 8.84	3.6 $\pm$ 3.11	80.65 $\pm$ 22.13	55.58 $\pm$ 241.7	126.5 $\pm$ 232.5
Río Sábalo	3.8 $\pm$ 1.93	4.2 $\pm$ 0.85	23.15 $\pm$ 20.7	70.25 $\pm$ 24.96	88.9 $\pm$ 28.3	64.3 $\pm$ 44.9
frente Cocal	0.78 $\pm$ 0.48	6.75 $\pm$ 6.01	13.7 $\pm$ 5.23	74.05 $\pm$ 19.02	55.8 $\pm$ 95.9	9.13 $\pm$ 50.6
Río La palma	1.84 $\pm$ 1.57	8.15 $\pm$ 9.55	6.05 $\pm$ 2.33	78.35 $\pm$ 22.4	68.9 $\pm$ 77.7	86.8 $\pm$ 53.8
La Boya	2.06 $\pm$ 1.33	5.85 $\pm$ 4.45	10.05 $\pm$ 4.74	79.55 $\pm$ 15.5	-71.35 $\pm$ 160.1	-83.8 $\pm$ 222.08

En cuanto a las concentraciones de amonio registradas en agua de fondo durante los diferentes muestreos, se obtuvo que la concentración media fue de  $6.0 \pm 3.8 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ ; la concentración más baja se encontró en las estaciones Costa Norte y Punta Levisa ( $0.71 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ ) durante el muestreo realizado en junio, en cuanto a la concentración más alta registrada, ésta se encontró en la estación Río Sábalo ( $13.57 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ ) en el muestreo de junio (Figura 1). En los dos muestreos restantes la fluctuación en la concentración de amonio no fue tan marcada, esta variación quizás se deba tanto al acarreo de material vegetal como al acarreo de sedimentos proveniente de los ríos.

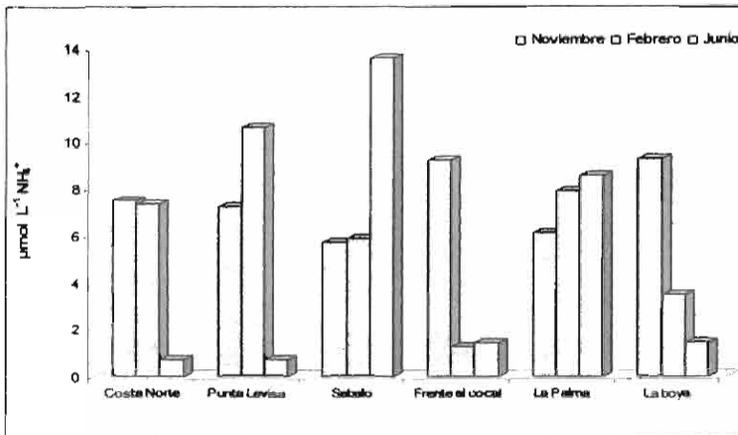


Figura 1. Concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el agua de fondo de los sitios muestreados.

En sedimento, la mayor concentración de amonio fue de 26.45 μmol L<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en la estación Punta Levisa, tanto en el muestreo de noviembre como en el febrero presentándose la mayor concentración en los sedimentos y no en el agua de fondo; la concentración más baja detectada se obtuvo en febrero en la desembocadura del Río Sábalo (1.54 μmol L<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

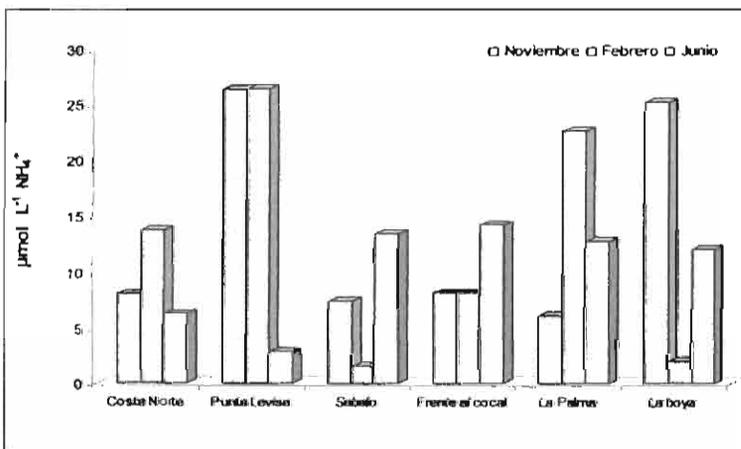


Figura 2. Concentraciones de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en agua intersticial durante los muestreos realizados

El flujo difusivo del amonio del sedimento hacia la columna de agua, enriquecen a ésta provocando que en ocasiones, la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  sea elevada en el agua de fondo (Figura 2).

Las concentraciones de nitritos en agua de fondo en los tres muestreos fluctuaron entre  $0.023$  y  $9.1 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_2^-$ , obteniéndose la concentración mínima en la estación Punta Levisa durante noviembre mientras que la máxima concentración se midió frente al Cocal (canal de navegación) durante el mes de febrero. Esto puede ser atribuido a que el poco amonio que se encontraba en esa estación fue oxidado a nitritos, tal vez por un alto requerimiento de este ión por parte de la vegetación circundante, por el fitoplancton y por la población bacteriana para obtención de nitrógeno fijado; además que en esta zona existe una alta actividad de resuspensión por el tráfico constante de lanchas, que pudo provocar la sobre evolución de los nitritos.

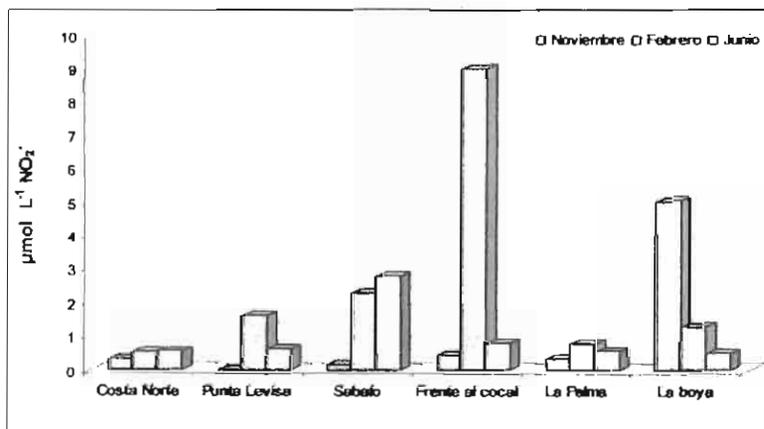


Figura 3. Fluctuación de la concentración de  $\text{N-NO}_2^-$  en el agua de fondo de las estaciones muestreadas.

En cuanto a las concentraciones detectadas en el sedimento, las mayores y menores concentraciones fueron detectadas durante el muestreo de febrero ( $\bar{x} = 3.4 \pm 3.7 \mu\text{mol L}^{-1}$  N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), encontrándose el valor más alto en el Río la Palma y el más bajo en el Río Sábalo; aunque ambas estaciones se encuentran ubicadas a la salida de los ríos, la concentración de la MO acarreada difiere entre ellos (ver tabla 2), aunado a que en el Sábalo se presentaron condiciones de anoxia que impiden que se lleve a cabo una buena mineralización aerobia de la MO y por lo tanto se vea afectado también el proceso de nitrificación, proceso por el cual es producido el nitrito como metabolito intermediario.

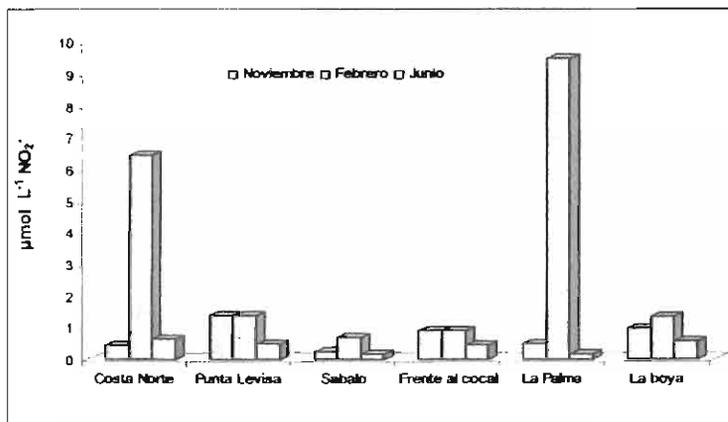
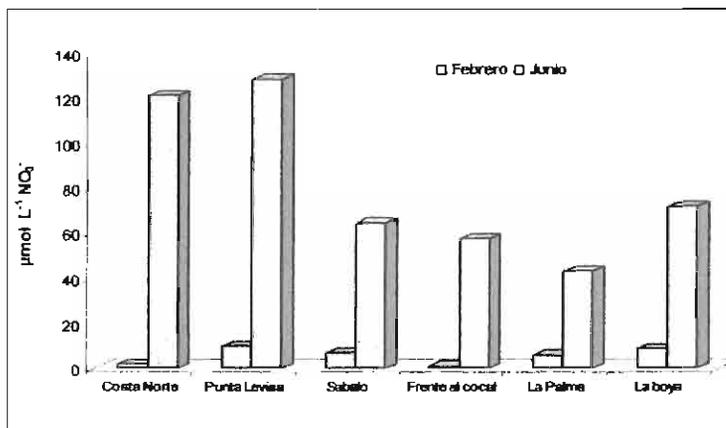


Figura 4. Fluctuación de la concentración de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en los sedimentos superficiales de las estaciones muestreadas

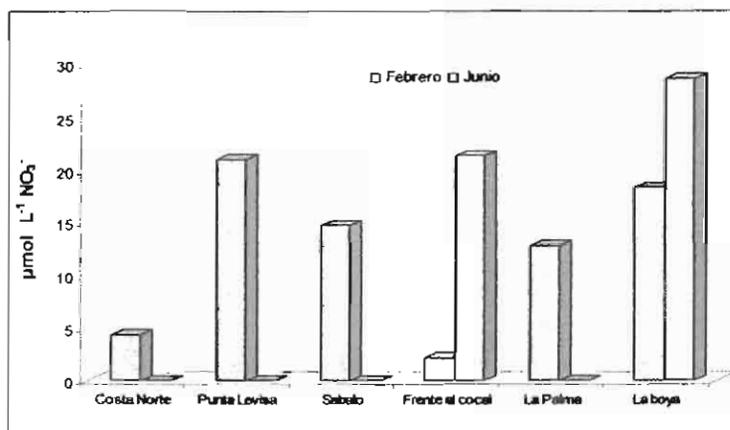
Finalmente, la concentración N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en agua de fondo fluctuó entre 0.75 y 128.6 μmol L<sup>-1</sup>, la concentración más baja se obtuvo en la estación ubicada frente al cocal (sobre el canal de navegación) durante febrero, mientras que la máxima se registró en Punta Levisa en el muestreo de junio. Esto podría ser atribuido, como ya se mencionó anteriormente, al constante movimiento de la masa de agua en estas zonas del canal de navegación, que

provoca una resuspensión continua del sedimento, permitiendo que los nitratos producidos en el sedimento se incorporaran a la columna de agua (Figuras 5a y 5b).

En cuanto a los sedimentos, las concentraciones de nitratos fluctuaron entre 0 y 28.6  $\mu\text{mol L}^{-1}$ , durante el muestreo de junio (época de lluvias); la máxima se registró en la desembocadura del Arroyo la Boya, pudiendo atribuir esto a que el sedimento de esa estación en esta época de año se encontraba bien oxigenado, con un mayor porcentaje de arenas que de limos, permitiendo que la mayor parte del nitrito se oxidara a nitrato, aunado al hecho de que es una zona de gran intercambio de agua marina costera enriquecida con nitratos que entra por la boca.



a)

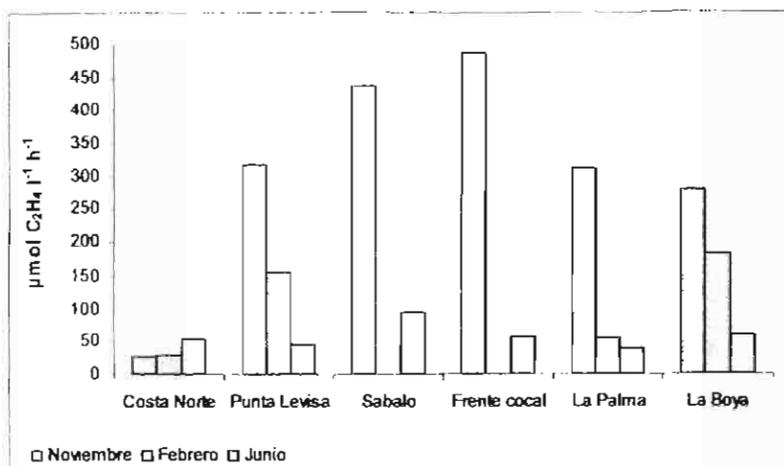


b)

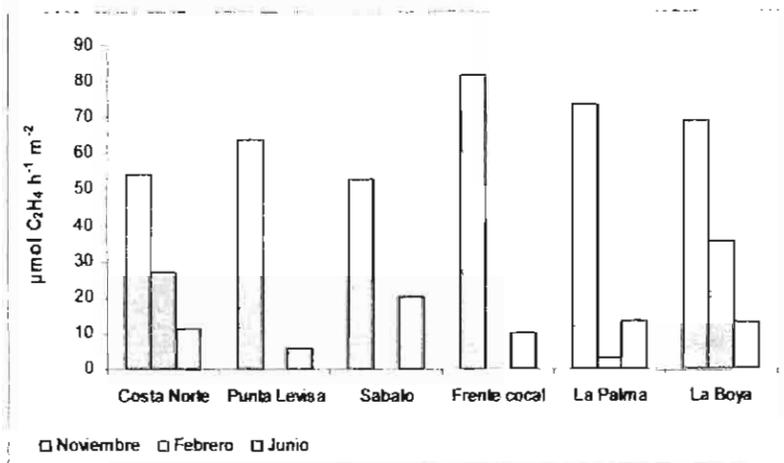
Figura 5. Fluctuación de la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  en las estaciones muestreadas, durante los meses de febrero y junio 2005, a) agua de fondo y b) sedimentos superficiales.

### 3.2. Fijación de nitrógeno

La actividad de la nitrogenasa fue detectable en todas las muestras procesadas. Los resultados para las tasas de reducción de acetileno en las seis estaciones de muestreo estudiadas se muestran en la figura 6. Las mayores tasas de fijación de  $\text{N}_2$  detectadas en el agua de fondo fueron de 486.9, 182.6 y 94.7  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  en los muestreos de noviembre de 2004, y febrero y junio de 2005 en las estaciones ubicadas frente al Cocal, Arroyo la Boya y el Río Sábalo, respectivamente. En cuanto a los sedimentos las tasas más altas en los mismos meses arriba señalados fueron de 81.7, 35.4 y 20  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .



a)



b)

Figura 6. Variación de la tasa de fijación de N<sub>2</sub> en el agua de fondo (a) y en el sedimento (b) durante los tres muestreos realizados.

El análisis estadístico realizado solo mostró algunas relaciones marginales entre la tasa de fijación de N<sub>2</sub> y la variación de los parámetros físicos y químicos a través de las estaciones diferentes épocas de año muestreadas; así como por las características físicas del sedimento. Se pudo observar que la actividad de la nitrogenasa podría estar siendo afectada

negativamente por las altas concentraciones de arcas presentes en los sedimentos de todas las zonas muestreadas dentro de la laguna ( $r = -0.66$ ), mientras que el porcentaje de arcillas parecen tener una influencia positiva sobre esta actividad ( $r = 0.59$ ). En este mismo tenor, parece ser que los cambios de temperatura (aguas más frías en noviembre-febrero y más caliente en junio) inhiben la actividad de la nitrogenasa ( $r = -0.64$ ), al igual que las altas concentraciones de nitratos encontradas durante el mes de febrero en el agua intersticial ( $r = -0.56$ ). El proceso de fijación biológica del nitrógeno/reducción de acetileno durante el muestreo de noviembre, varió entre 26.92 y 486.88  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  en agua de fondo, y entre 52.69 y 81.74  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  en sedimento. Una tasa de fijación 10 veces mayor en el agua de fondo que en el sedimento, fue registrada en la estación de muestreo ubicada frente al Cocal (sobre el canal de navegación), mientras que las mínimas fueron registradas en el agua de fondo de la estación Costa Norte a pesar de ser una zona donde existen algunos manchones de pastos marinos (*Ruppia maritima*), y en el sedimento de la desembocadura del Río el Sábalo debido a que en ambas estaciones las concentraciones de amonio fueron altas, inhibiendo así la fijación de nitrógeno (figura 7).

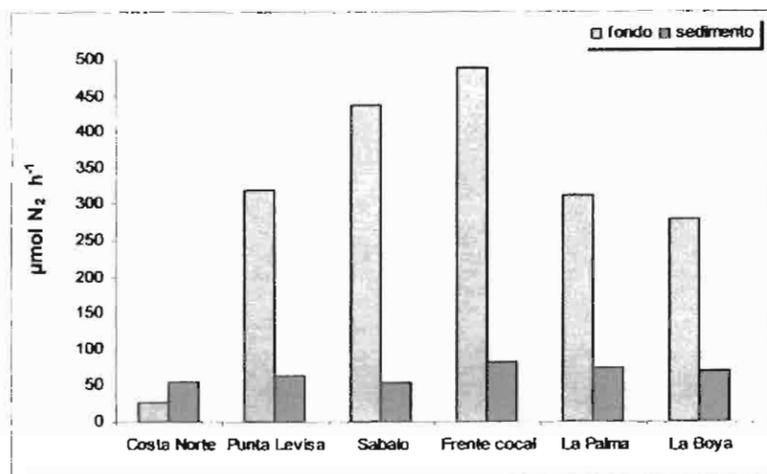


Figura 7. Variación de la tasa de fijación N<sub>2</sub> en el agua de fondo y en el sedimento superficial durante noviembre 2004. Las unidades están dadas en μmol L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para el agua y en μmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para el sedimento.

En noviembre, se observó que el proceso de fijación biológica de N<sub>2</sub> en agua de fondo pudo verse influenciada positivamente por la concentración de oxígeno ( $r = 0.69$ ) y de manera marginal por el Eh ( $r = 0.51$ ). A pesar que en algunas estaciones de muestreo la concentración de oxígeno en el agua de fondo fue alta, con valores de Eh altamente electropositivos, es sabido que en presencia de oxígeno los microorganismos diazótrofos producen un considerable poder reductor para proteger a la nitrogenasa del oxígeno (Pérez y Torralba, 1997).

De manera general, se observó que la actividad de la nitrogenasa en el sedimento superficial, presentó una tendencia a ser influenciada por las bajas concentraciones de amonio presente en el agua fondo ( $r = 0.54$ ) y de manera significativamente positiva por la concentración de oxígeno presente en el agua de fondo ( $r = 0.92$ ).

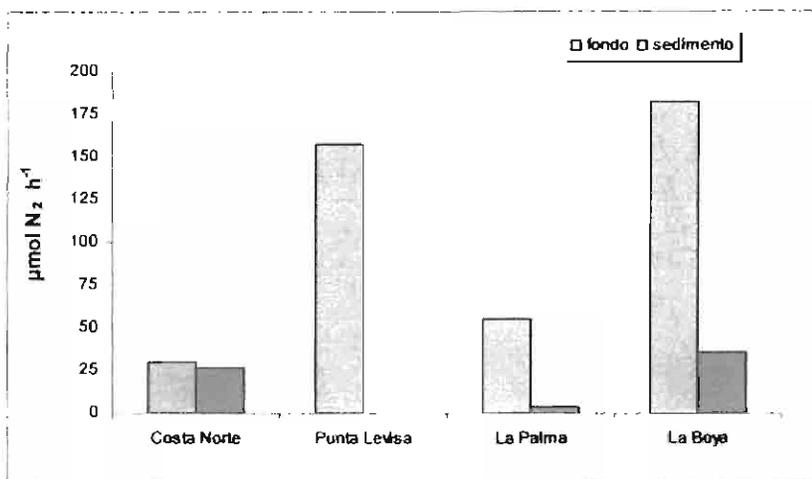


Figura 8. Variación de la tasa de fijación N<sub>2</sub> en el agua de fondo y en los sedimentos superficiales durante el mes de febrero. Las unidades están dadas en µmol L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para el agua y en µmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para el sedimento.

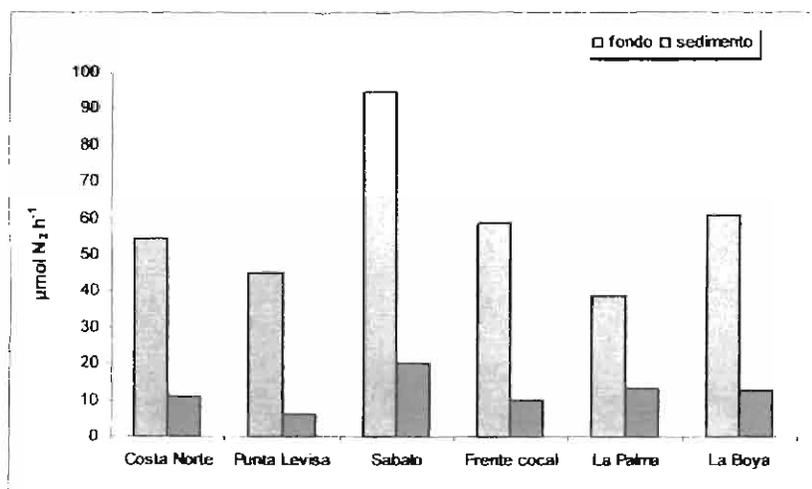


Figura 9. Variación de la tasa de fijación de N<sub>2</sub> en el agua de fondo y en el sedimento superficial durante el muestreo del mes de junio 2005. Las unidades están dadas en µmol L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para agua y en µmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para sedimento.

Por último en junio de 2005, la tasa de fijación no mostró grandes fluctuaciones en las diferentes estaciones de muestreo como se observó durante los meses de noviembre y febrero, pero sus valores estuvieron muy por abajo de los obtenidos en estos meses. La tasa promedio fue de  $58.72 \pm 19.5 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  en el agua de fondo; donde la mayor tasa de fijación se detectó en la estación ubicada en la desembocadura del Río el Sábalo ( $94.7 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) coincidiendo con las mayores concentración de materia orgánica (3.4 % C.org.) y la mínima en la estación del Río la Palma ( $38.53 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ).

Aunque investigaciones realizadas por Hebst (1998) demostraron que la salinidad es un inhibidor del proceso de fijación de  $\text{N}_2$ , en esta investigación sin embargo, no se encontró evidencia de lo anterior a pesar de que las salinidades registradas durante las diferentes estaciones del año fueron de alrededor de 30 ‰.

En el análisis de componentes principales se observó una relación significativa entre el contenido de carbono orgánico y el comportamiento de las tasas de fijación de  $\text{N}_2$  (vs fondo  $r=0.78$  y vs sedimento  $r= 0.87$ ,  $p \leq 0.05$ ) y una relación inversa con la concentración de amonio ( $13.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ ,  $r= -0.65$ ) y la cantidad de oxígeno disuelto del agua de fondo ( $r= -0.84$ ) durante junio.

#### **4. Discusión**

Las diferencias encontradas en las concentraciones de los iones inorgánicos en las estaciones ubicadas en la salida de los ríos se atribuyó, en el caso del río Sábalo a que la materia orgánica puede estar compuesta de detritos refractarios, acarreados por el río a su paso por las zonas de cultivo de caña, y por las bajas concentraciones de  $\text{O}_2$  debidas a la alta concentración de limos que se encuentra en estos sedimentos, mientras que en la

desembocadura del río la Palma, más expuesta a los intercambios con el agua marina, la concentración de MO y de limos es menor, con valores de Eh más electropositivos y con condiciones de oxigenación adecuadas para que se lleve a cabo la oxidación del amonio (Figuras 1 y 2, y tabla 2).

Las altas concentraciones de nitratos registradas durante el muestreo de junio se atribuyeron a que el sedimento se encontraba bien oxigenado, con un mayor porcentaje de arenas que de limos, permitiendo que la mayor parte del nitrito se oxidara a nitrato, aunado al hecho de que la zona del arroyo la Boya es una zona de gran intercambio de agua marina costera enriquecida con nitratos que entra por la boca.

Niencheski y Jahnke (2002) han sugerido que la concentración de nutrientes en los sedimentos refleja las condiciones de los ecosistemas a largo plazo, más que los niveles detectados de nutrientes en la columna de agua. La mineralización bacteriana, de la materia orgánica, la utilización de nutrientes por parte del microfítobentos y su subsecuente consumo por parte de invertebrados bentónicos, así como los flujos difusivos de nutrimentos enterrados, provocan que los sedimentos actúen como una fuente de nutrimentos (Murray *et al.*, 2006).

A pesar de que algunos estudios demostraron la inhibición de la fijación de  $N_2$  cuando existen una alta concentración de  $NO_3^-$  en el medio, en este estudio se encontró que los resultados obtenidos están relacionados positivamente con la concentración de nitrato ( $r=0.76$ ) y con la cantidad de arenas presentes en los sedimentos ( $r= 0.67$ ). Por otra parte, las tasas más bajas de fijación de  $N_2$  fueron detectadas en la desembocadura del río la Palma, en este caso la presencia de  $H_2S$  podrían estar inhibiendo la actividad de la nitrogenasa.

Los valores más altos de la tasa de fijación de  $N_2$  se obtuvieron en las estaciones de muestreo con bajos porcentajes de MO y limos, localizadas sobre el canal de navegación que es por donde se llevan a cabo los intercambios del agua de la laguna y el agua marina costera (Punta Levisa y frente al Cocal).

En cuanto a la variación de la tasa de fijación en condiciones de luz y de oscuridad en el agua de fondo, no se encontraron diferencias significativas en tres de las cuatro estaciones muestreadas. La única estación que presentó una diferencia significativa en los valores de la tasa de fijación llevada a cabo por autótrofos y heterótrofos fue la estación ubicada en la desembocadura del río La Palma, donde la fijación de  $N_2$  llevada a cabo por fotoautótrofos fue 3 veces mayor que la fijación heterotrófica, ya que se ha demostrado que la mayor parte de los microorganismos fijadores de  $N_2$  tienen un metabolismo fotótrofo (Charpy *et al.*, 2001; Larkum *et al.*, 1988), aunque algunos de ellos son capaces de fijar el  $N_2$  en la oscuridad si disponen de suficientes sustancias orgánicas aprovechando el poder reductor y el ATP generado en la fase luminosa de la fotosíntesis (Pérez y Torralba, 1997; Atlas y Bartha, 2002)

En el caso de los sedimentos superficiales este mismo comportamiento fue detectado en la estación ubicada en el Arroyo la Boya; en la cual la concentración de oxígeno fluctuó entre 5.5 y 6.9  $mg L^{-1}$ , y la salinidad entre 32 y 37 ‰ en agua de fondo, el porcentaje de carbono orgánico en el sedimento fluctuó entre de 0.54 y 3.04, y se caracterizó por ser de tipo arenoso limoso. A pesar de que diversos estudios han comprobado la inhibición de la actividad de la nitrogenasa por las concentraciones de oxígeno no se detectó un efecto negativo de este gas sobre el proceso de fijación de nitrógeno. lo que indica que los microorganismos diazótrofos que se encuentran en este ecosistema presentan mecanismos

de protección contra las altas concentraciones de oxígeno encontradas, generalmente, durante las diferentes épocas de muestreo.

Los resultados obtenidos en este muestreo si coinciden con lo observado por otros autores, en el hecho de que altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  inhiben la actividad de la nitrogenasa.

Tabla 3. Tasa de fijación de nitrógeno reportadas para diferentes ecosistemas.

<b>Ecosistema estudiado</b>	<b>Tasa de fijación de nitrógeno</b>
Lagos Kenianos	0.224 - 4.48 ng N g peso seco <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>
Bahía Tomales, EUA	16.8 – 24 mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Tikehau, Polinesia Francesa (2005)	1.4 - 8.0 mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Mar Báltico	17.9 μmol h <sup>-1</sup> mg <sup>-1</sup> Chla (día) 5.5 μmol h <sup>-1</sup> mg <sup>-1</sup> Chla (noche)
Isla Mellun, Mar del Norte	6 – 872 μmol C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
Tikehau, Polinesia Francesa (2001)	0.11 - 1.8 mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Lago Mono, EUA	10.61 - -26.27 nmol ml <sup>-1</sup> sed h <sup>-1</sup> A 50 g L <sup>-1</sup> de sal
Bird Shoal, EUA	40 nmol cm <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
Cuatro ciénegas, México	192 nmol m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
Alchichica, México	2.15 – 55.71 μM C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> c/UV 0.63 – 25.72 μM C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> s/UV
<b>Esta investigación:</b>	agua: 94.7 – 486.9 μmol L <sup>-1</sup> C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> h <sup>-1</sup> sedimento: 5.98 - 81.74 μmol C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>

La inhibición de la tasa de fijación del N<sub>2</sub>, encontradas en este estudio en los sedimentos superficiales durante junio podrían deberse más a las altas relaciones N:P como propuso

Wallström (1988), y a la presencia de cianobacterias como ha sido propuesto por Deutsch *et al.* (2007), que a la variación de los parámetros físicos y químicos estudiados.

En resumen, y contrario a lo reportado por Charpy *et al.* (2001) y Joye y Pearl (1994), no se encontraron evidencias del papel inhibitorio del oxígeno sobre la actividad de la nitrogenasa, así mismo Falcón *et al.* (2002) reportaron que no solo la concentración de amonio sino también de nitratos juegan un papel primordial en la regulación del proceso de fijación, ya que el gasto metabólico al utilizar estos iones es menor que al fijar una molécula de nitrógeno, sin embargo los resultados obtenidos en esta investigación no fueron claramente concluyentes.

## **5. Conclusiones**

Es notorio que las mayores tasas de fijación de nitrógeno fueron observadas en noviembre 2004 (inicio de la temporada de Nortes), mientras que las tasas más bajas se registraron durante el mes de junio que corresponde a la época de inicio de época de lluvias. Aunque estadísticamente no se detectó una relación de la temporada del año con la actividad de la nitrogenasa, si se observó una tendencia.

A pesar de el corto tiempo de incubación (4 hrs), la actividad autótrofa en agua de fondo fue predominante sobre la actividad heterótrofa fijadora de nitrógeno, mientras que en el sedimento no se encontraron diferencias tan marcadas entre una y otra, mostrando una heterogeneidad espacial y temporal en este sistema. Esta relación es atribuible al hecho de que mucha de la materia orgánica nueva necesaria para soportar la fijación de nitrógeno puede ser derivada de la producción primaria endógena (Paerl *et al.*, 1996).

Cabe señalar que la contribución del proceso de fijación de nitrógeno en la introducción de nitrógeno hacia el sistema lagunar no es despreciable, considerando las alteraciones antrópicas a las que se encuentra sometido este sistema. El nitrógeno fijado por los microorganismos es transferido desde el sedimento hacia la columna de agua a través de la regeneración de nitrógeno, lo cual en determinado momento, aumenta la productividad del sistema.

Las bajas tasas de fijación del  $N_2$  medidas en los sedimentos superficiales durante el muestreo de junio pueden ser atribuidas a la de las descargas de agua provenientes de los ríos y a la gran entrada de agua oligotrófica desde la línea de costa hacia el interior de la laguna.

### III. NITRIFICACIÓN

Este objetivo dio origen a un manuscrito que ha sido aceptado para ser publicado en el libro “Recursos Naturales: Una aproximación metodológica” titulado “*Tasas de nitrificación y de fijación biológica del nitrógeno molecular en ecosistemas acuáticos*” y otro que está actualmente en revisión titulado “Nitrification processes in a tropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico” enviada a la revista *Marine Ecology*.

#### I. TASAS DE NITRIFICACIÓN Y DE FIJACIÓN BIOLÓGICA DEL NITRÓGENO MOLECULAR EN ECOSISTEMAS ACUATICOS

Morán-Villa Vanessa Lisbeth<sup>1</sup>, Ferrara-Guerrero María Jesús<sup>2</sup>, Díaz-González Gilberto<sup>3</sup> y Ferrara-Guerrero Esteban Enrique<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Maestría en Ciencias Agropecuarias. <sup>2</sup>Departamento El Hombre y su Ambiente. <sup>3</sup> Departamento de Producción Agrícola y Animal. <sup>4</sup>División de Ciencias y Artes para el Diseño. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. [fgnd6735@correo.xoc.uam.mx](mailto:fgnd6735@correo.xoc.uam.mx)

#### TASAS DE NITRIFICACIÓN Y FIJACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

##### **Resumen**

Se examinaron las transformaciones microbianas del nitrógeno en el agua de fondo y en los sedimentos superficiales (0-10 mm de profundidad), de la laguna de Sontecomapan ubicada al SE del estado de Veracruz. Se midieron las variaciones estacionales de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ),

nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), de la tasa de nitrificación (como producción de iones  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) y de tasa fijación de nitrógeno molecular (como actividad de reducción del acetileno) en el agua de fondo y en agua intersticial de sedimentos superficiales arenosos de una estación ubicada cerca de la boca de la laguna. La estimación potencial de la oxidación de  $\text{NH}_4^+$  y de los  $\text{NO}_2^-$  fue realizada en dos épocas del año: febrero (época de secas) y noviembre (época de nortes). En el noviembre se obtuvieron altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  ( $>$  de  $25.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) en agua intersticial, mientras que en el agua de fondo las concentraciones fueron casi 3 veces menor ( $9.27 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). Se observó la influencia de la salinidad, el potencial redox y el porcentaje de carbono orgánico sobre las fluctuaciones en las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  ( $r=-0.58$ ,  $p \leq 0.05$ ). Generalmente, los iones  $\text{NO}_2^-$  fueron prácticamente indetectables en estos sedimentos. La tasa de oxidación de amonio fue muy alta en el sedimento superficial durante el mes de febrero ( $>$  a  $180 \mu\text{moles m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), mientras que la tasa de fijación de nitrógeno total fue mayor en agua de fondo ( $182.6 \mu\text{moles N}_2 \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) en comparación a la observada en los sedimentos superficiales ( $3.54 \mu\text{moles m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). En general, la tasa de fijación fue muy baja cuando el  $\text{NH}_4^+$  se encontraba en altas concentraciones. Las bajas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  detectadas en el agua intersticial, podrían deberse a que la mayor parte de este está siendo utilizado para la nitrificación.

Palabras clave: Agua de fondo, fijación de nitrógeno, iones nitrógeno, laguna costera, tasa de nitrificación, sedimento.

### *Abstract*

Nitrogen microbial transformations from bottom water and superficial sediments (0 – 10 mm depth) were examined from Sontecomapan coastal lagoon, SE of Veracruz state. Seasonal variations of ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), of the nitrification rate (production of ions  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ), and the molecular nitrogen fixation rate (reducing acetylene activity) in bottom and pore water of upperlayer sandy sediments from a station located by the lagoon mouth were measured. Potential of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_2^-$  oxidation was measured in two seasons of the year: in February (dry season) and in November ('Nortes' season). High concentrations of  $\text{NH}_4^+$  ( $> 25.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) were found in November in pore water, while almost three times lower quantities of this ion ( $9.27 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) were measured in the bottom water. Salinity influence, redox potential and organic carbon ratio on fluctuations of  $\text{NH}_4^+$  ( $r=-0.58$ ,  $p\leq 0.05$ ) concentrations were observed. Generally, nitrite was quite undetectable in these sediments. Oxidation ammonium rate was very high in upperlayer sediments in February (more than  $180 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) while the total nitrogen fixation rate was higher in bottom water ( $182.6 \mu\text{mol N}_2 \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) than in superficial sediments ( $3.54 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Generally, very low rates of nitrogenase activity were observed when  $\text{NH}_4^+$  was present in high concentrations. The low ammonium concentrations detected, generally in pore water, could be due to the fact that the main part of it is being used for the nitrification.

**Key words:** nitrification rate, nitrogen fixation, nitrogen ions, bottom water, sediments, coastal lagoon.

## ***Introducción***

El concepto de ciclo biogeoquímico dentro de la Ecología tiene gran relevancia, debido a los compartimentos ambientales (biológico, hidrológico, geológico, químico y atmosférico) que considera. En los cuerpos de agua someros marinos los ciclos biogeoquímicos tienen particular importancia por su alta dinámica, resultado de la interacción de diversos factores que se basan en la confrontación de los límites de la zona terrestre y marina. A través de los ríos y arroyos de flujo intermitente o continuo se aportan materiales orgánicos e inorgánicos al sistema (Zehr y Ward, 2002). La diferencia entre los ámbitos acuáticos oceánicos y lagunares, es que en éste último existe una continua resuspensión de partículas que conduce a una acelerada remineralización (De la Lanza, 1987).

En los ambientes acuáticos el ciclo del nitrógeno está constituido de múltiples transformaciones de los compuestos nitrogenados catalizados principalmente, por microorganismos y es a través de este ciclo que se controla la disponibilidad de los compuestos nitrogenados y la productividad biológica (Ryther y Dunstan, 1971). Algunos gases nitrogenados producidos por el metabolismo de los microorganismos que intervienen en el ciclo son gases invernadero que están potencialmente involucrados en el cambio climático de la Tierra (Vitousek *et al.* 1997).

Se sabe muy poco sobre el vínculo existente entre la ecología del ciclo del nitrógeno y la gran diversidad de microorganismos existentes en los ambientes marinos. La comprensión de este vínculo es importante para determinar el papel de la diversidad microbiana en los procesos del ecosistema y la sensibilidad del ambiente a la perturbación. El entendimiento de estas características del ciclo del N es crítico para el entendimiento del ciclo biogeoquímico global (Kudela y Dugdale, 2000).

La regeneración bacteriana del N durante la mineralización de la materia orgánica también depende de la relación C:N del material celular relativo a la disponibilidad del sustrato, y así, el que las bacterias provean o no N, o compitan con los productores primarios por el N, varía sustancialmente en espacio y tiempo (Kirchman, 2000). Las bacterias pueden utilizar el N inorgánico disuelto, mientras liberan simultáneamente  $\text{NH}_4^+$  en descomposición (Tupas *et al.* 1994). Así, las bacterias en los océanos pueden competir por el  $\text{NH}_4^+$ , regenerarlo, o ambos. No está aún muy claro cómo los procesos ocurren simultáneamente, pero una explicación es que diferentes miembros de la comunidad microbiana son responsables de diferentes procesos (Kirchman, 2000). En ambientes marinos costeros, las tasas de fijación de  $\text{N}_2$  son altas en ciertos hábitats específicos, tales como las matas cianobacteriales bénticas (Herbert, 1999) y los estuarios con macrofitas sumergidas (Nixon y Pilson, 1983).

Existen varios métodos directos e indirectos para estimar las tasas de nitrificación, dentro de los cuales están el uso de isótopos estables del nitrógeno ( $^{15}\text{N}$ ) y algunos inhibidores (nitrapirina, alliltiurea, clorato y acetileno). La desventaja del uso de isótopos como el  $^{15}\text{N}$  es que se requiere de una infraestructura costosa y son poco sensibles (Koike y Hattori, 1978), mientras que el uso de inhibidores como la alliltiurea (ATU) y el clorato de sodio ( $\text{NaClO}_3$ ) que inhiben una parte del proceso de nitrificación, han dado buenos resultados cuando no se cuenta con equipos automatizados para la determinación directa de nitratos, y son mucho menos costosos y más rápidos que el uso de isótopos estables o inhibidores como el acetileno que requieren de análisis cromatográficos (Blackburn y Blackburn, 1992), además de que se requieren pequeñas cantidades de muestra.

Normalmente la nitrificación se lleva a cabo en dos pasos, la oxidación del amonio a nitrito por nitrificadores autótrofos (nitrosación) y del nitrito a nitrato (nitratación) por otros tipos microbianos. Las bacterias quimiolitotróficas nitrificantes están ampliamente distribuidas en cuerpos de agua dulce y salada, aunque por lo general, sus densidades son bajas. Estas alcanzan altas densidades en hábitats que presentan altas concentraciones de amoniaco, particularmente en lugares donde se lleva a cabo un fuerte proceso de descomposición de proteínas (amonificación). Debido a que el nitrito es oxidado al mismo tiempo que es producido, la tasa a la cual el amonio es oxidado es igual a la tasa de acumulación del nitrito más la de nitratos (Belser y Mays, 1980). Por lo que queda claro que la oxidación del nitrito puede ser boqueada completa o específicamente; así, la tasa a la cual solo se acumula el nitrito es igual a la tasa de oxidación del amonio. Esto puede ser una ventaja cuando no se cuenta con sistemas automatizados para medir nitratos más nitritos, ya que otros métodos para medir nitratos (nitritos más nitratos) son menos convenientes y tal vez menos sensibles que cuando se detectan solo los nitritos (Belzer y Mays, 1980).

En 1957 Lee y Simpson demostraron que el clorato ( $\text{ClO}_3$ ) es un inhibidor específico de las bacterias nitrito-oxidadoras y que bajas concentraciones de clorato (ej.  $10^{-5}$  M) inhiben el crecimiento de los nitrito-oxidadores autótrofos, mientras que altas concentraciones (ej.  $10^{-3}$  a  $10^{-2}$  M) inhiben completamente la oxidación del nitrito. Belzer y May (1980) demostraron que una concentración de 10 mM de clorato inhibe completa e inmediatamente la oxidación de nitritos. En el mismo contexto, Hall y Jeffries (1984) propusieron la utilización de la Allitiurea (1-allil-2-thiurea) como inhibidor de la enzima amonio-mono-oxigenasa presente en la comunidad microbiana amonio-oxidadora.

En lo que se refiere a la reducción del nitrógeno molecular hasta amoníaco, ésta es catalizada por un complejo enzimático conocido como nitrogenasa. La actividad de la nitrogenasa puede ser medida en muestras de suelo, sedimentos o en agua, haciendo uso del método de reducción del acetileno. La nitrogenasa no es específica para  $N_2$ , sino que también demuestra afinidad por otras moléculas con triples enlaces, tales como el cianuro ( $CN^{-1}$ ) y acetileno. La nitrogenasa reduce el acetileno ( $HC\equiv CH$ ) a etileno ( $H_2C=CH_2$ ), un gas insoluble en agua, que puede ser detectado con facilidad por medio de la técnica de cromatografía de gases. Esta técnica constituye un método sensible, simple y rápido para medir la reducción biológica de nitrógeno molecular. Las pruebas de reducción de acetileno (ARA) ha sido un método muy utilizado para medir la actividad de la nitrogenasa (Carpenter, 1983; Mackenzie, 1984; Caponc, 2001). A diferencia de la fijación de  $N_2$  donde se involucran 4 electrones, en la tasa de reducción de acetileno a etileno son solo 2. Sin embargo, debido a que los 2 electrones involucrados en la fijación de  $N_2$  son desviados para la reducción de 2 protones y porque todas las cianobacterias fijadoras de  $N_2$  presentan gasto de hidrogenasa, el  $H_2$  es reciclado y podría disminuir la relación  $C_2H_2:N_2$  hasta 3:1 aun cuando la energía sea un factor limitante (Staal *et al.*, 2001; Staal *et al.*, 2002). Actualmente, en la literatura se informa que las medidas de esta relación pueden variar de valores menores a 10 hasta mayores de 50 (Karl *et al.* 1997; Karl *et al.* 2002). Esta enorme variación y la incertidumbre sobre los valores teóricos han sido utilizados como un argumento contra el ARA como método confiable para medir la fijación de  $N_2$  (Flett *et al.* 1976). El uso de  $^{15}N_2$  permite la medida directa de la fijación de  $N_2$ , pero generalmente es menos sensible, más difícil de utilizar en un tiempo y resolución espacial mayor y requiere de un espectrómetro de masas. Otro método indirecto para estimar la fijación de  $N_2$  se basa

en un nutrimento anómalo, \*N, el cual se define como la concentración de nitrógeno en exceso o una falta de fósforo, relativo a la relación de Redfield de 16 (N:P) (Michaels *et al.* 1996; Gruber y Sarmiento, 1997). Zonas con \*N positivos indican fijación de N<sub>2</sub>. Este último método es particularmente utilizado cuando se hacen estimaciones globales de N<sub>2</sub>, pero no es recomendable para estudiar los factores controlados en cultivos o muestras naturales.

En México son pocos los trabajos que se han realizado sobre el funcionamiento del ciclo del nitrógeno y sobre el comportamiento de los microorganismos que intervienen en el reciclamiento de las sustancias nitrogenadas en ambientes marinos (Arenas, 1978; de la Lanza *et al.* 1986; de la Lanza, 1987; Valdés y Real, 1994).

Por lo que en este capítulo se presentan los resultados de un estudio realizado en una laguna costera de Sontecomapan, en el estado de Veracruz, con el fin de contribuir al conocimiento de los procesos de transformación del nitrógeno que se están llevando a cabo en los ecosistemas lagunares mexicanos y de determinar si las fluctuaciones de los parámetros ambientales que se producen en época de nortes y de lluvias, tienen alguna influencia sobre los procesos de nitrificación y fijación biológica del N<sub>2</sub>.

### ***Zona de estudio***

La laguna de Sontecomapan se sitúa al sur del estado de Veracruz (Golfo de México) entre 18° 30' y 18° 34' N y 94° 47' y 95° 11' W y forma parte del área protegida de los Tuxtlas (Figura 1). El proceso dominante en este sistema, es la mezcla de aguas provenientes de los ríos, arroyos y el agua de mar, debido a esto, la física de las mezclas es compleja y se ve afectada por aspectos geológicos, topográficos, flujos de agua dulce y otros factores. La

estación de muestreo se encuentra localizada cerca de la barra a la salida del arroyo la Boya.

### ***Método***

***Tasa de nitrificación.*** La oxidación microbiana quimioautótrofa del amonio es una transformación clave en el ciclo del nitrógeno debido a que es el único proceso natural por el cual el amonio puede ser convertido a nitrato (Haynes, 1986). Estas reacciones son generalmente llevadas a cabo en los sedimentos por la actividad de los géneros bacterianos *Nitrosomas* y *Nitrobacter*.

La nitrificación sólo es posible en presencia de oxígeno, aunque en ambientes anaerobios puede llevarse a cabo en pequeña escala. Si en el medio se encuentran presentes donadores de hidrógeno y  $N_2$ , ésta es llevada a cabo por muchos organismos anaerobios facultativos; ellos usan bajo condiciones de anaerobiosis, nitratos o nitritos como aceptores de hidrógeno. Esto representa una respiración anaeróbica, también llamada respiración del nitrato (Atlas y Bartha, 2002). Entre los factores más importantes que regulan la tasa de nitrificación se encuentran la concentración de iones inorgánicos ( $NH_4^+$ ), materia orgánica, intensidad luminosa, potencial de óxido reducción, temperatura y salinidad.

La nitrificación es un vínculo entre el proceso de amonificación y desnitrificación, y está ligada tanto a la descomposición de la materia orgánica como a la pérdida de nitrógeno fijado. La importancia de este proceso radica en la incorporación de los compuestos nitrogenados a las partículas de arcilla, promoviendo la movilización de nitrógeno en los suelos y en los sedimentos, además de proveer de  $NO_3^-$  el cual es el aceptor terminal de electrones en la cadena respiratoria anaerobia.

*Material.* Nucleadores manuales en policarbonato (10cm largo x 6 cm d. i.), anillos en policarbonato de 1cm de ancho x 6cm d. i., membranas Whatman GF/F (47mm diám.); frascos ámbar de boca ancha de 1 litro de capacidad; solución de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 0.01M; solución de clorato de sodio ( $\text{NaClO}_3$ ) 1M; Alliltiurea (1-allil-2-thiurea)  $10 \text{ mg l}^{-1}$

*Procedimiento.* La tasa de nitrificación se estima por la técnica de inhibición de la nitrosación utilizando alliltiurea (ATU) y de la nitratación utilizando clorato de sodio ( $\text{NaClO}_3$ ) y midiendo las variaciones en un tiempo determinado de la concentración de nitrito, que aumenta durante la oxidación del amonio y disminuye durante la oxidación del nitrito (Feliatra y Bianchi, 1993; Bianchi *et al.* 1994).

El agua intersticial es obtenida utilizando un tubo en policarbonato de 10 cm de largo por 5 mm d. e. con una serie de orificios de 1mm d. i. a lo largo de los 2 primeros centímetros del tubo, el cual es introducido en la subsuperficie del sedimento y con ayuda de una jeringa de 50 ml unida a una aguja hipodérmica, es succionada el agua intersticial; la cual es filtrada con membranas Whatmen GF/F de 25 mm de diámetro (para quitar toda la materia orgánica y microzooplancton) y analizadas inmediatamente por los métodos colorimétricos propuestos por Aminot y Chaussapied (1983) para determinar los iones inorgánicos del N.

Se obtuvieron ocho núcleos de sedimentos mediante buceo libre evitando perturbar la capa superficial de la columna sedimentaria (0-10 mm de profundidad). Una vez obtenidos los núcleos de sedimento, se coloca el anillo en la parte superior del nucleador y con ayuda de un émbolo se empuja el sedimento hasta llenar el anillo y de esta manera recuperar el primer centímetro de sedimento. El sedimento es colocado en los frascos ámbar estériles (2

frascos por tratamiento), los cuales contienen agua de fondo previamente filtrada con membranas Whatman GF/F (47mm d.) evitando en lo más posible, burbujear el agua y oxidar los compuestos nitrogenados presentes. Una vez colocados los sedimentos dentro de los frascos con agua, se toman los dos primeros como control, en el segundo par de frascos se agrega 1ml de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a una concentración final de  $10\mu\text{M}$ , en los siguientes 2 frascos 1ml de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (concentración final de  $10\mu\text{M}$ ) más 1 ml de ATU a una concentración final de  $10\text{mg l}^{-1}$ , y al último par de frascos se les agrega el mililitro de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (concentración final  $10\mu\text{M}$ ) y 10 ml de  $\text{NaClO}_3$  a una concentración de 10mM. Se agitan los frascos suavemente para incorporar los reactivos al agua y al sedimento y se incuban *in situ* durante 12 horas. Una submuestra de 200 ml de agua filtrada es obtenida cada 4 h para determinar las variaciones en las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  por las técnicas colorimétricas propuestas por Aminot y Chaussepied (1983).

El cálculo de la tasa de nitrificación se basa en la pérdida o acumulación de nitritos, para lo cual se elabora una gráfica con los valores (en  $\mu\text{moles}$ ) de las concentraciones de nitritos obtenidos en los diferentes tratamientos contra el tiempo (horas) de incubación. A la línea de tendencia obtenida se le calcula la ecuación de la pendiente. Una vez obtenida esta ecuación, se sustituye la "X" por 24 para obtener la tasa de nitrificación por día.

Como las incubaciones se realizan en un volumen conocido de agua filtrada más 1 cm de sedimento, las unidades están dadas en  $\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , por lo cual es necesario utilizar un factor de conversión para transformarlo a unidades de área ( $\text{m}^2$  de sedimento). Para lo cual se asume que la concentración indicada proviene de una muestra tomada con un tubo de policarbonato de 6 cm de diámetro.

Entonces el área del tubo es  $=\pi r^2$

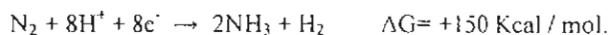
$$\text{Área} = 3.1416 (3 \text{ cm})^2 = 28.27 \text{ cm}^2$$

Cálculo para obtener el factor para convertir los  $\text{cm}^2$  a  $\text{m}^2$

$$\text{Factor} = (10000 \text{ cm}^2 / \text{m}^2) / (28.27 \text{ cm}^2) = 353.732 \text{ m}^2$$

Por lo que la concentración en  $\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$  multiplicado por  $353.732 \text{ m}^2 =$  concentración en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ .

**Tasa de fijación biológica de nitrógeno molecular.** La fijación de  $\text{N}_2$  es el proceso biológico más importante para la introducción de nitrógeno nuevo en los sistemas acuáticos (Karl *et al.* 1997), ya que convierte al  $\text{N}_2$  en algunas de las especies químicas de nitrógeno fijado que pueden utilizar los organismos, como son  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  (Ward, 1996).



La fijación biológica de  $\text{N}_2$  depende de la habilidad metabólica de unos pocos organismos, llamados diazotrofos, para transformar  $\text{N}_2$  a nitrógeno orgánico (Madigan *et al.*, 2004).

Diversos métodos han sido empleados para cuantificar la tasa de fijación de  $\text{N}_2$ . Uno de ellos es la técnica de isótopos estables ( $^{15}\text{N}$ ), aunque la técnica más ampliamente utilizada es la de reducción del acetileno. Cuando es adicionado en grandes cantidades, el acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) es reducido preferentemente por la nitrogenasa a etileno ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ), el cual es fácilmente cuantificable por cromatografía de gases con ionización de flama (Capone y Montoya, 2001).

**Material.** Botella VanDorn horizontal, luxómetro, Filtros Whatman GF/F (47mm diámetro); nucleadores en policarbonato (22 cm de largo x 5cm de d. i), frasco de vidrio herméticos de (8.86 cm alto x 8.5 d. e. y 600 ml capacidad), agujas Vacutainer; tubos Vacutainer libre de conservadores, incubador el policarbonato, acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ), estándar

de etileno (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) a concentración de 100 ppm, cromatógrafo de gases con ionización de flama y una columna empacada de 50 m.

*Procedimiento.* Las muestras de agua de fondo (10 cm por encima del sedimento) son obtenidas con una botella VanDorn horizontal y las muestras de sedimento según el procedimiento descrito anteriormente.

Para calcular la tasa de fijación de N<sub>2</sub> en agua de fondo, se incuban 300 ml de la muestra de agua por triplicado en los frascos de vidrio (figura 2). En el caso de los sedimentos se coloca una submuestra de 1 cm en los frascos de vidrio herméticos, conteniendo 300 ml de agua de la estación de muestreo previamente filtrada con membranas Whatman GF/F; posteriormente se cierran y se extrae el 10% del volumen de aire a través del septo de hule y se inyecta un volumen igual de acetileno. Uno de los 3 frascos se incuban en condiciones de oscuridad y los otros dos se mantendrán en condiciones de luminosidad, la cual será medida con un luxómetro.

Los frascos son incubados *in situ* durante 4 horas como se muestra en la figura 3. Transcurrido ese tiempo, se toma una submuestra de la fase gaseosa con ayuda de un tubo Vacutainer para analizarla posteriormente, por cromatografía de gases y calcular la producción de etileno (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) a partir de acetileno (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>).

El cálculo de la reducción de acetileno, generalmente expresada como producción de etileno se realiza de la siguiente manera:

$$TRA = \text{nmolC}_2\text{H}_4 = \frac{\text{Área picomuestra} \times C.E \times (V_{\text{gas}} + V_{\text{H}_2\text{O}} + 0.1)}{\text{Área picoestándar} \times \text{Vol inyectado}} \Delta$$

$$N_2 \text{ fijado} = TRA / 3$$

Donde:

C. E= coeficiente del estándar de etileno expresado en  $\text{nmol L}^{-1}$

V<sub>gas</sub>= volumen de la fase gaseosa en el frasco de incubación

V<sub>H<sub>2</sub>O</sub>= volumen de agua incubada (o de sedimento, según sea el caso)

0.1= coeficiente de Bunsen para el etileno a la apropiada salinidad y temperatura (Flett *et al.*, 1976)

Vol. inyectado de la fase gaseosa inyectada en el cromatógrafo de gases (100  $\mu\text{l}$ )

$\Delta t$ = tiempo de incubación

3= Factor teórico de conversión de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> a N<sub>2</sub> para el sistema estudiado (Postgate, 1982).

*Fijación de Nitrógeno total* = Autótrofa (Luz) + Heterótrofa (oscuridad)

### ***Resultados y Discusión***

La estación de muestreo ubicada en la desembocadura del arroyo La Boya, tiene la característica de estar cercana a la boca de la laguna por lo se encuentra influenciada por las aguas marinas costeras y las provenientes del río; el sedimento es de tipo arenoso, el cual permite una buena aireación y difusión de los compuestos nitrogenados.

En cuanto a la fluctuación de los iones inorgánicos del N se observó que las mayores fluctuaciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (9.27  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en agua de fondo y 25.17  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en agua intersticial) se encontraron en noviembre (época de Nortes), mientras que para los NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (0.53  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en agua de fondo y 0.57  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en agua intersticial) fue mayo (época de lluvias) (figuras 4 y 5).

Por otra parte en los sedimentos superficiales, en febrero (época de secas) se obtuvo una tasas de nitrificación de alrededor de 137 veces mas alta que en noviembre (Nortes), debido

a que el potencial de oxidación-reducción presentó un valor electropositivo (media de +73.2 mV,  $r = 0.79$ ,  $p \leq 0.05$ ), en comparación a lo registrado en las otras dos épocas de muestreo, favoreciendo así la oxidación de amonio hasta nitrato (figura 6).

En el agua cercana al fondo, se pudo observar que el proceso de nitrificación fue influenciado por los cambios de pH ( $8.06 \pm 0.35$ ;  $r = -0.98$ ), salinidad ( $31.65 \pm 6.11$ ;  $r = -0.96$ ) y marginalmente, por las concentraciones de amonio ( $r = 0.78$ ) y nitritos ( $r = 0.72$ ) presentes.

Las tasas totales de fijación de  $N_2$  (autótrofa + heterótrofa) variaron de 74.6 a 182.6  $\mu\text{mol } N_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (noviembre y febrero, respectivamente) en agua de fondo (figura 7), mientras que en la superficie del sedimento variaron entre 3.54 a 6.86  $\mu\text{mol } N_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (febrero y noviembre, respectivamente), figura 8.

De acuerdo al análisis estadístico de correlación realizado se observó que existe una influencia de la salinidad, del potencial redox y del porcentaje de carbono orgánico sobre las fluctuaciones en la concentración de amonio ( $r = -0.58$ ,  $p \leq 0.05$ ) y de los nitritos en agua de fondo y de poro ( $r = -0.88$ ,  $r = -0.98$ , respectivamente) lo cual concuerda con los estudios realizados por Arjonilla y Blasco (2003) y Cravo *et al.* (2003) quienes observaron que cuando la salinidad aumenta, las concentraciones de nitritos y amonio se ven disminuidas, aunque la concentración de estos nutrientes está en función del tiempo de recambio de agua dentro de la laguna.

A pesar de que el oxígeno es un inhibidor de la fijación de  $N_2$ , la mayor tasa de fijación de  $N_2$  se obtuvo en el agua de fondo (figura 7) donde se registraron relativamente altas concentraciones de oxígeno (media 6.52  $\text{mg l}^{-1}$ ). Esto pudo deberse a la formación de microhábitats aerobios y anaerobios, al interior de las partículas sedimentarias que son

resuspendidas por el constante movimiento de las masas de agua. En estos microhábitats se pueden estar llevando a cabo de manera simultánea, los procesos de reducción de nitrato y fijación de nitrógeno (Ferrara-Guerrero *et al.*, 2007).

Además de que en los ambientes lagunares la posición de la interfase óxica-anóxica está sujeta a fluctuaciones temporales y en el caso de los sedimentos, la deposición de materia orgánica fresca, la resuspensión de las partículas de sedimento, las actividades de mezcla causada por bioperturbación o movimiento del oleaje afectan la posición relativa de la interfase óxica-anóxica, pero también todos los procesos dependientes, los cuales inducirán series de tiempos de cambios ambientales sucesivos en una localidad dada (Brune *et al.*, 2000).

Finalmente, el intercambio de  $\text{NH}_4^-$  entre la interfase agua-sedimento es un factor determinante en el estudio de la dinámica de regeneración y reincorporación de nutrientes nitrogenados. Los resultados obtenidos muestran que las altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ , la época del año y el tipo de sedimento favorecieron de manera considerable, el proceso de nitrificación en los sedimentos arenosos estudiados y la difusión de éste hacia el agua.

En el caso de la fijación biológica de nitrógeno el efecto fue inverso, debido a que los microorganismos tienen predilección por el  $\text{NH}_4^+$  ya que utilizar el  $\text{N}_2$  implica un gasto energético muy grande.

### ***Conclusiones***

La comprensión básica de los ciclos biogeoquímicos mayores en las lagunas costeras es fundamental para elucidar el papel de los ecosistemas marinos en el ciclo global del carbono y el cambio climático. El ciclo del nitrógeno en estuarios y sedimentos marinos costeros es de gran importancia debido a que juega un papel relevante en la productividad

de la columna de agua y en la eutrofización. En la mayoría de los ambientes costeros, una gran parte del nitrógeno que es reciclado en los sedimentos se encuentra en forma de  $\text{NH}_4^+$  (Kemp *et al.*, 1990), el cual se origina de dos procesos biológicos: la desaminación de la materia orgánica y la excreción de los organismos bentónicos. En condiciones aerobias el  $\text{NH}_4^+$  puede ser oxidado a nitratos durante la nitrificación y ser asimilado por macrófitas y/o por bacterias (van der Loeff *et al.*, 1981). Se ha demostrado que en los ecosistemas costeros, los intercambios de sustancias disueltas a través de la interfase agua-sedimento es un proceso que afecta la composición química del agua, regenerando el amonio y el nitrato requeridos por los productores primarios en las capas superficiales de la columna de agua (Maksymowska-Brossard y Piekarek-Jankowska, 2001). Igualmente, la fijación de  $\text{N}_2$  ayuda a recuperar el gasto de N en aguas marinas y costeras, proporcionando nuevo nitrógeno. En aguas oceánicas la fijación planctónica de  $\text{N}_2$  contribuye a <1% de los requerimientos totales de N en el sistema (Capone *et al.*, 1997; Carpenter y Romans, 1991), y generalmente se le atribuye a los florecimientos de *Trichodesmium*. Sin embargo, muchos estudios han demostrado la presencia de microheterótrofos y de cianobacterias unicelulares y endosimbiontes de diatomeas que podrían ser la fuente principal de fijación de nitrógeno en aguas marinas (Martínez y Silver, 1983; Villareal y Carpenter, 1989; Waterbury *et al.*, 1988), por lo que es posible que la tasa de nitrificación por organismos diazótrofos conocidos haya sido subestimada (Kart *et al.*, 1997) ya que algunos organismos diazótrofos no conocidos se encuentra activos en el océano (Lipschultz y Owens, 1996).

Los resultados de este estudio evidenciaron la presencia de microorganismos diazótrofos autótrofos y heterótrofos que están garantizando un buen equilibrio en la disposición de N

en esta laguna costera, a través de los procesos de nitrificación y fijación biológica del nitrógeno.

Sin embargo, es preciso que este tipo de estudios puedan ser complementados con estudios de inmunofluorescencia y de biología molecular *in situ* que permitan dar nueva información sobre la importancia cuantitativa de las bacterias no cultivables que intervienen en la producción de iones nitrato y en la fijación del  $N_2$  de este ecosistema, ya que hasta la fecha estos recursos han sido poco estudiados en cuerpos de agua mexicanos.

La utilización de las sustancias inhibitoras utilizadas para calcular la tasa de nitrificación *in situ*, da muy buenos resultados ya que los resultados obtenidos concuerdan con los calculados por otros autores en ecosistemas similares.

Sin embargo, para obtener el potencial de fijación de  $N_2$  se utilizó la relación teórica  $C_2H_2:N_2$  reducido de 3:1. La utilización de esta relación pudo haber sobreestimado la tasa real, por lo que es necesario calcular para cada ecosistema la relación acetileno reducido:  $^{15}N$  incorporado, ya que ésta puede variar (de 4 a 21) durante el día de manera concomitante con la reducción del acetileno, como ha sido demostrado por Stal y Walsby (2000).

### ***Agradecimientos***

Los autores agradecen al CONACyT por la beca de postgrado otorgada a V.L.M.V. (198420) y por el financiamiento otorgado a través del convenio 2002-C01-39634/A-1.

### ***Literatura citada***

Aminot, A. y Chaussepied, M. 1983. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. CNEXO (ed.), Brest. 395 p.

- Arenas, V. 1978. *Balance anual de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa*. México. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de México, México.
- Arjonilla, M. y Blasco J. 2003. Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. *Ciencias Marinas*, 29, 389-395.
- Atlas, R. M. y Bartha, R. 2002. *Ecología microbiana y Microbiología Ambiental*. Pearson Educación. S.A. Madrid.696 p.
- Bianchi M., Bonin P. y Feliatra, F. 1994. Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhône River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Maine. Ecology Progress Series*, 103:197-202.
- Belser, L.W. y Mays, E.L. 1980. Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soil and sediment. *Applied Environmental Microbiology*, 43: 945-948.
- Blackburn T.H. y Blackburn, N.D. 1992. Model of nitrification and denitrification in marine sediments. *FEMS Microbiology Letters*, 100, 517-522.
- Brunc A., Frenzel P. y Cypionka, H. 2000. Life and the oxic-anoxic interface: microbial activities and adaptations. *FEMS Microbiology Review*, 24, 691-710.
- Capone D. G. y Montoya, J. P. 2001. Nitrogen fixation and denitrification. *Methods of Marine Microbiology*, 30, 501-518.
- Capone D. G., Zehr J. P., Pearl H. W., Bergman B. y Carpenter E. J. 1997. *Trichodesmium*: a globally significant marine cyanobacterium. *Science*, 276, 1221-1229
- Carpenter E. J. y Romans, K. 1991. Major role of cyanobacterium *Trichodesmium* in nutrient cycling in the North Atlantic Ocean. *Science*, 254, 1352-1358

- Carpenter E. J. 1983. Nitrogen fixation by marine *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) in the world's oceans. Nitrogen in marine environment. (eds E. J. Carpenter y D. G. Capone). pp. 65-103. Academic Press, New York, N. Y.
- Cravo A., Madureira, M., Rita, F., Silva, A. J. y Bebbianno. M. J. 2003. Nutrient concentrations in coastal waters: Impact of the Guadiana River. *Ciencias Marinas*, 29, 483-489.
- De la Lanza, G., Arenas, V. y Rodríguez, M. 1986. La fijación de nitrógeno asociada a la descomposición de halófitas en una laguna litoral del noroeste de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 13, 339-344.
- De la Lanza, E. G. 1987. Química de la fase sedimentaria en lagunas costeras. *Contribuciones en Hidrología* (eds Gómez-Aguirre, S. y V. Arenas). pp. 135-153. Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, México.
- Feliatra, F. y Bianchi, M. 1993. Rates of nitrification and carbon uptake in the Rhône River Plume (Northwestern Mediterranean Sea). *Microbial Ecology*, 26, 21-28.
- Ferrara-Guerrero, M. J., Castellanos-Páez, M. A. y Garza-Mouriño, G. 2007. Variation of benthic heterotrophic bacteria community with different respiratory metabolisms in Coyuca de Benítez coastal lagoon (Guerrero, Mexico). *Revista de Biología Tropical*, 5, 157-169.
- Flett, R. J., Hamilton, R. D. y Campbell, N. E. R. 1976. Aquatic acetylene reduction techniques: solution to several problems. *Canadian Journal of Microbiology*, 22, 43-47.
- Hall, G. H. 1984. Measurement of nitrification rates in lake sediments: Comparison of the nitrification inhibitors nityrapirin and allylthiourea. *Microbial Ecology*, 10, 25-36.

- Hall, G.H. y Jeffries, C. 1984. The contribution of nitrification in the water column and profound sediments to the total oxygen deficit of the hypolimnion of a mesotrophic lake (Grasmere, English Lake District). *Microbial Ecology*, 10, 37-46.
- Haynes, R. J. 1986. *Mineral nitrogen in the plant soil system*. Academic Press, Orlando, USA.
- Herbert, R. A. 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Review*, 23, 563-190.
- Karl, D., Letelier, R., Tupas, L., Dore, J., Christian, J. y Hebel, D. 1997. The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature*, 388, 533-538.
- Karl, D., Michaels, A., Bergman, B., Capone, D., Carpenter, E., Letelier, R., Lipschultz, F., Pearl, H., Sigman, D. y Stal, L. 2002. Dinitrogen fixation in the world's oceans. *Biogeochemistry*, 57/58, 47-98.
- Kemp, W. M., Sampou, P., Caffrey, J., Mayer, M., Henriksen, K. y Boynton, W. R. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*, 35, 1545-1563.
- Kirchman, D. L. 2000. Uptake and regeneration of inorganic nutrients by marine heterotrophic bacteria. *Microbial Ecology of the Ocean* (ed D. L. Kirchman), pp. 261-288. Wiley Liss, New York, N. Y.
- Koike, I. y Hattori, A. 1978. Simultaneous determinations of nitrification and nitrate reduction in coastal sediments by  $^{15}\text{N}$  dilution technique. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 853-857.

- Kudela, R. M. y Dugdale, R. C. 2000. Nutrient regulation of phytoplankton productivity in Monterey Bay, California. *Deep-Sea Research*, 11, 1023-1053.
- Lee, H. y Simpson, J. R. 1957. The biochemistry of the nitrifying organisms. 5. Nitrite oxidation by *Nitrobacter*. *Biochemistry Journal*, 65, 297-305.
- Lipschultz, F. y Owens, N. J. P. 1996. An assessment of nitrogen fixation as a source of nitrogen to the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*, 35, 261-274.
- Loeff van der M. M., Van Es, FB. Helder, W. y De Vries, R. T. P. 1981. Sediment-water exchanges of nutrients and oxygen on tidal flats in the Ems-Dollar Estuary. *Netherlands Journal of Sea Research*, 15, 113-129.
- Mackenzie, L. 1984. Acetylene reduction and nitrogen fixation potential in some eutrophic lake sediments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18, 241-249.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. 2004. *Brock: Biología de los Microorganismos*. Prentice Hall, Madrid. 8a ed
- Maksymowska-Brossard, D. y Piekarek-Jankowska, H. 2001. Seasonal variability of benthic ammonium release in the surface sediments of the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). *Oceanologia*, 43, 113-136.
- Martinez, L. y Silver, M. W. 1983. Nitrogen fixation by floating diatom mats: a source of new nitrogen to oligotrophic ocean water. *Science*, 221, 152-154.
- Nixon, S. W. y Pilson M. E. Q. 1983. Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems. *Nitrogen in the Marine Environment* (eds E. J. Carpenter y D. G. Capone). pp. 565-647 Academic Press, New York.
- Postgate, J. R. 1982. *The fundamentals of nitrogen fixation*. Cambridge University Press, London.

- Ryther, J. H. y Dustan, W. M. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171, 1008-1013.
- Stal, L. J. 1999. Nitrogen fixation in microbial mats and stromatolites. *Marine Cyanobacteria* (eds Charpy, L. y A. W. D. Larkum).. Bull. Inst. Oceano., Monaco. 19: 357-363.
- Stal, L.J. y Walsby, A.E. 2000. Photosynthesis and nitrogen fixation in a cyanobacterial bloom in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 35, 97-108.
- Staal M., Lintel Hekkert S., Harren F. y Stal L. 2001. Nitrogenase activity in cyanobacteria measured by the acetylene reduction assay: a comparison between batch incubation and on-line monitoring. *Environmental Microbiology*, 3, 343-351.
- Staal M., Lintel Hekkert S., Herman P. y Stal L. J. 2002. Comparison of models describing light dependence of N<sub>2</sub> fixation heterocystous cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 4679-4683.
- Tupas L.M., Koike I., Kart D. M. y Holmhansen O. 1994. Nitrogen metabolism by heterotrophic bacterial assemblages in Antarctic coastal waters. *Polar Biology*, 14, 195-204.
- Valdés D. y Rcal E. 1994. Flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en interfase sedimento-agua. *Ciencias Marinas*, 20:65-80
- Villareal T. A. y Carpenter E. J. 1989. Nitrogen fixation, suspension characteristics and chemical composition of *Rhizosolenia* mats in the central North Pacific gyre. *Biology Oceanography*, 6: 387-405.

- Vitousek P. M., Aber J. D., Howarth R. W., Likens G. E., Matson P.A., Schindler D. W., Schlesinger W. H. y Tilman D. G. 1997. Human alterations of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecology Applied*, 7: 737-750.
- Ward B. B. 1996. Nitrification and Denitrification: Probing the nitrogen cycle in aquatic environments. *Microbial Ecology*, 32:247-261.
- Waterbury J. B., Watson S. W. y Brand L. E. 1988. Temporal separation of photosynthesis and dinitrogen fixation in the marine unicellular cyanobacterium *Erythrospira marina*. *Eos*, 69: 1089.
- Zehr J. P., Mellon M. T. y Zani S. 1998. New nitrogen-fixing microorganisms detected in oligotrophic oceans by amplification of nitrogenase (*nifH*) genes. *Applied Environmental Microbiology*, 64:3444-3450.
- Zehr J. P. y Ward B. B. 2002. Nitrogen cycling in the ocean: New perspectives on processes and paradigms. *Applied and Environmental Microbiology*, 68: 1015-1024.



## 2. ARTÍCULO ENVIADO A *Marine Ecology*

### NITRIFICATION PROCESSES IN A TROPICAL COASTAL LAGOON OF THE GULF OF MEXICO

Morán-Villa V.<sup>1</sup>, Ferrara-Guerrero M. J.<sup>2</sup>, Aldeco-Ramírez J.<sup>2</sup>, Figueroa-Torres, M. G.<sup>2</sup>, Castellanos-Páez M. E.<sup>2</sup> y Díaz-González G.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Postgraduate Program of Master in Agropecuary Sciences

<sup>2</sup> Department El Hombre y su Ambiente.

<sup>3</sup> Department Producción Agrícola y Animal.

Universidad Autónoma Metropolitana, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960, México, D.F.

email: [fgmd6735@correo.xoc.uam.mx](mailto:fgmd6735@correo.xoc.uam.mx)

Abstract. The nitrification rate was calculated using the specific nitrification inhibitors sodium chlorate and allylthiourea (ATU), in samples obtained at six different sampling sites in the Sontecomapan Lagoon, Veracruz (Mexico), a tropical coastal lagoon in southern Gulf of Mexico. This coastal lagoon is fed by several streams, and impacted with the inputs of the seawaters in three different seasons of the year. In the water column, the nitrification rates varied from 0 to  $150.6 \mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$  and in the superficial sediments (0-10 mm depth), between  $0 \mu\text{mol m}^2 \text{d}^{-1}$  and  $3765.7 \mu\text{mol m}^2 \text{d}^{-1}$ . The highest nitrification rates were found near the freshwater outlets and in the shell zones. Concentrations of all inorganic nitrogen forms in bottom water showed a similar distribution, but the concentrations were greater in the zone of the seawater influence (SWI), above all the ammonium in June. The analysis of linear correlation showed statistical significant differences between SWI and freshwater influence (FWI) zones in the different seasons samplings (FWI June and February  $r = 0.99$ ; SWI June and February  $r = 0.99$ .  $\alpha \leq 0.05$ ). The concentrations of inorganic N in sediments were higher than in the water column; due to the organic matter degradation and to the exchanges from the bottom water towards the sediments, besides of the considerable contribution brought by the rivers to the lagoon. It was possible to observe that the nitrification rate was directly influenced by the salinity, the inorganic N forms and availability of labile carbon.

Keywords: Nitrification rates, bottom water, sediments, tropical coastal lagoon, Gulf of Mexico.

## Introduction

In the very shallow coastal environments, the major part of recycled nitrogen comes from sediments and then entrained towards the water column, and contributing substantially in this way to nitrogen requirements for the growing of phytoplankton (Nixon 1981). In such ecosystems, the major part of nitrogen recycled from the sediments is in form of ammonium. The hydrodynamics influence sediment composition and establish gradients of salinity and dissolved nutrients between fresh and marine waters.

Physical, chemical and biologic factors are important for the regulation of the nitrifying processes in the marine coastal sediments, these factors including temperature, dissolved CO<sub>2</sub> concentration, pH, salinity, macro fauna's activity and presence of macrophytes (Herbert 1999; Rheinheimer 1991). Light is one of the inhibiting factors of the nitrification rates, owing to the fact that nitrifying bacteria are photosensitive; thus, the organisms responsible for nitrification live in high numbers in the interface water-sediment zone. Moreover, the nitrification which is controlled by oxygen concentration and ammonium availability can be affected by the extended oxic zones and changes in ammonium concentrations gradients within the sediments.

On the other hand, the nitrifying bacteria that partially living under anoxic conditions can be able to tolerate inactivity periods or even severe metabolic inhibitions for surviving. The physiologic bases for tolerance or subsistence under anoxic conditions are not well known and the recovering level after severe anoxia is also variable. Additionally, sulphurs and final metabolic products of the sulphate-reduction bacteria can inhibit sediment nitrification (Joyce & Hollibagh 1995; Ward 2000).

In the last 10 years, Sontecomapan lagoon has been strongly impacted by the immoderate black (*Avicenia germinans*) and red (*Rhizophora mangle*) mangrove cutting for farming in its banks, originating an important organic matter accumulation effecting the filling of the lagoon basin and then the disappearance of the oyster culture and other species of economic importance. It is well known that high organic matter charges in the sediments have a tendency to decrease the nitrogen removal by diminishing the coupling of nitrification and denitrification (Blackburn *et al.* 1988; Sloth *et al.* 1995; Jensen *et al.* 1996). Thus, the knowledge of the effect of this excess of organic matter on bacterial activities, is necessary for understanding the nitrogen dynamic in the lagoon.

This paper presents the results of the effects of physical and chemical parameters on nitrification rates from bottom water and the upper layer sediments in Sontecomapan lagoon.

#### Study site

The Sontecomapan Lagoon is located in the state of Veracruz Mexico (SW Gulf of Mexico), between 18° 30' and 18° 34' N, and 94° 47' and 95° 11' W (Figure 1). It belongs to “Los Tuxtlas” ridge system, geographic zone, and is actually one of the priority zones in terms of exploitation and conservation. The Lagoon system area is 891 ha and it is fed by the rivers: La Palma and El Sábalo, and several streams (La Basura, El Fraile and La Boya), mainly at the south and south east zones; the only connexion with the sea is through a deep channel ( $\approx 5.5$  m deep) and one mouth called “Barra de Sontecomapan”, the rest of the lagoon is shallow ( $\bar{x}$  1.5 m deep).

Based on the salinity values were identified two main zones in the lagoon; a zone of freshwater influence, where sampling stations 3 and 5 were located (FWI), and a zone of seawater influence (SWI), where sampling stations 1, 2, 4 and 6 were positioned (Figure 1). It is relevant to indicate that the estuary zones and river banks are still covered with red and black mangrove and several macrophytes species (*Ruppia maritime*) (Collado-Vides & West 1996), while mangroves of Canal del Real river banks suffered an indiscriminate clearing.

#### INSERT FIGURE 1

#### Methods

##### Bottom water samples.

The bottom water and the superficial sediment were collected from 6 sampling sites located at the fresh (FWI) and marine (SWI) inputs inside the lagoon (figure 1), during three years (2004 to 2007) in rainy season (June) and wind season “Nortes” meteorological conditions (February).

Bottom water (10 cm above the bottom) was sampled with a horizontal Van Dorn bottle. Salinity was measured with an ATAGO ATC-S/MILL-E hand refractometer (accuracy  $\pm 1$

‰). The temperature and oxygen concentration were measured with a polarographic oxymeter Hanna HI 9146 (accuracy  $\pm 0.02$  °C and  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$  for dissolved oxygen).

The pH and redox potential were measured with a pH/mV meter Orion 250+ (accuracy of 0.05 units) equipped with a pH needle minielectrode (Orion) and Eh combined platinum minielectrode SENTEK (90 mm long and 3 mm e. d.). Before each measurement, a delay of 2 or 3 min allowed the reading to become constant. Water samples for determining  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  and  $\text{N-NO}_3^-$  concentrations were filtered through Whatman GF/F glass fiber and immediately deep-frozen in glass bottles. Determinations were achieved manually within 12 hours by the Aminot and Chaussepié (1983) colorimetric methods.

#### Sediment samples

The superficial sediments (0-10 mm depth) were hand collected by skin diving, using 20 cm length acrylic cores (8 cores of 5 cm i. d.) for determining organic matter content, sediment texture, pH, Eh and inorganic N. Duplicated cores were sliced into 1 cm thick layers and treated separately for the percentage of organic matter (% OM) by the potassium dichromate excess titration method, using a 0.5N solution of ferrous sulphate for organic matter oxidation (Gaudette *et al.* 1974) and the sediment texture by Bouyoucos hydrometer method (Holme & McIntyre 1984); pH and Eh were measured in undisturbed uppermost 1 cm thick sediment layers collected in the acrylic cores.

The pore water was obtained using a 14 cm long and 5 mm o.d. capillary tube (perforated along the 2 last centimeters by six 1 mm diameter holes). This tube was inserted into the first centimeter of a sediment core previously obtained using a 15 cm i.d. and 20 cm long corer. Then the pore water was collected with a 50 ml syringe joined to a capillary tube and was filtered through a GF/F glass fiber and frozen in nitrogen-filled glass flasks to avoid air oxidation of reduced nitrogen compounds, for later determination of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NO}_3^-$  concentration as described for bottom water.

#### Nitrification rates

Nitrification rates were obtained by measuring the  $\text{NO}_2^-$  concentration changes in water and sediment samples with the specific ammonium oxidation inhibitor allylthiourea (ATU) and

nitrites oxidation inhibitor sodium chlorate ( $\text{NaClO}_3$ ) (Feliatra & Bianchi 1993; Bianchi *et al.* 1994).

Bottom water. Three bottom water samples without filtered were incubated twice in one-litre sterile amber-coloured glass bottles. Two of the six glass bottles received no processing (control), another two were processed with  $10 \text{ mg L}^{-1}$  ATU (final concentration) and the third pair with  $10 \text{ mM NaClO}_3$ . The bottles were incubated *in situ* and in darkness for 12 hours in order to ensure significant changes in  $\text{NO}_2^-$  concentration, the measurements were made every 4 hours. The bottles were well shaken before extracting 50 ml sub-samples, which were filtered (GF/F glass fiber); then the sub-samples were immediately deep frozen and analyzed before 48 h, in the laboratory.

Sediments. Undisturbed first centimeter of superficial layer from the sediment samples was placed on each one of six 1 L sterile amber-coloured glass bottles which were well shaken with 1 L of filtered bottom water (Whatman GF/F). The procedures were realized as described above for bottom water.

The bottles were well shaken before extracting 50 ml sub-samples, which were filtered (GF/F) with the aim of removing the suspended particles of organic matter; then the sub-samples were immediately deep frozen and analyzed before of 48 h in the laboratory.

#### Data treatment

The nitrifying activity rate was calculated using the data obtained during the  $\text{NO}_2^-$  linear production or disappearance phase. Analyses of  $\text{NO}_2^-$  were performed in duplicate as described for the water and sediment samples. The slope of  $\text{NO}_2^-$  curve of the bottles containing  $\text{NaClO}_3$  and ATU showed the  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_2^-$  oxidation rates in  $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  of water or wet sediment square meter. The accuracy was given by the slope's standard error, and in case of no significant correlation, the rates were considered as zero (Feliatra & Bianchi 1993).

#### Statistical Analysis

The significance of physical and chemical parameters influence on the nitrification rate was determined with a linear correlation and a principal components analysis using the SYSTAT 9.0 program.

## Results

### Bottom water

The mean salinity in the bottom water varied from  $24.05 \pm 7.6$  ‰, at 1, 2, 4 and 6 (SWI), to  $16.4 \pm 12.7$  ‰ at 3 and 5 (FWI) sampling sites, and the highest values (close to seawater values) were found during rainy season (Table 1)

### INSERT TABLE 1

The temperature variations between sampling periods were small, since the air temperature is relatively high all the year. The dissolved oxygen concentrations in the bottom water, in the sampling sites near the river and stream outlets, ranged from 0 to  $6.4 \text{ mg L}^{-1}$ , whereas in those with seawater inputs ranged from 4.08 to  $10.36 \text{ mg L}^{-1}$ . Likewise, the pH values in the sampling sites ranged from 6.32 to 8.52.

In both sampling zones the Eh values, in the overlying waters, presented a wide fluctuation throughout the year: from 290 to -35 mV in February and from 113 to -239.5 mV in June (Table 1).

### INSERT FIGURE 2

In February concentrations of inorganic nitrogen forms in the bottom water were higher in the SWI than FWI zone; however, in June the values were higher in the FWI zone. The ammonium concentrations were almost two times higher in June ( $6.5 \pm 5.6 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ ) than in February ( $3.9 \pm 3.4 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ ) (figure 3), and the highest concentrations were registered in June 2004, in the 4 and 1 sampling sites ( $16.03$  y  $15.73 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectively) located at SWI zone.

On the other hand, higher nitrite concentrations were registered in February 2006 at 4 and 5 sampling sites ( $5.6 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ ) when oxygen concentrations ranged from 6.4 to  $9.3 \text{ mg L}^{-1}$  and salinity from 0.2 to 18‰.

### Sediment

The lagoon is subject to an essentially diurnal tidal range and both sites (FWI and SWI) were sandy in 76.8 % with a higher proportion of clay in February ("Nortes") than in June

(rainy) (Table 1). Organic matter over 0-10 mm horizon were relatively homogeneous in the FWI sampling sites with values between  $2.36 \pm 1.7\%$  in June and  $2.07 \pm 2.4\%$ : (Table 2) in February, while at SWI the higher values was obtained in June ( $1.33 \pm 0.8\%$ ) due to the fact that in the raining season the brought of vegetal and animal detritus was more important. In general, we observed that the percentage of organic matter in this horizon was significantly different in time and space ( $n= 36$ ,  $p > 0.05$ ). Our results coincided with Calva *et al.* (2005) who reported in March a mean of 2.27% from FWI and 1.12 % from SWI zone.

In June, sediments of SWI displayed negative Eh values between -26.63 to -240.87 mV and from 48.73 to -10.6 mV in FWI; whereas, in February in both sampling sites the Eh values presented a great variability (from 290.93 to -192 mV) between sampling sites. The highest Eh values were found in raining season (June) in SWI and FWI, maybe due to the absence of labile organic matter deposited from water column and presence of high quantity of refractory organic matter in sediments which is not so subject to bacterial degradation (Henrich 1993).

The pH values varied between 6.32 and 8.52 in the SWI zone and between 4.42 and 8.05 under FWI. In February and June the % OM was significantly 55% higher in FWI than at SWI sampling sites (Table 2). In this last zone, the sediments were characterized by % OM minimum (< 2%)

INSERT TABLE 2

INSERT FIGURE 3

The lowest concentrations of  $\text{N-NH}_4^+$  were found in sediments with large sandy fraction and poor in clay. Thus, the  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_2^-$  concentrations were  $6.98 \pm 7.2$  and  $0.64 \pm 1.02$   $\mu\text{mol L}^{-1}$  respectively, in June, and  $9.21 \pm 10.5$  and  $3.94 \pm 4.4$   $\mu\text{mol L}^{-1}$  in February. Nevertheless, in the SWI stations the concentrations for both parameters were lower. The  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_2^-$  concentrations were  $6.2 \pm 6.9$  and  $1.74 \pm 2.2$   $\mu\text{mol L}^{-1}$ , respectively, for the February survey, and  $4.5 \pm 5.82$  and  $0.58 \pm 0.54$   $\mu\text{mol L}^{-1}$ , respectively, for the June survey.

## 2. Nitrification rates

In June, net nitrification rates measured as sum of production and disappearance of nitrites prior to and after  $\text{NaClO}_3$  and ATU addition, varied from 0 to  $150.6 \mu\text{mol N d}^{-1} \text{L}^{-1}$  in the bottom water, and between 0 to  $3765.7 \mu\text{mol N m}^2 \text{d}^{-1}$  in the sediment. In June 2004 (rainy season) with a salinity of 11 to 33 ‰, nitrification rate in bottom water from sampling sites 1 (SWI) and 5 (FWI), fell below  $0.11 \mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$  (only two sampling sites), in spite of relatively high concentrations of ammonium ( $15.73$  and  $11.07 \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectively) and low concentrations of nitrite ( $0.16$  and  $0.53 \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectively).

In February 2006 the nitrification rate was negative (from  $-466.5$  up to  $-3157.9 \mu\text{mol N m}^2 \text{d}^{-1}$ ) in sampling sites 1 and 4 (SWI); this could be explained by a sediment flow towards the bottom water (Valdés 1994). Maybe this was due to the entry of masses of water, which re-suspends the sediment and makes possible to incorporate the sediment nutrients to the column water, increasing the high percentage of silt present ( $17 \% \pm 11.9\%$ ). The correlation analyze showed that the nitrification rates are regulated inversely by %MO ( $r = -0.70$ ) and directly by the silt proportion present in the sediments ( $r = 0.75$ ).

It is worth to note that the mean nitrification rate on bottom water, in June ( $\bar{x} = 11.45 \pm 37.3 \mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) were eight-fold higher than the values obtained in February ( $\bar{x} = 1.35 \pm 4.04 \mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ ). In this wind ("Nortes") season, when the oxygen concentrations were low ( $6.63 \pm 2.44 \text{ mg L}^{-1}$ ), pH was  $7.14 \pm 0.95$ , and nitrite levels were  $1.7 \pm 2.7 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; the highest nitrification rate was measured at SWI in sampling site 2 ( $6.8 \pm 9.4 \mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ ), where it was observed sediment particles re-suspension due to strong currents of seawaters entries and a marginally relation with higher  $\text{N-NH}_4^+$  values ( $r = 0.53$ ). By contrast, in the rest of sampling sites, the nitrifying rates were always lower.

## INSERT FIGURE 5

Generally, in bottom waters, net nitrification rates correlated significantly ( $r = -0.81$ ,  $p < 0.05$ ) with  $E_h$  values measured in sediments and marginally with the rate from sediment ( $r = -0.57$ ) in June, and with pH of sediments, in February.

### INSERT TABLE 3

In the rainy season, in the uppermost layers of sediments, there was a large difference in the rate of total nitrification at SWI and FWI zones. At sampling sites 4 and 6 near sea entrance, nitrification rate was 780.26 and 922.78  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (in 2006 and 2005 respectively), and in the sampling site 5 (near the river outlet) was 2266.8  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (in 2006) due to high ammonium levels in pore waters (4.29 to 14.28  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), this was the result of an extensive leaching of nutrients from the surrounding agricultural and cattle areas ( $r = -0.894$ ). On the other hand, the low content of fine fraction in the uppermost 10 mm layer of the sediment is reflected in the values of nitrification rates. Even though no significant relation was found, when the fine fraction (silt) was  $>13\%$ , the mean of nitrification rate was  $-93.81 \pm 89.2 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , this value denotes a nitrate flux toward the bottom waters.

From the incubations realized in bottom water during June (2006) at sampling site 6, when there were a salinity of 32 ‰ and  $\text{N-NH}_4^+$  concentration of 1.43  $\mu\text{mol N L}^{-1}$ , Eh (-259 mV) correlated negatively ( $r = -0.80$ ) with the highest nitrification rate (150.6  $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) at 95% level of significance.

In the uppermost 10 mm sediment layer, there was a light direct linear correlation among nitrifying activity and  $\text{N-NH}_4^+$  ( $r = 0.66$ ;  $p < 0.05$ ),  $\text{N-NO}_2^-$  ( $r = -0.53$ ) and Eh ( $r = 0.64$ ) values in February, whereas in June no correlation was found. The negative nitrification rates found at sampling sites 4 and 1 (-466.5 and -3157.9  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectively) in February 2006, could be explained by a sediment flow towards the bottom water as suggested by Valdés (1994). In this season of "Nortes" winds, it was observed too a marginally negative influence of the % OM ( $r = -0.69$ ) and ammonium concentration ( $r = -0.76$ ) above nitrification potentiality, due to the entry of masses of seawaters into the lagoon that disturb the sediments and the nutrients are incorporated to water column.

It is important to remark that in February 2006 when had unusually strong winds and currents of seawaters goes into the lagoon, no nitrification process in uppermost 10 mm sediment layers was measured. In June the highest nitrification rates in sediments were marginally related with the labile organic matter ( $r = -0.69$ ), feces and pseudofeces from

benthic macro- and meio-fauna, the low percentage of clay ( $r = -0.78$ ), variability of salinity and the nitrite availability ( $r = -0.57$ ) to be oxidized to nitrate.

INSERT FIG. 6

In brief, physical and chemical seasonal changes were evidenced between SWI and FWS and nitrification rates, so that in windy season (February), the highest nitrification rates were measured, when the seawater entries were bigger than those of freshwater.

#### Discussion

The fluctuations of environmental conditions, including organic matter content, pH, Eh,  $O_2$  and inorganic nitrogen, lead to considerable differences in nitrification rates measured in bottom waters and sediments, as it was reported by Gilbert *et al.* (1997). Nevertheless, the nitrification rates measured in Sontecornapan lagoon fall in the ranges proposed in the literature for sediments and surface waters (table 4).

INSERT TABLE 4

On the other hand, in the FWI sampling sites, the variations in OM contents within the lagoon sediment are clearly related to the proximity of a high marginal vegetable biomass zone; in SWI sampling sites, the variations are due to seawater and freshwater exchanges.

In June, the high salinity measured in the SWI samplings sites showed that the increase of dissolved inorganic nitrogen concentrations in the bottom water could not be explained by fresh water inputs from the surrounding rivers. This can be explained by two processes: a) the marine water is not subject to nitrification in the upper layer, then the incoming water into the lagoon has high concentrations of reduced nitrogen, and b) the temperature is higher in the June survey than in February samplings, inducing to the heterotrophic activity to evacuate reduced nitrogen compounds. Thus, the mineralization of organic matter due to bacterial heterotrophic activity and continental  $NH_4^+$  discharges could be have induced an increase in  $NH_4^+$  concentrations in water column, which would have probably enhanced pelagic nitrification and then also an  $NO_3^-$  increase. Higher  $NO_3^-$  concentrations suggest

that highest levels of  $\text{NH}_4^+$  were available for bacterial dissimilatory process (nitrification and denitrification).

We observed in this study that in both sampling zones, the nitrification rates and salinity had a significant correlation, in accordance with the recent studies in estuarine environments (Randers Fjord, Denmark and Cadiz Bay), and river mouths in Portugal (Ria Formosa); these studies have demonstrated that changes in salinity concentrations (10-60%) are directly correlated with low nitrification rates as well as in the water column and in sediments (Falcão & Vale 2003; Arjonilla & Blasco 2003; Cravo *et al.* 2003; Rysgaard *et al.* 1999).

On the other hand, Jenkins and Kemp (1984), and Maksymowska-Brossard and Piekarek-Jankowska (2001) observed high coupled nitrification-denitrification rates in sediments with high percentage of fine fraction (over 90%) results; this could explain the low nitrification rates observed in Sontecomapan lagoon sediments due the fact that they are sediments with low percentage of fine fraction (13.4% - 16.9%).

As it is mainly sandy sediment, it is constantly in movement, and it allows an intense supernatant and interstitial water flush. The influence of the bottom water in inorganic N regeneration was not negligible. Nutrients availability (for phytoplankton and phytobenthos), are not only exported from rivers into the lagoon but are also liberated from the sediments towards the water column (Nizzoli *et al.* 2002; Strauss & Lamberti 2000).

The inorganic N in the sediments pore water were highest than in the water column, due to the degradation of high concentrations of organic matter and the presence of active exchanges from the bottom water towards the sediments, on top of the considerable silt brought by the rivers to the inner lagoon.

As concluding remarks, nitrification rates were affected not only by changes in salinity concentration, but also by organic matter and inorganic N availability, as well as by the alterations in pH and Eh (Lucea *et al.* 2005). In this study, the high nitrate concentrations reveal high inputs of inorganic N from the rivers into the Sontecomapan lagoon.

In general, our data do not coincide with previous studies in the fact that Sontecomapan lagoon is not strongly impacted by anthropic activities, for the extensive leaching of organic and inorganic nutrients from the surrounding clearing zones generates a great OM

accumulation and a slow degradation of it, allowing this system in the time to turn eutrophic.

#### Acknowledgements

This study was supported by Conacyt (2002-39634-F/A-1). We wish thank this research body for the fellowship (198420) allowed to V.L.M.V. Likewise, we wish to thank Dr. Facundo Rivera-Becerril and Dr. Germán Mendoza-Martínez for their valuable suggestions and Richard Peel for language assistance.

#### References

- Aminot A., Chaussepied M. (1983) *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. CNEXO, Brest, France: 395 pp.
- Arjonilla M., Blasco J. (2003) Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. *Ciencias Marina*, **29**, 389-395.
- Bianchi M., Bonin P., Feliatra F. (1994) Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhône River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, **103**, 197-202.
- Blackburn T. H., Lund B.A., Krom M.D. (1988) C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. *Marine Ecology Progress Series*, **44**, 221-227.
- Calva L. A., Botello V. B. & Ponce G. V. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna de Sontecomapan, Ver, México. *Hidrobiológica*. 15(1): 97-108
- Collado L. V., West J. A. (1996) *Bostrychia calliptera* (Montagne) Montagne (Rhodomelacae, Rhodophyta) Registro nuevo para el centro del Golfo de México. *Ciencias Marinas*, **22**(1), 47-55.
- Colwell R. R. (1979) *Native Aquatic Bacteria. Enumeration, Activity and Ecology* ASTM695. American Society for Testing and Material. University Press, Baltimore, London.
- Cravo A., Madureira M., Rita F., Silva A. J., Bebbiano M. J. (2003) Nutrient concentrations in coastal waters: Impact of the Guadiana River. *Ciencias Marinas*, **29**, 483-489.

- Enoksson V., Samuelsson M.O. (1987) Nitrification and dissimilatory ammonium production and their effects on nitrogen flux over the sediment water interface in bioturbated coastal sediments. *Marine Ecology Progress Series*, **36**, 181-189.
- Falcão M., Vale C. (2003) Nutrient dynamics in a coastal lagoon (Ria Formosa, Portugal): The importance of lagoon-sea water exchanges on the biological productivity. *Ciencias Marinas*, **29**, 425-433.
- Feliatra F., Bianchi M. (1993) Rates of nitrification and carbon uptake in the Rhône River Plume (Northwestern Mediterranean Sea). *Microbial Ecology*, **26**, 21-28.
- Fuentes M. P. (1993) Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. In: G. Figueroa-Torres, C. Álvarez, A. Esquivel-Herrera & M. Ponce-Márquez (eds). *Físico-química y biología de las lagunas costeras mexicanas*. UAM-Iztapalapa, México: 66-73.
- Gaudette H.E., Flight W. R., Turner L., Folger D. W. (1974) An inexpensive titration method for the determination of organic carbon recent sediments. *Journal Sediments Petrology*, **44**, 249-253.
- Gilbert F., Souchu Ph., Bianchi M., Boin P. (1997) Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Marine Ecology Progress Series*, **151**, 143-153.
- Henrichs S.M. (1993) Early diagenesis of organic matter: the dynamics (rates) of cycling of organic compounds. In: M.H. Engel & S.A. Macko (Eds). *Organic geochemistry, principles and applications*. Plenum Press, New York – London: 101-118.
- Henriksen K. (1980) Measurement of in situ rates of nitrification in sediment. *Microbial Ecology*, **6**, 329-337.
- Henriksen K., Kemp W. M. (1988) Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. In: T. H. Blackburn & J. Sorensen (Eds). *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. John Wiley & Son, New York: 207-240.
- Holme N.A., McIntyre A.D. (1984) *Methods for study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Herbert R. A. (1999) Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, **23**, 563-590.

- Horrigan S. G., Springer A. L. (1990) Oceanic and estuarine ammonium oxidation. Effects of light. *Limnology Oceanography*, **35**, 479-482.
- Jenkins M. C., Kemp W. M. (1984) The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. *Limnology Oceanography*, **29**, 609-619.
- Jensen K.M., Jensen M. H., Kristensen E. (1996) Nitrification and denitrification in Wadden Sea sediments (Königshafen, Island of Sylt, Germany) as measured by nitrogen isotope pairing and, isotope dilution. *Aquatic Microbial Ecology*, **11**, 181-191.
- Jørgensen B. B., Sørensen J. (1985) Seasonal cycles of O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> reduction in estuarine sediments: the significance of an NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduction in spring. *Marine Ecology Progress Series*, **24**, 65-74.
- Jørgensen B. B., Sørensen J. (1988) Two annual maxima of nitrate reduction and denitrification in estuarine sediment (Norsminde Fjord, Denmark). *Marine Ecology Progress Series*, **48**, 147-155.
- Joyces S. B., Hollibaugh J.T. (1995). Influence of sulfide inhibition of nitrification on nitrogen regeneration in sediments. *Science*, **270**, 623-625
- Kobelkowsky A. (1993) Ictiofauna de las lagunas costeras del Estado de Veracruz. In: G. Figueroa-Torres, C. Álvarez, A. Esquivel-Herrera & M. Ponce-Márquez (Eds). *Físico-química y biología de las lagunas costeras mexicanas*. UAM-Iztapalapa, México: 74-93
- Lucea A., Duarte C. M., Agustí S., Kennedy H. (2005) Nutrients dynamics and ecosystem metabolism in the Bay of Blanes (NW Mediterranean). *Biogeochemistry*, **73**, 303-323
- Maksymowska B. D., Pierkarek J. H. (2001) Seasonal variability of benthic ammonium released in the surface sediments of Gulf of Gdańsk (Southern Baltic Sea). *Oceanologia*, **43**, 113-136.
- Nixon S. W. (1981) Remineralization and nutrient cycling in marine coastal ecosystems. In: B.J. Neilson, L.E. Cronon (Eds). *Estuaries and nutrients*. Humana Press, Clifton, N J: 111-138.
- Nizzoli D., Castaldelli G., Bartoli M., Welsh D. T., Arriaga P. G., Faló A. E., Viaroli P. (2002) Benthic Fluxes of dissolved inorganic nitrogen in a coastal lagoon of the Northern Adriatic Sea: an interpretation of spatial variability based on sediment features and infauna activity. *P.S.Z.N. Marine Ecology*, **23**, 297-306.

- Rodina A. G. (1975) Methods in aquatic microbiology. In: J. W. Costerton, & R. R. Colwell (Eds). *Native Aquatic Bacteria. Enumeration, Activity and Ecology* ASTM695. American Society for Testing and Material. University Press, Baltimore: p 215-228.
- Rheinheimer Q. (1991) *Aquatic Microbiology*. Ed Wiley 4a ed. United Kingdom: 213-230
- Rysgaard S., Thastum P., Dalgaard T., Christensen P. B., Sloth N. P. (1999) Effects of salinity on  $\text{NH}_4^+$  absorption capacity, nitrification and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries*, **22**, 21-30.
- Scitzinger S. P. (1988) Denitrification in fresh water and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology Oceanography*, **33**, 702-724.
- Sloth N. P., Blackburn T. H., Hansen L. S., Risgaard-Petersen N., Lomstein B. A. (1995) Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Marine Ecology Progress Series*, **116**, 163-170.
- Strauss E. A., Lamberti G. A. (2000) Regulation of nitrification in aquatic sediments by organic carbon. *Limnology Oceanography*, **45**, 1854-1859.
- Strauss E. A., Mitchell N. L., Lamberti G. A. (2002) Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability and pH. *Canadian Journal Fisheries of Aquatic Science*, **59**, 554-563.
- Valdés D., Real E. (1994) Flujo de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en interfase sedimento-agua. *Ciencias Marinas*, **20**, 65-80
- Ward B.B. (2000) Nitrification and the marine nitrogen cycle. In: D.L. Kirchman (Ed). *Microbial Ecology of the Oceans*. Wiley Series in Ecology and Applied Microbiology. Wiley-Liss, New York: 427-453.

## Legends

Figure 1. Sontecomapan Lagoon, Veracruz (Gulf of Mexico) and sampling sites location. 1) Costa Norte, 2) Punta Levisa, 3) Sábalo River, 4) Cocal site, 5) La Palma River and 6) La Boya Stream.

Figure 2 .Variability of the environment parameters measured. Mean values  $\pm$  SE (SD/ $\sqrt{n}$ ), n=6.

Figure 3. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) and ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) concentrations in bottom water (10 cm above sediment) and pore water during February samplings. Mean values  $\pm$  SE (SD/ $\sqrt{n}$ ) (n=3)

Figure 4. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) and ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) concentrations in bottom water (10 cm above sediment) and pore water during June samplings. Mean values  $\pm$  SE (SD/ $\sqrt{n}$ ) (n=3)

Figure 5. Principal components analysis of environmental parameters vs nitrification rates in February samplings, a) SWI zone, b) FWI zone.

Figure 6. Principal components analysis of environmental parameters vs nitrification rates in June samplings, a) SWI zone, b) FWI zone.

Table 1. Sampling sites coordinates and sediment characterization in different seasons samplings.

Samplings sites	Location	Date 2004-2007	Depth	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Sediment type
1	N 18° 32' 0.2"	June	1.20	79.06	18.12	2.8	Sand-silt
	W 95° 01' 20"	February	1.25	92.8	3.87	3.0	Sand
2	N 18° 31' 51"	June	1.80	74.31	21.59	4.033	Sand-silt
	W 95° 01' 0.1"	February	0.7	75.0	9.93	10.2	Sand-clay
3	N 18° 31' 28.4"	June	1.20	78.37	15.1	6.53	Sand-silt
	W 95° 00' 32"	February	1.10	68.3	22.9	2.4	Sand-silt
4	N 18° 32' 13"	June	1.90	81.38	15	3.62	Sand-silt
	W 95° 00' 32"	February	2.0	56.87	25.8	13.67	Sand-silt
5	N 18° 32' 59.9"	June	0.65	75.86	18.13	6.02	Sand-silt
	W 95° 01' 01.4"	February	1.25	78.83	8.57	7.63	Sand-silt
6	N 18° 32' 59.7"	June	1.10	84.62	13.36	1.99	Sand-silt
	W 94° 59' 26.2"	February	1.30	76.87	12.47	7.67	Sand-silt

Table 2. Variation of environmental parameters and inorganic N in bottom water and

uppermost first centimetre of sediments, during June and February (2004-2007) samplings,

FWI = fresh water influence zones; SWI = seawater influence zones; Mean values  $\pm$  SD.

Bottom water	February		June	
	SWI	FWI	SWI	FWI
O <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	7.41 $\pm$ 1.94	4.78 $\pm$ 2.69	5.76 $\pm$ 1.32	3.95 $\pm$ 2.6
pH	7.46 $\pm$ 0.68	6.38 $\pm$ 1.14	7.82 $\pm$ 0.24	7.49 $\pm$ 0.36
Salinity (ppm)	21.85 $\pm$ 7.33	9.08 $\pm$ 9.47	27.33 $\pm$ 7.44	22.67 $\pm$ 12.23
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μmol L <sup>-1</sup> )	3.48 $\pm$ 3.51	4.87 $\pm$ 3.25	5.67 $\pm$ 6.35	7.85 $\pm$ 4.44
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (μmol L <sup>-1</sup> )	1.67 $\pm$ 2.95	1.77 $\pm$ 2.32	0.44 $\pm$ 0.20	0.72 $\pm$ 1.02
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μmol L <sup>-1</sup> )	21.43	14.3	42.9 $\pm$ 10.1	87.5 $\pm$ 77.9
Sediment				
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μmol L <sup>-1</sup> )	6.16 $\pm$ 6.87	9.21 $\pm$ 10.48	5.01 $\pm$ 5.59	6.98 $\pm$ 7.2
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	1.74 $\pm$ 2.16	3.94 $\pm$ 4.41	0.55 $\pm$ 0.37	0.64 $\pm$ 1.03
OM (%)	1.33 $\pm$ 0.8	2.07 $\pm$ 2.36	1.29 $\pm$ 1.05	2.36 $\pm$ 1.72
Eh (mV)	37.7 $\pm$ 118.7	49.03 $\pm$ 59.5	-82.24 $\pm$ 67.9	23.54 $\pm$ 30.67
pH	7.09 $\pm$ 1.28	7.39 $\pm$ 0.75	7.37 $\pm$ 0.4	7.41 $\pm$ 0.03
OM=organic matter				

Table 3. Nitrification rates ( $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) in bottom water and sediments in June (rainy season) and February (North winds) samplings (2004-2007). The signs (negative or positive) denote flux direction.

Bottom water ( $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{d}^{-1}$ )		
Site sampling	February	June
1	1.39 $\pm$ 3.82	0.87 $\pm$ 0.66
2	6.79 $\pm$ 9.43	2.20 $\pm$ 3.11
3	0.16 $\pm$ 0.03	5.28 $\pm$ 9.02
4	1.26 $\pm$ 2.09	2.60 $\pm$ 3.67
5	-0.87 $\pm$ 1.71	1.43 $\pm$ 1.86
6	-0.60 $\pm$ -0.59	50.31 $\pm$ 86.83

Sediment ( $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )		
Station	February	June
1	-1095 $\pm$ 1787	-1231.45 $\pm$ 1850.3
2	459.43 $\pm$ 1395.94	98.76
3	1799.26	-732.99 $\pm$ 1134.5
4	-233.23 $\pm$ 1199.5	780.26
5	997.57 $\pm$ 2422.45	1248.72 $\pm$ 1439.7
6	-580.53 $\pm$ 1366.9	-881.02 $\pm$ 2550.97

Table 4. Nitrification rates measured in different ecosystems on sediments (Valdés & Real 1991; and in this study).

Location	Nitrification rate ( $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )
Chesapeake Bay, USA	70.0
Chesapeake Bay, USA	77.0-89.0
Narragansett Bay, USA	0.023-0.54 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{h}^{-1}$
Narragansett Bay, USA	0.46 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{h}^{-1}$
Narragansett Bay, USA	0.001-0.47 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{h}^{-1}$
Galveston Bay, Texas, USA	1.0-87.0
Louisiana continental shelf, USA	8.8-24.0
Sluice Dock, Belgium	90.0-1800.0
Colne Point saltmarsh, UK	6.2-12.4
Kysing Fjord, Denmark	25.0
Tama estuary, Japan	27.0-73.0
Odawa Bay, Japan	99.7
La Parguera, Puerto Rico	0.44-10.0
Coral reef, Puerto Rico	267.0
Joyuda Lagoon, Puerto Rico	0.61-7.23
Terminos Lagoon, Mexico	2.4-28.9
Chelem Lagoon, Yucatan, Mexico	0.5-96.5
<b>Present study</b>	
Bottom water	0.057 – 0.435 $\mu\text{mol N L}^{-1} \text{h}^{-1}$
Sediment	-4.9 – 9.31

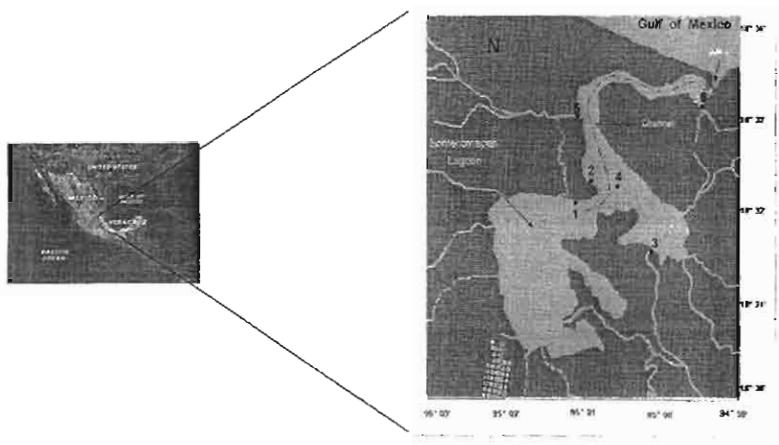


Figure 1

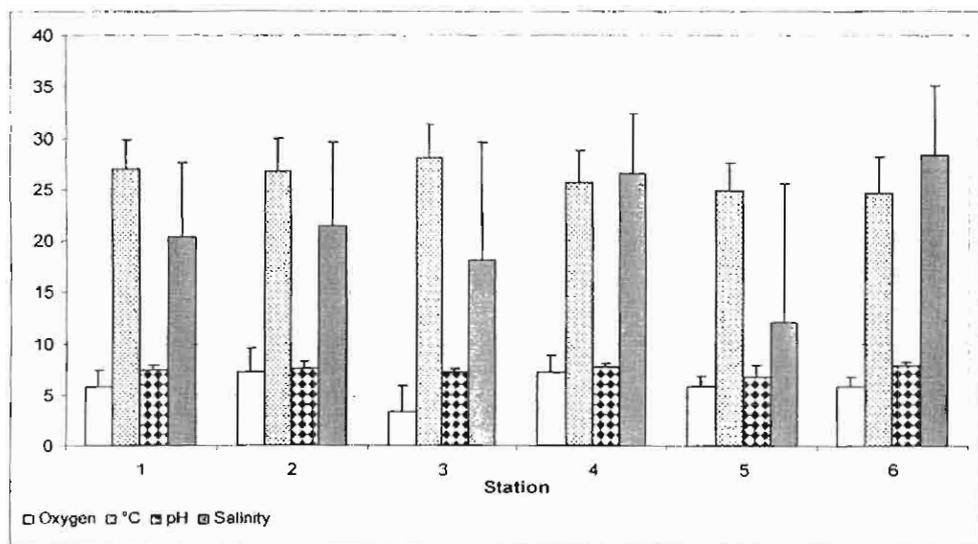


Figure 2

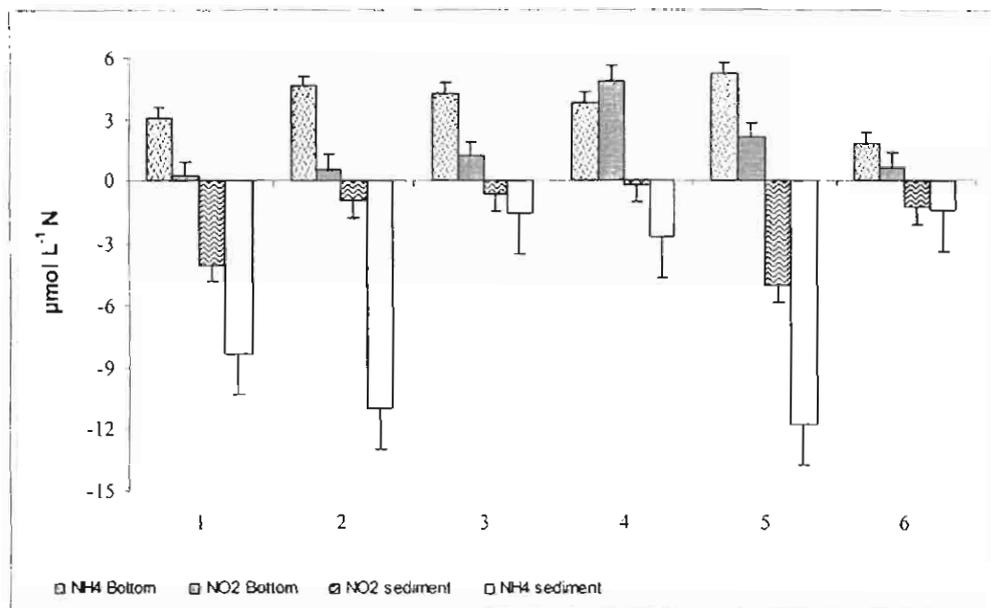


Figure 3

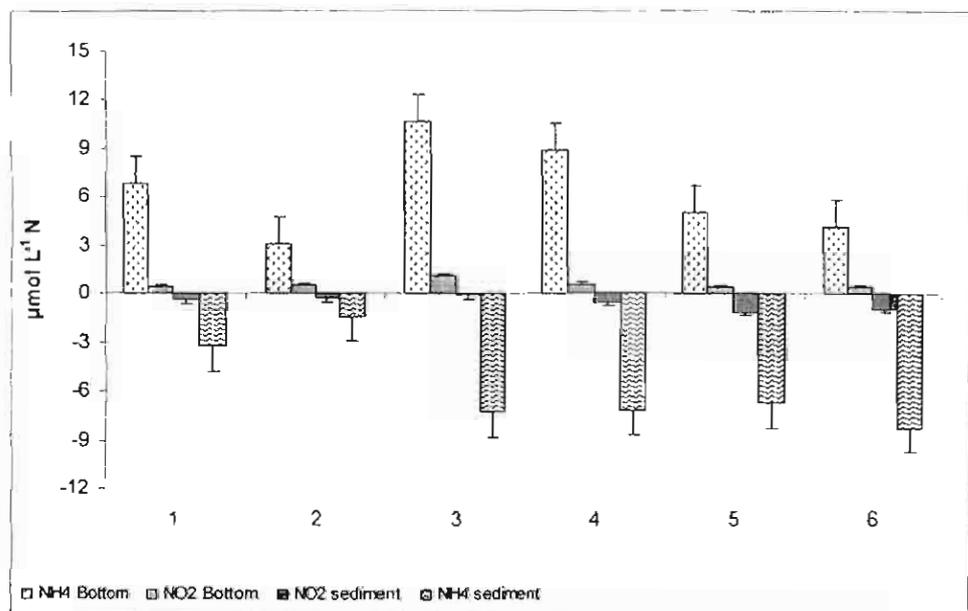
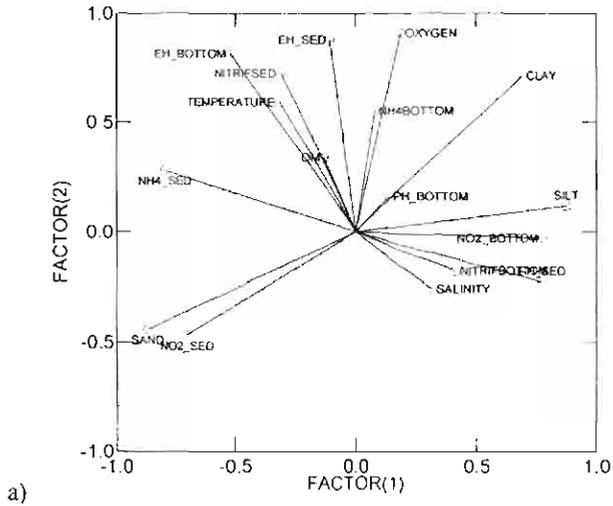
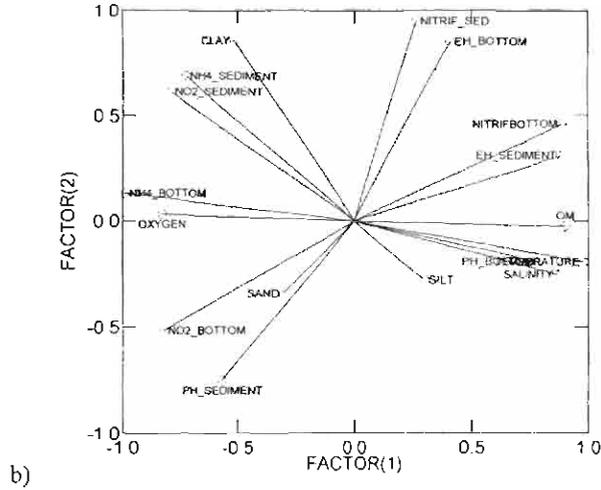


Figure 4



a)



b)

Figure 5

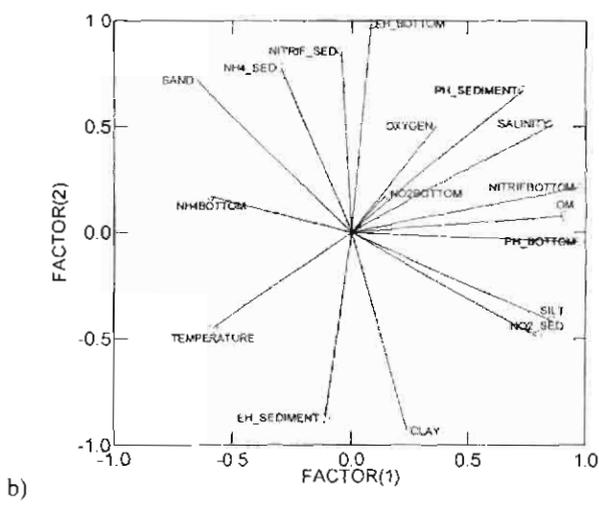
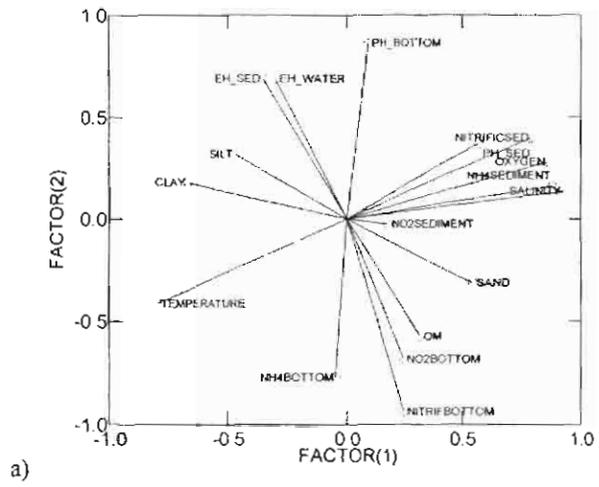


Figure 6

## IV. DESNITRIFICACIÓN Y ACOPLAMIENTO NITRIFICACIÓN - DESNITRIFICACIÓN

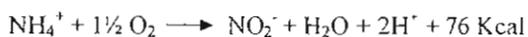
### 1. Introducción

La superficie de los sedimentos estuarinos es una zona importante para estudiar las interacciones entre los procesos biogeoquímicos de nitrificación y desnitrificación, los cuales son mediados a través de la interfase óxica-anóxica e incluyen la difusión de sustratos y productos del metabolismo microbiano.

Existen dos procesos de producción de óxidos nitrosos: la nitrificación y la desnitrificación. Aunque el proceso de nitrificación es un proceso aerobio estricto y la desnitrificación uno anaerobio, existe un gradiente vertical para que se dé el acoplamiento de estos dos procesos. Este acoplamiento representa un vínculo importante para el desvío del nitrógeno fuera de las rutas de reciclamiento (Dong *et al.*, 2000). La producción y la reincorporación de los óxidos nitrosos a la atmósfera, son de gran importancia, ya que éstos intervienen en el proceso de efecto invernadero, influenciando en el cambio climático global.

La nitrificación es el proceso de oxidación de amonio a nitrito o nitrato y requiere de una fuente de oxígeno. Este es un proceso microbiano por el cual compuestos reducidos de nitrógeno son secuencialmente oxidados a nitrito y a nitrato.

La primera etapa es denominada nitrificación y la segunda nitratación, éstas se llevan a cabo como se muestra en la siguiente reacción:



Las bacterias nitrificantes quimioautótrofas, necesitan la energía producida durante este proceso para reducir el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y a su vez, producir sustancias orgánicas nitrogenadas. El último paso de la mineralización de compuestos nitrogenados orgánicos es alcanzado con la producción de nitrato (Rheinheimer, 1991).

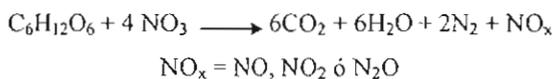
La nitrificación solo es posible en presencia de oxígeno, aunque en ambientes anaerobios puede llevarse a cabo en pequeñas proporciones. Si se encuentran presentes donadores de hidrógeno y nitrógeno molecular, ésta es llevada a cabo por muchos organismos anaerobios facultativos; ellos usan bajo condiciones de anaerobiosis, nitratos o nitritos como aceptores de hidrógeno. Esto representa una respiración anaeróbica, también llamada respiración del nitrato (Atlas y Bartha, 2002).

Los iones nitrato se pueden incorporar a la materia orgánica por una gran variedad de microorganismos, mediante un proceso conocido como reducción asimilatoria de nitrato. En él intervienen varios sistemas enzimáticos, entre ellos las reductasas de nitrato y nitrito, las cuales producen amonio que puede ser incorporado a los aminoácidos. La reducción asimilatoria de nitrato no causa la acumulación de cantidades elevadas de amonio, ya que éste es incorporado rápidamente a la materia orgánica.

En ausencia de oxígeno, los iones nitrato pueden actuar como aceptores terminales de electrones; este proceso se conoce como respiración de nitrato o reducción desasimilatoria de nitrato (Figura 2). Durante esta reducción desasimilatoria, el nitrato se transforma en diferentes productos reducidos; siendo el producto final de esta desasimilación  $\text{N}_2\text{O}$  o  $\text{N}_2$  (Dvařáková *et al.*, 1998).

A diferencia de lo que ocurre en la reducción asimilatoria de nitrato (reducción de nitrato hasta amoníaco para su utilización como fuente de nitrógeno en el crecimiento celular), la reducción desasimilatoria no se inhibe en presencia de amoníaco (Madigan *et al.*, 2004).

La desnitrificación es la conversión de nitrato a compuestos nitrogenados gaseosos. Este es el principal proceso biológico de formación de N<sub>2</sub>. La reacción que se lleva a cabo es la siguiente:



Los factores ambientales que influyen en los procesos de desnitrificación en los sistemas acuáticos son: la temperatura, la fuente de nitratos, la materia orgánica y la concentración de oxígeno. Este proceso es llevado a cabo por muchas bacterias heterótrofas, generalmente anaerobias facultativas. Estas bacterias utilizan el nitrito o el nitrato como aceptor terminal de electrones durante la oxidación de materia orgánica, produciendo N<sub>2</sub>, NO o N<sub>2</sub>O.

Los géneros de bacterias desnitrificantes más citados incluyen *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera*, entre otros; la mayoría de ellos son heterótrofos pero pueden crecer autotróficamente con hidrógeno y CO<sub>2</sub> o con compuestos azufrados reducidos.

Durante la mineralización del nitrógeno orgánico en los sedimentos, del 15 al 70% del nitrógeno puede perderse por desnitrificación (Seitzinger, 1988), además de que la desnitrificación bentónica puede también disminuir los flujos de nitrato de origen terrestre (Gilbert *et al.*, 1997) ya que estos son utilizados durante los procesos bacterianos anaerobios facultativos de mineralización de la materia orgánica. En muchos sistemas

acuáticos la mayoría del  $\text{N}_2\text{O}$  producido durante la desnitrificación es subsecuentemente reducido a  $\text{N}_2$ , pero la relación de  $\text{N}_2:\text{N}_2\text{O}$  es variable (Lindau *et al.*, 1991)

En ríos y arroyos la desnitrificación ha sido reconocida como una ruta potencial de pérdida de nitrógeno. En la actualidad, en México existen un número reducido de reportes científicos sobre el proceso de desnitrificación. Los rangos reportados van de 54 a 345  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , mientras que en muchos sedimentos estuarinos y costeros se han reportado rangos que van de los 0 hasta los 1067  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . En otras partes del mundo, las tasas más altas han sido encontradas en sedimentos de áreas eutrofizadas como por ejemplo, en el estuario Tama, Japón, que presenta concentraciones por arriba de los 594  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  y en el estuario Tejo, Portugal (1067  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), ya que ambos reciben grandes aportes de aguas provenientes de desagües (Seitzinger, 1988).

Numerosos estudios han demostrado que el nitrato puede ser reducido a amonio por un número de bacterias fermentadoras y bacterias anaerobias estrictas. Además se ha demostrado que en ambientes marinos templados, las tasas de desnitrificación muestran diversos patrones estacionales debido a la temperatura, la fuente de nitratos y la disponibilidad de carbono orgánico.

Herbert (1999) concluyó que los sedimentos muestran un amplio rango de actividad desnitrificante, con una tendencia a presentar altas tasas de desnitrificación en aguas costeras someras, donde las fuentes de carbono y  $\text{NO}_3^-$  no son limitantes.

En 1978 Sørensen reportó una tasa de desnitrificación, en sedimentos costeros marinos, de 35  $\text{nmol N ml}^{-1}$  de sedimento, utilizando la técnica de inhibición de acetileno (Haines *et al.*, 1981). También encontró que las mayores tasas de desnitrificación ocurren cerca de la superficie de los sedimentos, en la zona de transición de condiciones aerobias a anaerobias.

Igualmente, Grundmanis y Murria (1977, en Haines *et al.*, 1981), encontraron que las tasas de nitrificación y de desnitrificación son importantes en la superficie de los sedimentos y que el factor que más las afecta es la bioperturbación. Koike y Hattori (1978), reportaron que la tasa de desnitrificación es proporcional a la concentración de nitratos en un rango de 0 a 30  $\mu\text{g at N L}^{-1}$  en sedimentos del mar de Bering (Horrigan y Capone, 1985).

La desnitrificación bacteriana puede ser importante para la producción y el consumo de NO y N<sub>2</sub>O en ambientes naturales. La producción de óxidos nitrosos por bacterias nitrificantes y la reducción de N<sub>2</sub>O por especies fijadoras de nitrógeno, son procesos biológicos que pueden influir la ocurrencia de N<sub>2</sub>O en ciertos hábitats.

El proceso de desnitrificación en los sedimentos es soportado tanto por la difusión de nitratos del agua sobrenadante como por el nitrato producido dentro de los sedimentos por el proceso de nitrificación.

La acumulación de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> promueve tanto la producción de óxido nítrico como nitroso, por las interacciones entre la materia orgánica, los nitritos y la dismutación química de ácido nitroso, siendo más significativo en condiciones ácidas (Sørensen, 1978).

Los óxidos nitrosos son constituyentes traza de la atmósfera y se encuentran en una concentración de 311 ppb. Sin embargo, juegan un papel muy importante en la reducción del ozono en la estratosfera ya que cada molécula de N<sub>2</sub>O puede contribuir potencialmente al incremento del efecto invernadero 296 veces más que una molécula de CO<sub>2</sub>, el cual incrementa en una tasa de 0.25% anualmente (Popp *et al.*, 2002; Capone, 2000).

Aunque se ha observado una correlación negativa entre las concentraciones de óxidos nitrosos y oxígeno, y una correlación positiva entre las concentraciones de óxidos nitrosos y

nitratos, se cree que el  $N_2O$  es producido por la nitrificación, y que la desnitrificación puede controlar su producción bajo ciertas condiciones (Jørgensen *et al.*, 1984).

En aguas costeras la pérdida de nitrógeno, por desnitrificación, es proporcional a las entradas de  $N_2$  al sistema. La desnitrificación puede remover alrededor del 50% del nitrógeno en cualquier sistema (Valiela, 1991) y tiene consecuencias tanto ecológicas como geoquímicas.

La remoción de nitrógeno fijado puede ser importante en la regulación de la producción primaria y va también, a depender de las concentraciones de amonio y nitratos. La eliminación de aguas residuales representa una importante fuente antropogénica de  $N_2O$  hacia la atmósfera. En aguas que reciben cantidades importantes de nutrientes antropogénicos, la desnitrificación puede ayudar a controlar el grado de eutrofización.

Para tener una idea de los procesos biológicos de control del N en ecosistemas mexicanos, el propósito de esta investigación fue determinar la variación en la producción de óxidos nitrosos en agua de fondo y sedimento de la laguna de Sontecomapan (Ver), e igualmente determinar la influencia de los parámetros ambientales sobre el proceso de desnitrificación.

## **2. Materiales y Métodos**

Los muestreos fueron realizados en dos diferentes temporadas del año (Nortes y lluvias) correspondientes a los meses de febrero y junio, durante dos años consecutivos (2006 y 2007). Los sitios de muestreos fueron los mismos que han sido indicados en el capítulo II.

### *2.1 Parámetros físicos y químicos*

La medición de los parámetros ambientales se realizó como se describió previamente en el capítulo II.

La concentración de nitratos en agua de fondo y en el agua intersticial de los sedimentos fue determinada mediante técnicas colorimétricas (Aminot y Chausseppied, 1983). El porcentaje de materia orgánica de los sedimentos se realizó por la técnica de titulación por exceso de dicromato de potasio oxidando de la materia orgánica, utilizando una solución 0.5N de sulfato ferroso (Gaudette *et al.*, 1974).

El agua intersticial se obtuvo utilizando un tubo de policarbonato de 10 cm de largo por 5 mm d. e., con una serie de orificios de 1mm d. i. a lo largo de los 2 últimos centímetros del tubo, el cual fue introducido en la sub-superficie del sedimento succionando el agua intersticial con una manguera unida a una jeringa de 50 ml. El agua obtenida fue filtrada con membranas de fibra de vidrio Whatman GF/F de 25 mm de diámetro.

### *2.2. Tasa de nitrificación*

Este objetivo dio origen a un manuscrito que está actualmente en revisión titulado “Nitrification processes in a tropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico” que será enviada a la revista Marine Ecology, y otro titulado “*Tasas de nitrificación y de fijación biológica del nitrógeno molecular en ecosistemas acuáticos*”, que ha sido aceptado para ser publicado en el libro “Recursos Naturales: Una aproximación metodológica”.

La técnica ha sido descrita a detalle en el capítulo III.

### *2.3. Tasa de desnitrificación*

Para estimar las tasas de desnitrificación se utilizaron dos métodos:

i- El primero consistió en determinar las tasas de desnitrificación utilizando la técnica de observación de desaparición del nitrato por la técnica de perfusión con incubaciones de los sedimentos durante 12 h.

ii- El segundo mediante la técnica de inhibición de la  $N_2O$  reductasa por medio de bloqueo con acetileno.

### 2.3.1 Pérdida de nitratos

Para determinar las tasas de desnitrificación en sedimento por la técnica de perfusión (Figura 1), se utilizó un sistema de incubación para los núcleos de sedimento obtenidos en cada estación (por duplicado) diseñado y construido por el D. I. Esteban Ferrara-Guerrero. El sistema consiste en el paso de agua colectada en el lugar, a través del sedimento a un flujo constante ( $1.0 \pm 0.10 \text{ ml min}^{-1}$ ). El agua de fondo, la cual fue almacenada en una bolsa de diálisis previamente adaptada, se gasificó con  $N_2$  para asegurar que la concentración de  $O_2$  disuelto fuera menor a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ , la cual fue bombeada hacia la cavidad de mezcla utilizando una bomba peristáltica (Capone y Carpenter, 1981; Sheibley *et al.*, 2003a) y una serie de mangueritas que fueron introducidas en el tapón inferior de cada nucleador.

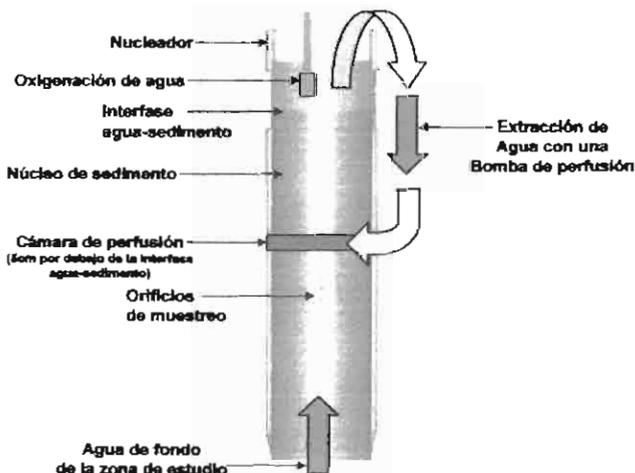


Figura 1. Diagrama del sistema de perfusión. Provee una distribución sectorial del agua de fondo dentro de la columna. La cavidad de mezcla es instalada por la distribución del agua reciclada no oxigenada, la cual es introducida utilizando una bomba peristáltica y una serie de mangueritas que se introducen en la parte inferior del nucleador a graves de un tapón en silicón horadado (Sheibley *et al.*, 2003b).

Para cada muestra de sedimento se utilizaron 2 nucleadores en policarbonato de 22 cm de largo por 5 cm de d. e., los cuales fueron perforados a todo lo largo del tubo en intervalos de 5 mm; las perforaciones de 1 a 2 mm de diámetro, fueron selladas con un tapón de silicón. Estos orificios permitieron el acceso de las agujas (24 “gauges”) para muestrear el agua de los intersticios del sedimento (Figura 2).

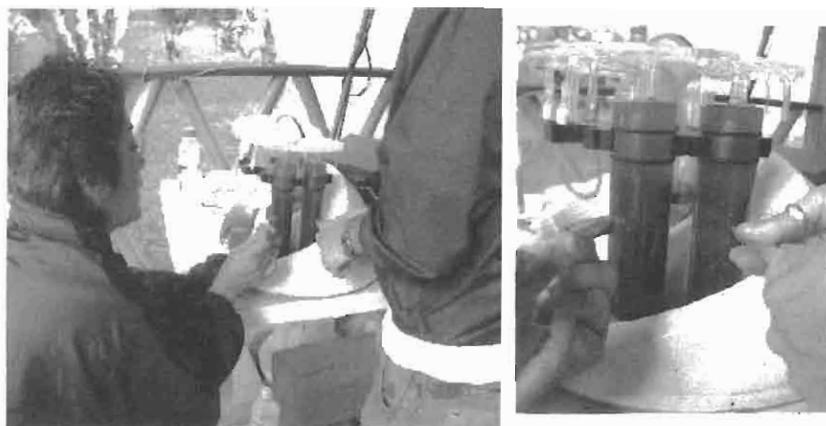


Figura 2. Incubador del sistema de perfusión. Derecha: obtención de la muestra a través de los orificios con ayuda de una jeringa.

Los nucleadores fueron incubados durante un periodo de 12 horas. Las submuestras de agua intersticial fueron obtenidas en intervalos de 4 horas y se filtraron inmediatamente con membranas de acetato de celulosa (Millipore) de 0.2  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro para el análisis inmediato de la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$ . Cuando los análisis no se realizaron inmediatamente, las muestras fueron congeladas en frascos de penicilina herméticos gasificados con  $\text{N}_2$  para evitar la oxidación de los iones nitrogenados reducidos.

La tasa de desnitrificación fue calculada mediante la regresión lineal del tiempo de incubación contra la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$ . El valor de la pendiente obtenido en la ecuación lineal fue usado para realizar el cálculo de la tasa en un periodo de 24 hrs.

### 2.3.2. Producción de óxidos nitrosos ( $\text{N}_2\text{O}$ )

Las muestras de agua cercana al fondo fueron obtenidas mediante una botella Van Dorn horizontal. Para obtener el sedimento se utilizaron nucleadores manuales de policarbonato (22cm x 5 cm diámetro). En el caso del agua de fondo se incubaron 300 ml de agua sin filtrar, en jarras de vidrio herméticamente cerradas (mismo procedimiento que para los sedimentos) por triplicado.

Una vez obtenidos los núcleos se colocó el primer centímetro de sedimento sin perturbar (de la misma manera que fue explicado anteriormente para tasa de nitrificación) dentro de jarras de vidrio herméticas conteniendo 300 ml de agua de la estación de muestreo, previamente filtrada con membranas de fibra de vidrio (Whatman GF/F). Tanto para las incubaciones de agua como de sedimento, se extrajo el 10% del volumen de aire contenido en la jarra a través de un septo de hule colocado en la tapa y se inyectó un volumen igual de acetileno (Figura 3). Las incubaciones fueron realizadas durante 4 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se tomó una submuestra de la fase gaseosa con ayuda de un tubo Vacutainer para analizarla posteriormente, por cromatografía de gases.

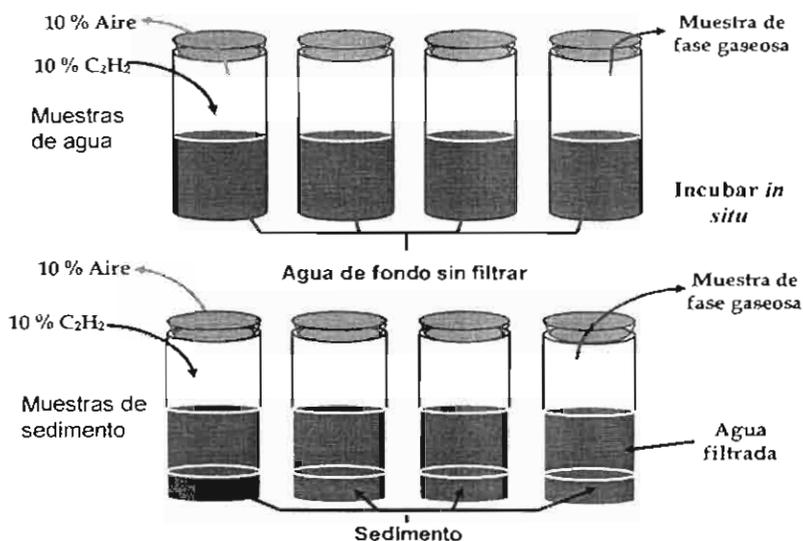


Figura 3. Método utilizado para la determinación de la producción de óxidos nitrosos ( $N_2O$ ) en agua de fondo y en los sedimentos superficiales (0-10 mm de profundidad).

#### 2.4 Análisis cromatográfico de óxidos nitrosos ( $N_2O$ ).

Para analizar la acumulación o disminución de los óxido nitrosos, se utilizó un cromatógrafo de gases VARIAN con detector de captura de electrones  $^{63}Ni$  de ionización de flama. El gas utilizado como acarreador fue Helio a un flujo de  $30 \text{ ml min}^{-1}$ . La temperatura de la columna y del detector fue de  $50 \text{ }^\circ\text{C}$  y  $300 \text{ }^\circ\text{C}$ , respectivamente. Una alícuota de 1 ml de la submuestra fue inyectada dentro del cromatógrafo y con ayuda de un integrador de picos se midió el área de los picos obtenidos. El estándar utilizado fue de 100 ppm de  $N_2O$  (Alltech).

Los cálculos para determinar la tasa de desnitrificación se realizaron con la siguiente fórmula:

$$\mu\text{mol N}_2\text{O L}^{-1} \text{ h}^{-1} = \frac{\text{Áreapicomuestra} \times \text{C. E} \times (\text{V}_{\text{gas}} + \text{V}_{\text{H}_2\text{O}} + 0.1)}{\text{Áreapicoestándar} \times \text{Volinyectado}} \div \Delta t$$

Donde:

C. E= coeficiente del estándar de óxido nitroso ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

V gas= volumen de la fase gaseosa en el frasco de incubación

V H<sub>2</sub>O= volumen de agua incubada (o de sedimento, según sea el caso)

0.1= coeficiente de Bunsen para el óxido nitroso a la apropiada salinidad y temperatura (Flett *et al.*, 1976)

Vol. inyectado de la fase gaseosa inyectada en el cromatógrafo de gases (100  $\mu\text{l}$ )

$\Delta t$ = tiempo de incubación

### 2.5. Acoplamiento nitrificación – desnitrificación

Una vez obtenidos los resultados de los dos procesos se realizó una comprobación del acoplamiento mediante un análisis de regresión lineal simple. El balance neto de nitrógeno en la laguna de Sontecomapan se obtuvo restando el proceso de nitrificación (regeneración de N) al proceso de desnitrificación (pérdida de N del sistema) obtenidas en cada temporada de muestreo, obteniéndose así, el valor neto de nitrógeno en cada uno de los sitios de muestreo (balance neto = [nitrificación] - [desnitrificación]).

El modelado gráfico de este resultado se realizó mediante el software SURFER v 8.0.

### 2.6. Análisis estadístico

Se realizaron análisis de correlación múltiple para observar la asociación entre las variables físicas y químicas en los diferentes muestreos. Para determinar que factores influyen sobre el comportamiento de las tasas de nitrificación y desnitrificación se utilizó el análisis de componentes principales. Finalmente, para comprobar el acoplamiento de estos dos procesos, se hizo un análisis de regresión lineal.

### 3. Resultados

#### 3.1. *Parámetros físicos y químicos*

Los análisis fueron realizados durante 3 diferentes muestreos: inicio de temporada de Nortes 2006, de lluvias 2006 y final de la temporada de Nortes 2007, en seis sitios de muestreo dentro de la laguna de Sontecomapan, Veracruz (Figura 1, capítulo I).

Durante el muestreo realizado en temporada de Nortes 2006, los valores de oxígeno disuelto en el agua de fondo variaron de 4.26 a 8.71 mg L<sup>-1</sup>, la salinidad fluctuó entre 4 y 22.7 ‰, registrando la mínima en el sitio de muestreo ubicado a la salida del río la Palma y las máximas en el Arroyo la Boya (cercana a la boca de la laguna), mientras que el pH (de agua de fondo) mostró variaciones entre 4.42 y 7.4 (Figura 4). En la mayoría de los sitios de muestreo el Eh en los sedimentos presentó valores electronegativos (-16.65 a -192.27 mV), excepto en el ubicado frente al Cocal (151.13 mV), debido a que en esta zona la columna de agua se está removiendo constantemente por el paso constante de las lanchas de pescadores y turistas. El contenido de carbono orgánico en los sedimentos muestreados fue de 1.45 a 2.91%, el menor porcentaje se obtuvo en Punta Levisa y la mayor en el Arroyo La Boya.

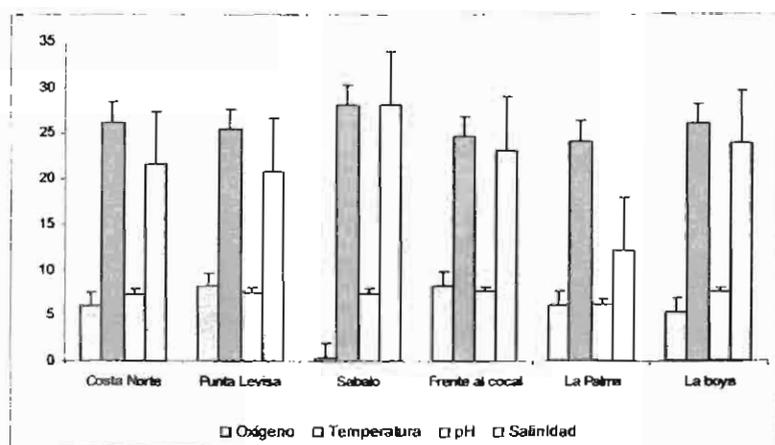


Figura 4. Variación de la media de los parámetros físicos y químicos en las diferentes temporadas de muestreo (Nortes y lluvias 2006, y Nortes 2007; media  $\pm$  desv st)

En época de lluvias, en el agua de fondo de algunas estaciones se presentaron condiciones de hipoxia ( $0.6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ ) hasta saturación ( $6.72 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ ); el pH varió muy poco de 7.3 a 8 mientras que en sedimento las variaciones fueron más marcadas (entre 6.5 y 7.8). Igual que en la temporada de Nortes, durante este muestreo el potencial de óxido reducción se mantuvo electronegativo en casi todas las estaciones (de 32.5 a -240.9 mV), en contraste a lo medido en la misma temporada de 2007 donde los valores de Eh fueron electropositivos, pero con valores muy cercanos al cero (Figura 5). Esto permite suponer que en la época de Nortes 2007 los sedimentos superficiales se mantuvieron en condiciones hipóxicas y anóxicas en las temporadas de Nortes 2006 y lluvias 2006, debido a que el acarreo de sedimento y material vegetal por acción de los ríos se vio incrementado, depositándose en el fondo de la cuenca lagunar y disminuyendo como consecuencia la concentración de  $\text{O}_2$

debido a la baja actividad del fitobentos y el aumento de la actividad respiratoria aerobia de los organismos heterótrofos bénticos.

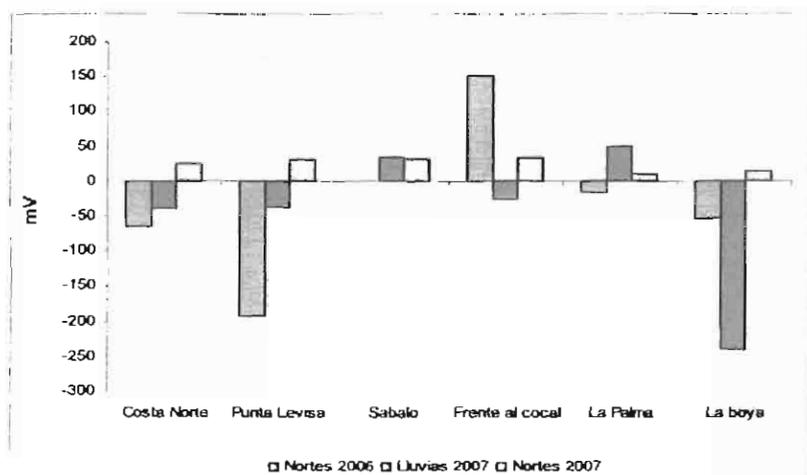


Figura 5. Variación de los valores de Eh registrados en sedimentos de de las diferentes zonas de muestreo y en la diferentes temporadas de año en que se realizaron los muestreos, en la Laguna de Sontecomapan, Ver.

Las concentraciones de amonio en agua intersticial durante el muestreo de Nortes 2006 fueron muy bajas y difícilmente detectables con la técnica utilizada. Contrario a esto, durante los 2 muestreos restantes (lluvias 2006 y Nortes 2007) las concentraciones se elevaron considerablemente, llegando hasta  $16.45 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NH}_4^+$  en la estación Punta Levisa durante lluvias 2006 debido tal vez, a la rápida degradación de la materia orgánica, lo cual se ve reflejado en la disminución de la concentración de oxígeno, liberando así iones nitrogenados inorgánicos los cuales se resuspendieron por los fuertes vientos y las fuertes corrientes de los ríos.

Durante el mes de junio (lluvias) las mayores concentraciones se registraron en las salidas de los ríos (Sábalo y La Palma), en el canal de navegación (frente al Cocal) y en la

cercanías a la boca (Arroyo La Boya), donde el contenido de carbono orgánico fue mayor a 1.3 ( $r=0.55$ ), y el porcentaje de limos fluctuó entre 4.5 y 10 % ( $r=0.86$ ) y el  $O_2$  varió entre 5.5 y 6.7  $ml L^{-1}$  ( $r=-0.74$ ).

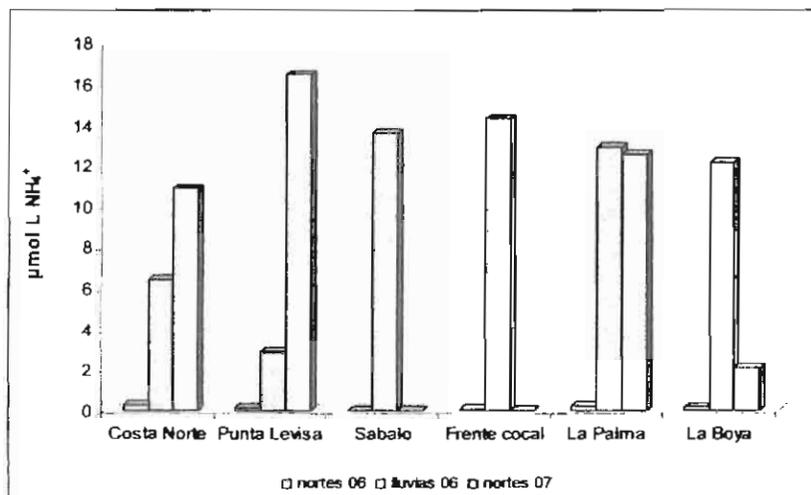


Figura 6. Variación de la concentración de amonio ( $N-NH_4^+$ ) en sedimento superficial (0-10 mm de profundidad) durante los muestreos realizados en temporada de lluvias (2006) y Nortes (2006 y 2007).

Finalmente, durante la temporada de Nortes de 2007 la concentración más alta se registró en la estación Punta Levisa y la menor en el Arroyo la Boya, viéndose directamente influenciados por la cantidad de arenas ( $r=0.90$ ), y negativamente por la cantidad de limos ( $r=-0.71$ ) y el Eh ( $r=-0.78$ ) de los sedimentos (Figura 6).

En relación a los nitritos, la concentración promedio fue de  $1.17 \pm 1.8 \mu mol L^{-1} N-NO_2^-$ . Las concentraciones más bajas se obtuvieron en la temporada de Nortes en 2006 y las mayores en esta misma temporada en el año 2007. Cabe resaltar que en la estación El Sábalo solo se realizó un muestreo durante la temporada de lluvias, debido a que la

profundidad y las corrientes impidieron la obtención de núcleos y con esto, el agua intersticial.

En la estación ubicada frente al Cocal se midieron las concentraciones más bajas de nitritos en las tres temporadas muestreadas, mientras que las concentraciones más altas se registraron en Costa Norte y La Palma (Nortes 2007) coincidiendo con altas concentraciones de amonio en la misma temporada. Los análisis de correlación múltiple muestran que las altas concentraciones de nitritos se vieron influenciadas de manera significativa por la concentración de materia orgánica ( $r = -0.99$ ) y el % de arcillas ( $r = -0.87$ ) en los sedimentos (Figura 7).

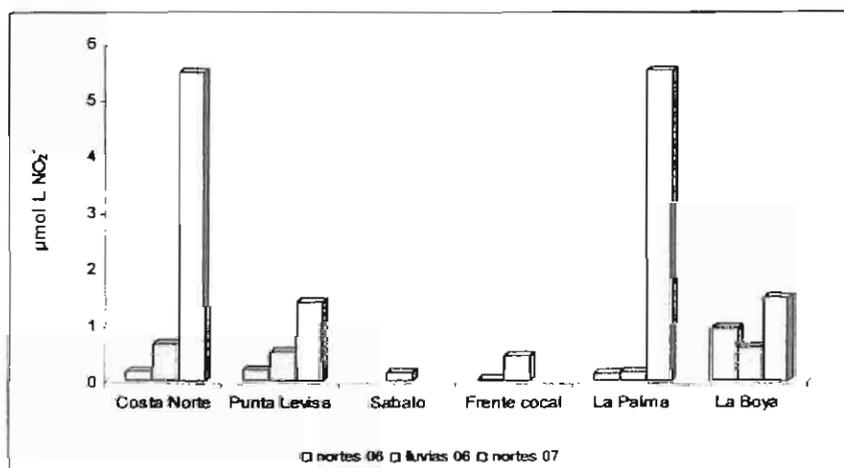


Figura 7. Variación en la concentración de nitritos ( $N-NO_2^-$ ) en los sedimentos superficiales (0-10 mm de profundidad) en las tres temporadas de muestreo.

Por último, la concentración media de nitratos fue de  $9.36 \pm 7.65 \mu\text{mol L}^{-1} N-NO_3^-$ . La máxima concentración registrada en la temporada de Nortes del 2006 fue de  $4.19 \mu\text{mol L}^{-1} N-NO_3^-$  en la zona de muestreo ubicada frente al Cocal, lo cual podría significar que este

nitrito no es producido *in situ* sino acarreado de las zonas aledañas ya que no se registraron concentraciones significativas de  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_2^-$  en dicha zona, y la mínima de  $0.32 \mu\text{mol L}^{-1}$   $\text{N-NO}_3^-$  se registró en la zona de Punta Levisa esto coincide con los valores de la tasa de desnitrificación, viéndose altamente influenciados éstos valores de manera positiva por el Eh ( $r=0.98$ ), cuando se registró la concentración más alta de nitratos el Eh tuvo un valor electropositivo (151.13 mV) y la mínima concentración coincidió con un redox electronegativo (-192 mV), lo que podría deberse a que el proceso de nitrificación puede llevarse a cabo en la interfase óxica-anóxica, aunque a menor velocidad que en la zona aerobia.

En la temporada de lluvias, solo se pudieron obtener muestras de 4 zonas de muestreo debido a la fuerza de las corrientes y las grandes profundidades. En esta época del año se observó que la mayor concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  se obtuvo en el Arroyo la Boya y frente al Cocal coincidiendo con elevadas concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  (Figuras 6 y 8), mientras que en Punta Levisa y la Palma las concentraciones fueron prácticamente indetectables a pesar de que en ésta última las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  fueron altas para este mismo muestreo.

En contraste, durante la época de Nortes del 2007, la mayor concentración se registró en la salida del río Sábalo ( $22.6 \mu\text{mol L}^{-1}$   $\text{NO}_3^-$ ) y la mínima en la Boya ( $0 \mu\text{mol L}^{-1}$   $\text{NO}_3^-$ ) las cuales son influenciadas en gran medida, por las concentraciones de amonio ( $r= 0.99$ ), se observó que donde se registró la menor concentración de amonio ( $2.07 \mu\text{mol L}^{-1}$   $\text{NH}_4^+$ ) también se registró la menor de nitratos.

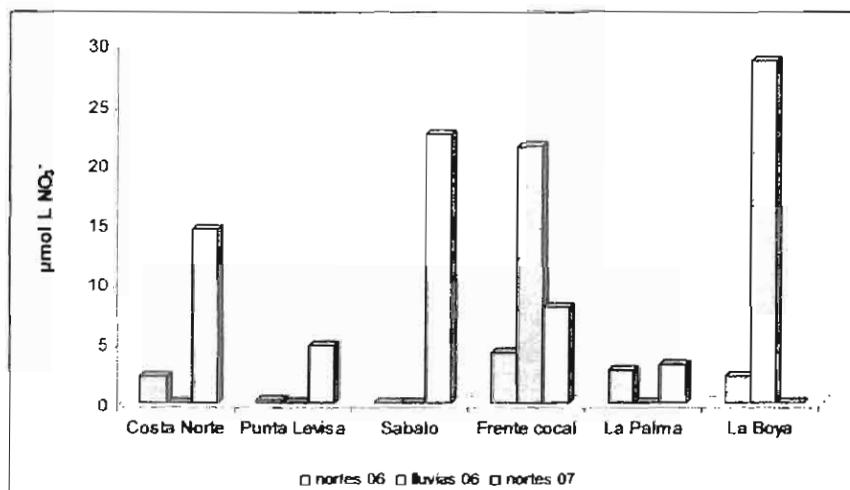


Figura 8. Variación en la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en los sedimentos superficiales (0-10 mm de profundidad) durante las tres temporadas de muestreo en la laguna de Sontecomapan, Ver.

### 3.2 Tasa de nitrificación

La tasa de nitrificación promedio obtenida en los sedimentos superficiales fue de  $-29.4 \pm 60.4 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , observándose una gran variación entre las temporadas y zonas de muestreo. Se observó que en todas las zonas de muestreo la tasa de nitrificación fue negativa durante la temporada de Nortes 2006 debido al alto contenido de materia orgánica ( $x = 2.33 \pm 0.65$ ;  $r = -0.69$ ), la gran cantidad de limos presentes ( $r = 0.74$ ) y a la baja concentración de amonio ( $r = -0.77$ ). Mientras que en esa misma época pero en el 2007, la tasa de nitrificación presentó valores positivo en Punta Levisa y en Arroyo la Boya, mostrando una relación positiva según el análisis de componentes principales, con el % de arcillas ( $r = 0.96$ ), con un valor de Eh de entre 16.1 y 24.7 mV ( $r = 0.85$ ) y con una concentración de materia orgánica de entre 0.98 y 1.1 %, respectivamente ( $r = 0.93$ );

igualmente se pudo observar que las salinidades cercanas a 20 ‰ favorecen el proceso de nitrificación ( $r= 0.98$ ).

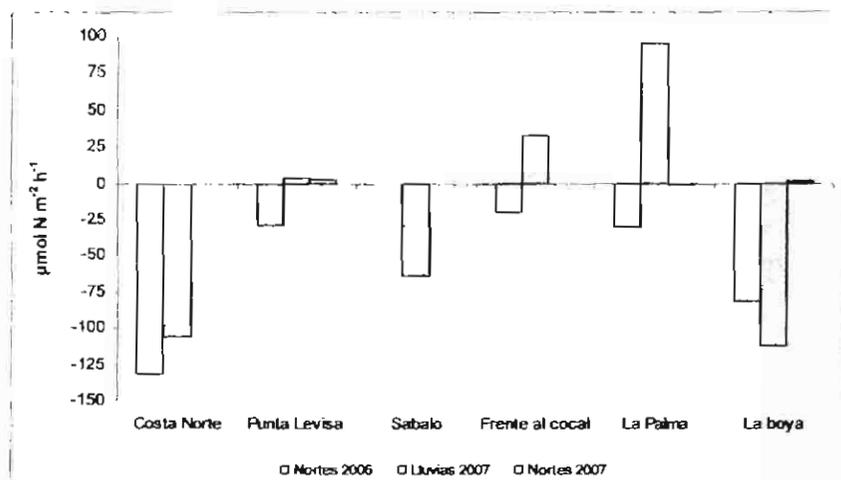


Figura 9. Tasas de nitrificación medidas en el sedimento durante las temporadas de Nortes 2006 y 2007 y lluvias 2006 en la laguna de Sontecomapan, Veracruz.

Para la temporada de lluvias se registró la mayor tasa de nitrificación en la desembocadura del Río la Palma ( $94.45 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) y la menor en la del Arroyo la Boya ( $-117.9 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) (Figura 9). Estos valores están relacionados a los del redox ( $r= 0.71$ ), al porcentaje de arcillas ( $r= -0.76$ ) y al contenido de materia orgánica ( $r= -0.75$ ) de los sedimentos, ya que en esta época la materia orgánica existente en la zona es más difícil de degradar.

### 3.3. Tasa de Desnitrificación

#### 3.3.1. Pérdida de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )

Los resultados obtenidos de la determinación de la tasa de desnitrificación calculada a partir de la pérdida de nitratos, mostraron que las tasas más altas se presentaron en Punta

Levisa y Costa Norte durante la temporada de Nortes del 2006 y las menores se presentaron en la desembocadura del Río Sábalo y frente al Cocal en temporada de Nortes del 2007 y de lluvias 2006, respectivamente. Es importante señalar que aunque se observó una acumulación de nitrato más que un proceso de desnitrificación, no quiere decir que en aquellas estaciones donde se presentó esta situación no se lleve a cabo el proceso de desnitrificación sino que tal vez sea más rápida la reincorporación y regeneración de nitrógeno que la pérdida del mismo (Figura 10).

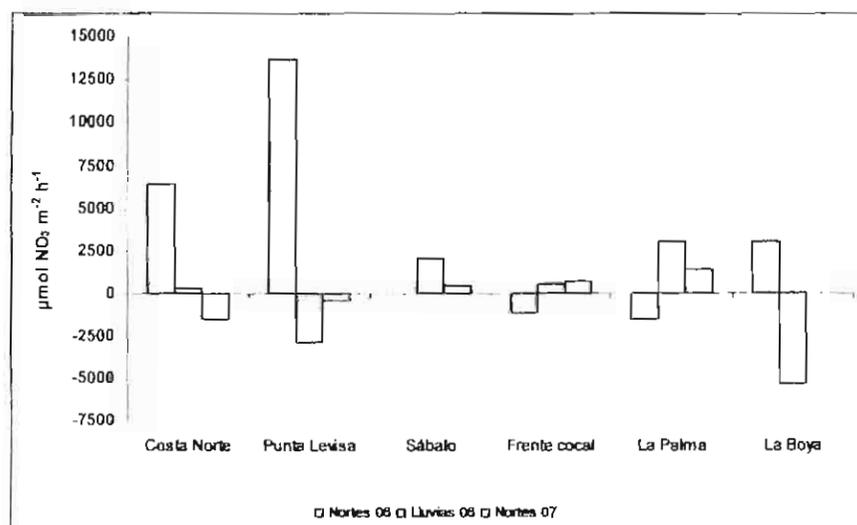


Figura 10. Tasa de desnitrificación en sedimento obtenida como tasa de desaparición de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Signo positivo denota proceso de desnitrificación y signo negativo proceso de acumulación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

En la temporada de Nortes (2006), la tasa de desnitrificación medida como pérdida de nitratos se vio influenciada negativamente por el Eh del sedimento ( $r = -0.85$ ,  $p \leq 0.05$ ), coincidiendo los valores de desnitrificación más altos con los valores electronegativos del Eh. Igualmente, también se observó una correlación inversa con la concentración de nitrato

( $r = -0.90$ ); mientras que en esta misma época del año pero en 2007, se observó que el proceso de desaparición de nitrato estuvo relacionado de manera inversa con la salinidad ( $r = -0.72$ ,  $p \leq 0.05$ ) y el contenido de carbono orgánico ( $r = -0.71$ ). Aunque no se ha demostrado una influencia significativa de la salinidad sobre el proceso de desnitrificación, diversas investigaciones han detectado su influencia también, sobre el proceso de nitrificación lo cual podría explicar la asociación de la salinidad con la pérdida o desaparición de nitratos (Falcão y Vale 2003; Arjonilla y Blasco 2003; Rysgaard *et al.*, 1999).

Durante la época de lluvias se observó una tendencia a una relación directa de la tasa de desnitrificación y la tasa de nitrificación ( $r = 0.65$ ) debido a que la nitrificación tiene que proveer el sustrato ( $\text{NO}_3^-$ ) que será reducido para que la desnitrificación se lleve a cabo, mostrándose así un acoplamiento de los dos procesos.

### 3.3.2 Tasa de desnitrificación a partir de la producción de óxidos nitrosos ( $\text{N}_2\text{O}$ ).

En general, se observó que las mayores tasas de desnitrificación ( $\bar{x} = 733.4 \pm 187.2 \mu\text{mol N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) se presentaron durante la temporada de Nortes, ya que este proceso se ve favorecido por las bajas salinidades ( $\bar{x} = 15.4 \pm 7.5 \text{ ‰}$ ) y las relativamente altas concentraciones de oxígeno ( $\bar{x} = 6.5 \pm 2.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ ).

Durante lluvias, la tasa de desnitrificación registrada varió entre 721.04 y 467.6  $\mu\text{mol N}_2\text{O h}^{-1} \text{ m}^{-2}$  mostrando una ligera disminución (24 %) en relación a la tasa de desnitrificación obtenida en temporada de Nortes 2006. Las mayores tasas se obtuvieron en aquellas estaciones ubicadas en las salidas de los ríos Sábalo y la Palma, lo cual podría atribuirse a los valores reducidos de Eh encontrados en esas zonas de muestreo (32.5 a 48.7 mV,  $r = 0.64$ ).

En temporada de Nortes 2007, la variación de la tasa de desnitrificación varió entre 465.52 y 1094.0)  $\mu\text{mol N}_2\text{O h}^{-1} \text{m}^{-2}$ , la mayor fue detectada en la estación de Arroyo la Boya (cercana a la boca de la laguna), a pesar de la consistencia arenosa de estos sedimentos, las arcillas ahí presentes están permitiendo que se formen microhábitats para que las bacterias desnitrificantes lleven a cabo su actividad desnitrificante sin ser inhibidas por las presencia del poco oxígeno que pudiera estar presente en el agua intersticial. Los valores menores se obtuvieron en la zona de Punta Levisa (zona de conchal) en temporada de lluvias 2006 (Figura 11).

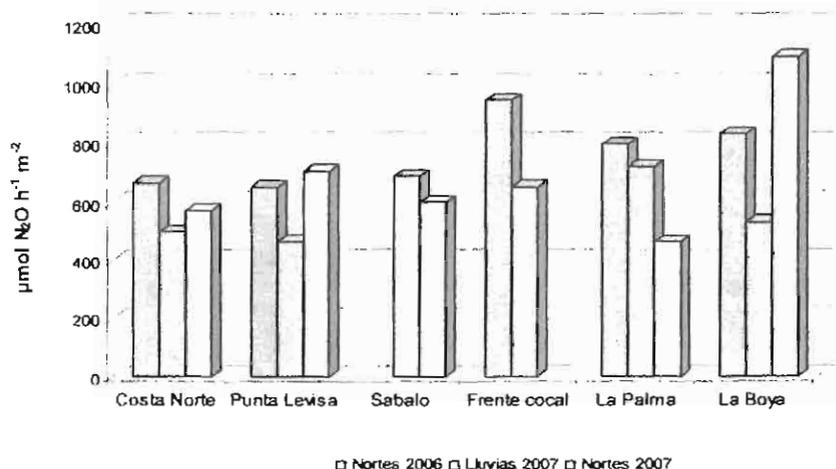


Figura 11. Tasa de desnitrificación medida por la técnica del bloqueo con acetileno y producción de  $\text{N}_2\text{O}$  durante las tres temporadas muestreadas en la Laguna de Sontecomapan, Ver.

### 3.4. Acoplamiento nitrificación – desnitrificación

Los resultados obtenidos de los procesos de nitrificación y de desnitrificación (**desaparición de nitratos**) fueron utilizados para realizar el balance de nitrógeno dentro de la laguna. De este balance se obtuvo que durante la temporada de Nortes (2006) la regeneración de nitrógeno (nitrificación) fue negativa en todas las estaciones; los valores de

las tasas de nitrificación obtenidas estuvieron comprendidas entre -29.4 y -131.6  $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , esto se debió tanto al intercambio de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua como a la gran cantidad de agua que sale de la laguna hacia la zona costera, especialmente en esta temporada del año.

Tabla 1. Balance de nitrógeno en las estaciones de muestreo. Los valores negativos denotan pérdida y los positivos, regeneración de nitrógeno.

Estación	Nortes 2006	Lluvias 2007	Nortes 2007
Costa Norte	-6664.89	-468.14	1480.23
Punta Levisa	-13709.65	2896.77	388.35
Sábalo	Nd	-2167.72	-502.56
Frente al cocal	1114.25	-581.08	-718.78
La Palma	1424.47	-2991.05	-1456.67
La boya	-3159.52	5264.38	-1.59

**nd**= no determinado

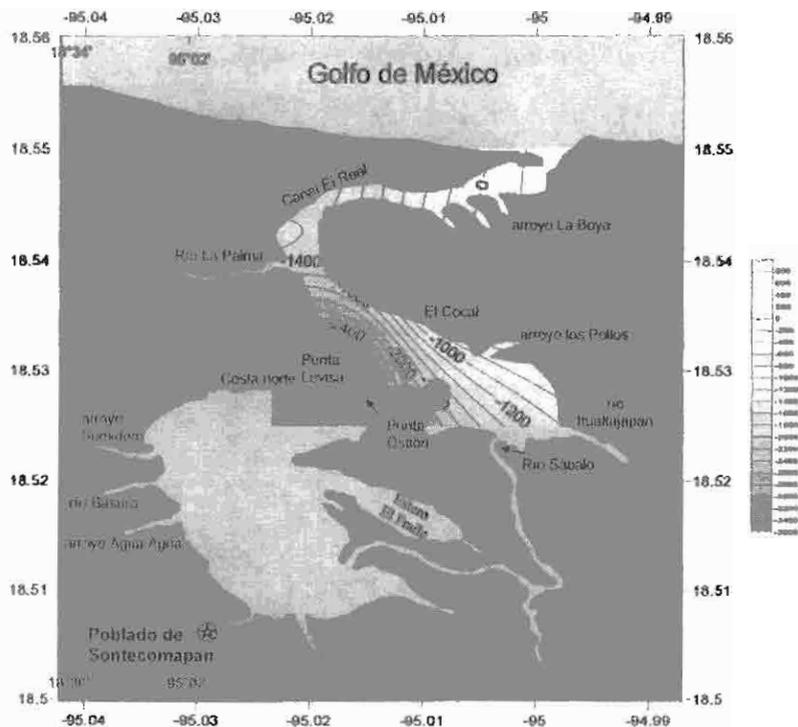


Figura 12. Balance de nitrógeno en la zona NE de la laguna. Las isólineas representan la media de los valores de los 3 muestreos realizados en las seis zonas estudiadas.

En promedio, la mayor pérdida de nitrógeno se observa en las zonas de muestreo ubicadas en Costa Norte y Punta Levisa, para después ir disminuyendo hacia la boca de la Laguna (Figura 12). Aunque en algunos muestreos se registraron altas concentraciones de nitratos, en las estaciones ubicadas en las salidas de los ríos y en la zona del canal de navegación (frente al Cocal) se observa que el sistema mantiene un equilibrio entre sus pérdidas, vía desnitrificación, y su regeneración vía nitrificación; lo que demuestra un estrecho acoplamiento entre estos dos procesos.

En general, las pérdidas de nitrógeno en este sistema sobrepasan los procesos de regeneración de nutrientes inorgánicos nitrogenados, aumentando esta pérdida, durante la temporada de lluvias, cuando las salidas de agua de la laguna son mucho mayores.

#### 4. Discusión

White y Reddy (1999; 2003) demostraron que las altas tasas de regeneración de materia orgánica promueven la productividad de la vegetación y finalmente la disponibilidad de carbono orgánico en los suelos, a partir de los cuales se podría suponer que las mayores tasas de desnitrificación encontradas en las zonas de muestreo con altas concentraciones de nutrientes pudieron deberse a una fuente disponible de carbono orgánico lábil y aunque no se incluyeron los datos de fósforo en este documento, ( $\text{HPO}_3^{-4}$  y Ptotal) se observó una relación de éste ión con el proceso de desnitrificación (datos no publicados), ya cuando el ortofosfato se encontraban a baja concentración, la desnitrificación fue limitada.

El intercambio de sustancias disueltas a través de la interfase agua sedimento es un proceso importante que afecta la composición química de los ambientes marinos donde la regeneración de nutrientes en los sedimentos puede suministrar parte de los requerimientos de los productores primarios.

La distribución espacial del nitrato varió con la temporada de muestreo, debido a la fuerte influencia que tienen las descargas provenientes de los ríos. Este resultado coincide con un estudio realizado en el río Missouri donde se encontró que el 47% de la varianza en las concentraciones de nitratos se debían a la distancia que hay desde el río hasta la zona central del canal del mismo (Knowlton y Jones, 1997; Richardson *et al.*, 2004).

La concurrencia de bajas concentraciones de oxígeno y altas concentraciones de  $\text{NO}_2^-$  indican un ambiente con altas tasas de desnitrificación. Según Codispoti *et al.* (2001) esas concentraciones de nitritos tienden a acumularse solo cuando las concentraciones de oxígeno son  $< \sim 2.5 \mu\text{M}$ . Aunque existe una correlación entre las tasas de desnitrificación y la concentración de nitritos aquí registradas, no significa que la desnitrificación no pueda ocurrir en condiciones subóxicas con las bajas concentraciones de  $\text{NO}_2^-$  obtenidas en las tres temporadas de muestreo, ya que la mayor dependencia del proceso de desnitrificación es hacia la concentración de nitratos más que a la de nitritos.

Aunque la desnitrificación se observa mayormente en los sedimentos superficiales de arroyos, lagos y sedimentos costeros, puede ocurrir en microhábitats anaerobios dentro de ambientes aerobios. Hendricks (1993), describió la zona hiporéica del río Maple (EUA) como un ambiente de parches, en el cual pueden ocurrir simultáneamente la amonificación, nitrificación y desnitrificación (Sheibley *et al.*, 2003a), esto coincide con los datos obtenidos en esta investigación, ya que aunque se registraron altas concentraciones de oxígeno en el agua de fondo, el proceso de desnitrificación fue elevado, esto tal vez debido a la existencia de micro-sitios que pueden ser partículas sedimentarias o de detritus en suspensión, donde se encuentran zonas aerobias superficiales y anaerobias en el centro de la partícula, en las cuales pueden coexistir los dos procesos (la nitrificación y la desnitrificación). Lo anterior concuerda también, con los estudios realizados por Codispoti y Christensen (1985), que sugirieron que las altas tasas de producción de  $\text{N}_2\text{O}$  durante la nitrificación microaerobia en los límites de las zonas subóxicas, podrían estar acopladas con la reducción de N por los microorganismos desnitrificantes.

Los análisis de regresión múltiple realizados con los resultados del presente proyecto, permiten observar que el proceso de desnitrificación no solo se vio afectado por la cantidad de  $\text{NO}_3^-$  medida, sino en algunas temporadas del año y en algunas zonas de muestreo está supeditado a la cantidad de sales presentes en el agua y a la cantidad de materia orgánica en los sedimentos. Lo cual coincide con lo reportado por Richardson *et al.* (2004) quienes demostraron que la variación en el proceso de desnitrificación está controlada por diversos factores. Por ejemplo, ellos observaron que la desnitrificación en la columna de agua decrece en un 50% con el incremento de la salinidad en el estuario Fjord Randers. Igualmente, Rysgaard *et al.* (1999) observaron que los cambios de salinidad también regulan la capacidad de absorción del amonio y que la nitrificación y la desnitrificación son influenciadas en gran medida por la salinidad particularmente cuando ésta se incrementa de 0 a 10 ‰.

Maksymowska-Brossard y Piekarek-Jankowska (2001) observaron un gran acoplamiento entre las tasas de nitrificación y desnitrificación en el sedimento, cuando éste contenía un alto porcentaje de fracción fina, lo cual explicaría la baja tasa de nitrificación y de desnitrificación en los sedimentos arenosos de la laguna de Sontecomapan, ya que la fracción fina atrapa algunos nutrientes como el amonio y el nitrato.

El acoplamiento nitrificación – desnitrificación representa un vínculo para desviar N fuera de las rutas de reciclamiento el cual en nuestro caso se vio reflejado en el balance global de nitrógeno, ya que en la mayor parte de la laguna se registraron pérdidas de nitrógeno por medio del proceso de desnitrificación. Este acoplamiento es cuantitativamente importante en el suministro de nitrógeno en los sedimentos continentales y estuarinos, donde las

pérdidas de nitrógeno por desnitrificación pueden representar alrededor de la mitad de las entradas de origen terrestres (Seitzinger, 1988).

Diversos estudios han demostrado que el acoplamiento nitrificación-desnitrificación está regulado por la difusión del amonio a las zonas aerobias y por la difusión de nitratos hacia las zonas anaerobias (Sánchez *et al.*, 2003), en esta investigación se observó que existe una relación directa entre la concentración de amonio y la de nitratos debido a que existe una mayor concentración de nitratos en el agua intersticial y una mayor concentración de amonio en el agua de fondo oxigenada.

Las relativamente altas cantidades de  $N_2O$  y  $N_2$  producidos durante la desnitrificación dependen principalmente, de la disponibilidad de sustratos orgánicos, la concentración de  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , disponibilidad de oxígeno y de la porosidad del sedimento. Los resultados de Ullah y Zinati (2006) concuerdan con los resultados obtenidos en esta investigación, ya que la desnitrificación fue extremadamente variable tanto temporal como espacialmente, provocando que cuando la concentración de iones nitrato se incrementa en el medio la proporción de nitrato que puede ser desnitrificado también aumenta, mientras que la proporción de nitrato que puede ser reducido hasta amonio disminuye.

Al comparar las tasas de desnitrificación obtenidas por la técnica de desaparición de nitratos y por medio del bloqueo con acetileno, se pueden observar algunas tendencias en el proceso de desnitrificación, aunque es importante señalar que se ha demostrado la inhibición por parte del acetileno, no solo de la desnitrificación sino también de la nitrificación, proceso por el cual también se producen los óxidos nitrosos que podría llevar a estimaciones erróneas (sobrestimaciones o subestimaciones) (McCutchan *et al.*, 2003). Observaciones similares han sido reportadas por Seitzinger (1988) y Steingruber *et al.*

(2001), los cuales sugieren contrastar la técnica de bloque con acetileno con la técnica de isótopos pareados  $^{15}\text{N}$ .

## 5. Conclusiones

El intercambio de iones amonio y nitratos, entre la interfase agua - sedimento ha sido un factor determinante en la regeneración, reincorporación y pérdida de nitrógeno, al igual que la temporada del año (Nortes) y el potencial de oxido-reducción. Los cuales favorecieron de manera considerable los procesos de nitrificación y desnitrificación en los sedimentos de la laguna.

A diferencia de otras investigaciones que han demostrado una estrecha dependencia de la desnitrificación sobre la nitrificación, en este estudio, observamos una relación no solo con este proceso sino además con la concentración de nitrato, el Eh, el % MO así como la temporada de muestreo.

El balance de nitrógeno obtenido mostró que las mayores pérdidas de nitrógeno se dan en las zonas que no tienen una influencia directa de los ríos, y la zona que se encuentra en equilibrio es aquella estación cercana a la boca, ya que sus pérdidas son iguales a la regeneración de nitrógeno. Cabe señalar que aun falta incorporar a este balance las entradas de nitrógeno resultantes del proceso de fijación de nitrógeno, el cual nos proporcionaría una visión global del estado de nutrición del sistema.

## V. SIMULACIÓN UNIDIMENSIONAL DEL TRANSPORTE DE NUTRIENTES INORGÁNICOS NITROGENADOS

### 1. Introducción

Las lagunas costeras conforman ecosistemas con una fuerte productividad potencial, es decir al recibir un subsidio energético considerable, unido a los procesos ecológicos fundamentales en estos sistemas, la energía disponible es claramente mayor a la comparada con la de otros sistemas acuáticos (Contreras, 1988).

La importancia que tienen las lagunas como fuentes de nutrimentos para las costas adyacentes representa no solo un valor económico (pesquerías) sino trófico muy importante, y hace que su estudio sea indispensable para valorar el estado de conservación de los ecosistemas costeros.

Las arcillas y el detritus orgánico tienden a sedimentarse dentro de las lagunas costeras debido a la disminución de la energía hidrodinámica (corrientes y oleaje) y a la floculación. Sin embargo, los fuertes vientos costeros resuspenden los sedimentos poco profundos, produciendo variaciones en el material suspendido. Este es uno de los principales factores que gobiernan el funcionamiento abiótico y biológico de estos sistemas costeros someros (De la Lanza, 1986). El forzamiento por viento influye en la circulación de las lagunas costeras causando corrientes y remolinos o giros transversales afectando el intercambio de agua con el océano. La fricción del fondo favorece la disminución de la energía hidrodinámica del sistema y favorece la sedimentación y floculación.

El material suspendido en la columna de agua es redistribuido dentro de la laguna costera, o exportado hacia la región marina por efecto de las corrientes que se generan por el ascenso y descenso del nivel del mar en la boca de la laguna.

La comunicación entre las lagunas costeras y el océano representa el principal proceso estructurador entre estos ecosistemas y, consecuentemente determina sus altos niveles de productividad y biodiversidad. Este intercambio entre aguas dulces y marinas determina también la existencia de dos zonas dentro de la laguna: una marina generada por el ingreso de agua debido a la marea, y otra salobre debido a la mezcla del agua marina con las descargas continentales. Las lagunas costeras exhiben un dinámico intercambio entre el continente y el océano, funcionando como trampas de los materiales de lavado de los suelos y de los desechos producidos en sus cuencas (vegetación halófila, vegetación sumergida, aporte de las escorrentías, etc.).

Además de las corrientes de marea y las descargas continentales, existen otros mecanismos de fertilización como la mineralización de nutrientes en la columna de agua y en los sedimentos, que son resuspendidos hacia la columna de agua por la turbulencia (Álvarez-Borrego, 2004). Este proceso de mineralización lo realizan bacterias de muy diversos grupos taxonómicos y muy abundantes en zonas lagunares.

Distintos métodos se han utilizado para determinar el flujo y los tiempos de residencia del agua dentro de los estuarios. Los cálculos se realizan con base en la relación entre las entradas de agua dulce o los flujos de material y el volumen del estuario, en modelos de caja, modelos hidráulicos de laboratorio a escala y modelos de flujos numéricos (Pritchard *et al.*, 1979).

En los últimos años se ha aumentado considerablemente el flujo de una gran variedad de materiales orgánicos e inorgánicos hacia el ambiente marino, contribuyendo así a modificar y en algunos casos, deteriorar la zona costera. Con esto se ha creado un interés por conocer el intercambio de materiales y contaminantes entre los estuarios-lagunas y el ambiente costero adyacente, a fin de conocer el papel que juegan los distintos ecosistemas como exportadores o importadores de material (Páez-Ozuna *et al.*, 1990).

Los factores que regulan las tasas de reciclaje de los materiales liberados por los sedimentos y las entradas de nitrógeno en los ecosistemas costeros tropicales no han sido muy estudiados. Por lo cual, el objetivo de esta investigación fue estimar la cantidad de nutrientes nitrogenados inorgánicos presentes en la columna de agua y sedimentos, así como el intercambio de éstos entre la laguna y las aguas marinas adyacentes. Se estudiaron los efectos de las entradas de agua dulce y el transporte del agua de mar desde la línea de costa hacia el interior de la laguna, proceso conocido como advección.

## **2. Material y Métodos**

Para obtener la información necesaria se realizaron dos muestreos durante 2007 en la zona de estudio. El primero fue realizado del 18 al 23 de febrero (temporada de Nortes) y el segundo del 26 al 29 de agosto (temporada de lluvias).

### *2.1. Parámetros físicos y químicos*

La metodología y técnicas empleadas para la determinación de las variaciones de los parámetros físicos (profundidad, temperatura, etc.) y químicos (concentración de oxígeno,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NO}_3^-$ , salinidad) ha sido previamente descrita en el capítulo II de este manuscrito.

La determinación de nutrientes en la columna de agua se realizó al inicio y al final de las mediciones de velocidad de la corriente con cuerpos de deriva. Éstas últimas fueron usadas para obtener la relación entre la concentración de nutrimentos y el volumen de agua desplazada.

## 2.2 Ambiente hidrodinámico

### 2.2.1. Sección transversal

Para poder evaluar el flujo en el canal principal de la laguna, fue necesario contar con la medida del área de una sección (corte) transversal. Se determinó el área del estrecho de entrada conocido como “Dos Amates” localizado en las coordenadas N 18° 33' 9.5" y W 94° 59' 59.03" (Figura 1), por considerarse la zona más angosta. Se presume que ésta estreches permitió evaluar las velocidades tanto en mareas de cuadratura como de siciga.

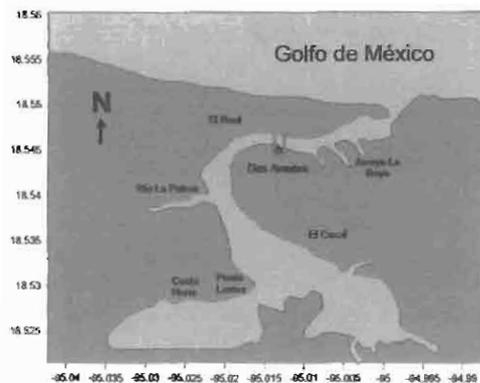


Figura 1. Localización de la sección transversal realizada en la Laguna de Sontecomapan para cuantificar el flujo de masa. La sección transversal está señalada con un rectángulo rojo.

El procedimiento para medir el área de la sección transversal se describe a continuación:

Con la ayuda de un geoposicionador, se ubicaron las 2 márgenes del estrecho sobre la misma longitud y se geoposicionaron 10 puntos a lo largo de la misma (para un total de 12)

con una ligera variación del orden de metros debido al movimiento constante de la lancha. En cada punto se midieron la temperatura del agua superficial y de fondo y la profundidad. Con la ayuda del programa Surfer v 8.0, se ubicaron los 12 puntos geoposicionados (los dos márgenes más los diez puntos del transecto), para obtener una imagen de salida que mostrara su ubicación en el sistema lagunar.

### 2.2.2. Marea

La elevación de la marea se estimó mediante una regleta de mar, siguiendo la metodología para estudios oceanográficos propuestos por UNESCO (1996), durante un periodo de 65 horas en el punto fijo situado en el Canal El Real. Este punto está en una zona angosta ubicada en el canal de navegación de la laguna de Sontecomapan, y se encuentra relativamente cerca de la comunicación con el mar. Las mediciones de la elevación de la marea se registraron a intervalos de 30 minutos.

Las mediciones obtenidas de la variación del nivel de la marca fueron comparadas con las predichas para el Río Coatzacoalcos por el laboratorio de Oceanografía Física del CICESE por medio del programa MAR07.

La marea en la región es mixta con dominancia semidiurna, es decir a veces una alta y una baja en el ciclo y a veces dos altas y dos bajas en el ciclo, en este último caso con alturas desiguales (Salas de León *et al.*, 2007).

Para este trabajo y siguiendo lo establecido se define el “flujo” como el flujo de agua llenante de la laguna, y el “reflujo” se considera el flujo de agua vaciante de la laguna.

### 2.2.3. Medición de flujos

Evaluar el intercambio de masa desde una laguna costera con el océano adyacente requiere de una cantidad de información considerable. Se ocupan muchas mediciones de campo

donde se abarquen espacios de tiempo que cubran varios ciclos de marea, que es la fuente principal de energía para mover la masa de agua de la laguna, incluyendo todo el material disuelto y suspendido. Durante mareas extraordinarias puede ocurrir un completo lavado o acarreo de material fino sedimentado (arcillas principalmente).

Una primera evaluación de la cantidad de nutrientes que se exportan desde una laguna costera hacia el mar adyacente, se puede realizar mediante un modelo simple de los procesos involucrados (marea, concentración homogénea, y estacionariedad) (Aldeco y Salas de León, 1994).

Entonces, de acuerdo a lo anterior, el modelo es el siguiente:

- a) Durante el flujo y reflujo de la marea hay un transporte neto de agua que refleja el aporte de los ríos,
- b) La velocidad de la masa de agua en la columna de agua es homogénea, y
- c) La masa de agua que entra y sale pasa íntegramente por una sección transversal (septo) del canal de acceso a la laguna.

De estos puntos anteriores se desprende que la información de campo que se requiere es: a) una sección transversal con sus profundidades, b) medición de velocidades de la corriente máxima generada por la marea y c) las concentraciones en las que se encuentran los nutrientes en la masa de agua.

El siguiente paso fue realizar el modelo sinóptico bidimensional, a partir de los sitios de muestreo y un plano base proporcionado por el programa Surfer v 8.0, y la información de profundidad tomada en la campaña de muestreo. Una vez realizada la imagen de salida, se determinó el área del corte transversal del canal, y se observaron las modificaciones de la profundidad por efecto del acarreo de sedimentos en las dos temporadas de muestreo.

Seguido de esto, se midió la velocidad de entrada y salida de la corriente. Para obtener ésta información se construyeron 2 crucetas de deriva con lámina de hierro de 3 mm de grosor, 24 cm de ancho y 18 cm de alto (Figura 2).

Para una cruceta se utilizó un flotador de unicel de 44 cm x 35 cm y para la otra un par de botellas de plástico vacías por dentro y perfectamente amarradas y selladas, con una longitud de 33.5 cm y 8 cm de radio.

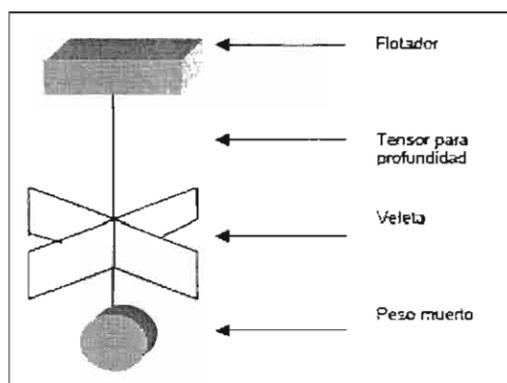


Figura 2. Diagrama de los cuerpos de deriva (crucetas). Construida por el Biól. Iván Blas López.

Para la medición de velocidad de la corriente en el canal de la laguna con las crucetas, el procedimiento fue el siguiente:

Se sueltan las crucetas en el estrecho, registrando la hora exacta de inicio (hora, minuto y segundo) y con ayuda del geoposicionador se registró la ubicación exacta del lugar donde se liberaron las crucetas. Después de un tiempo comprendido entre 10 y 15 minutos para el muestreo de entrada de marea y de 10 a 20 minutos para el muestreo de salida de marea, se recogieron las crucetas de deriva, posicionando y registrando la ubicación y hora exacta en que se recogieron las crucetas.

Los dos pasos anteriores se realizaron en ocho ocasiones para cada tipo de medición, sumando así un total de 16 muestreos de velocidad de la corriente.

Una vez tomados estos datos, se realizó el trabajo de gabinete en el laboratorio de Ecología Microbiana y el de Ecología Costera y Pesquerías de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, el procedimiento fue el siguiente:

Con los resultados obtenidos por el GPS, los tiempos de recorrido de las crucetas, y con ayuda del programa Surfer v 8.0 se ubicaron los puntos en que se liberaron y se recogieron las crucetas, para cada serie de pruebas, elaborando así una imagen de salida como representación gráfica de las pruebas realizadas.

### 2.3. Flujo de masa

#### 2.3.1. Ecuaciones

El modelo utilizado fue descrito en Monreal-Gómez (1980), Gómez-Moreno *et al.* (1997) y Caviglia *et al.* (1995). El modelo matemático se basa en las ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento para flujos no estacionarios, unidimensionales, en canales de sección transversal variable. La ecuación de continuidad para canales con aportes laterales de caudal puede escribirse de la siguiente manera:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = a \quad (1)$$

donde A es el área de la sección transversal ( $m^2$ ); Q el gasto ( $m^3 s^{-1}$ ), x la distancia a lo largo de la laguna; t, tiempo (s), y a es el área del volumen de control por unidad de tiempo.

La ecuación 1 bajo condiciones de estacionariedad, esto es con un área de sección transversal constante donde:

$$\frac{\partial A}{\partial t} = 0$$

se transforma en:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = a$$

que una vez integrada se transforma en la ecuación 2.

$$q = v \times a \quad (2)$$

donde  $q$  es el gasto en  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ,  $v$  es la velocidad de las crucetas y  $a$  es el área de la sección transversal.

Esta ecuación (2) también fue utilizada por Páez-Ozuna *et al.* (1990) para evaluar la masa de material suspendido y fósforo en el sistema lagunar de Mazatlán, Sinaloa.

### 2.3.2. Importación - Exportación

Para el cálculo de la descarga de agua a través de la sección transversal considerada, se usó la información batimétrica y los datos de corrientes; para ello se partió del modelo de flujo unidimensional, de tal manera que las descargas ( $q$ ) se estimaron con las lecturas de la velocidad ( $v$ ) y con el área de la sección transversal ( $a$ ) correspondiente (Woodroffe, 1985)

La ecuación 2 permite evaluar el volumen de agua que está pasando por una sección transversal de la laguna por unidad de tiempo. Esta ecuación puede utilizarse tanto en el flujo como en el refluo.

Se midieron las distancias recorridas por las crucetas de deriva en cada prueba realizada y se elaboró una tabla con el tiempo (en segundos) y las geoposiciones iniciales y finales de las distancias recorridas para cada prueba. Para el cálculo de las velocidades de entrada y de salida de las corrientes generadas por la marea, se revisaron los signos para finalmente obtener un promedio de velocidad.

Finalmente se calculó el flujo de entrada y salida, expresado en  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ .

Con el objetivo de cuantificar la masa de los iones nitrogenados, tanto para condiciones de flujo como de reflujos de marea, se multiplicaron los volúmenes de agua que fluían, por unidad de tiempo, por la concentración respectiva de los iones nitrogenados. El análisis dimensional es el siguiente:

$$\text{Flujo de masa} = Q[\text{NO}_x]$$

Donde:

$$Q = \text{m}^3/\text{s},$$

$$[\text{NO}_x] = \mu\text{M L}^{-1} = \frac{\mu\text{M}}{0.001 \text{ m}^3}$$

$$\begin{aligned} \text{Flujo de masa} &= \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times \frac{\mu\text{M}}{0.001 \text{ m}^3} = \frac{\mu\text{M}}{0.001 \text{ s}} \\ &= \frac{1000 \mu\text{M}}{\text{s}} = \frac{\text{mM}}{\text{s}} \end{aligned}$$

De acuerdo con esto, el flujo de masa de especies químicas del nitrógeno estará dado en milimoles de  $\text{N}_x$  por segundo, tanto para importación como para exportación.

El transporte total neto, se calculó mediante la suma algebraica de los valores durante el flujo y reflujos de la marea, considerando positivos a los primeros y negativos a los segundos.

### 3. Resultados

#### 3.1. Parámetros físicos y químicos

La distribución espacial horizontal, de los parámetros físicos y químicos dentro de la laguna, en las diferentes zonas de muestreo fue determinada en dos temporadas (lluvias y Nortes).

El muestreo de la temporada de lluvias correspondió al 26-30 de agosto de 2007 (Figura 3 derecha) y la temporada de Nortes fue del 18 al 23 de febrero de 2007 (Figura 3, izquierda). En temporada de lluvias se encontraron salinidades entre 27 y 32 ‰, mientras que en Nortes fueron de 0.2 a 37 ‰. Se obtuvieron las mayores salinidades en aquellas estaciones más cercanas a la boca (Figura 3, der.). En cuanto a la temperatura, la mínima registrada fue de 21 °C en la temporada de Nortes y de 32 °C durante las lluvias.

Se observó que las salinidades en la zona de muestreo ubicada en la desembocadura del Río Sábalo siempre fueron mayores al resto de la laguna con excepción de Arroyo la Boya, debido a que esta zona se encuentra cercana a la boca, manteniendo casi todo el año un mayor contacto con el agua marina entrante. Las altas salinidades registradas en el agua de fondo en la desembocadura del Río Sábalo, se debe a que esta zona se comporta como un estero con una haloclina bien marcada.

La zona que presenta las salinidades más bajas casi todo el año es la desembocadura del Río La Palma, debido a su fuerte caudal.

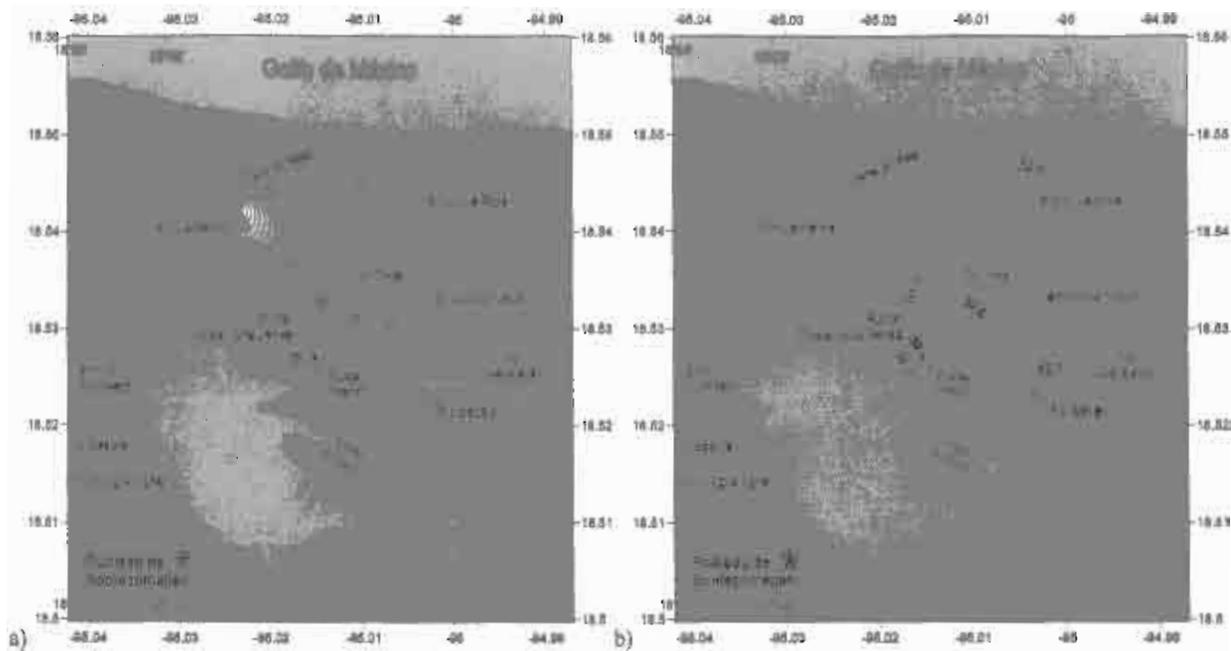


Figura 3. Distribución horizontal de la salinidad en agua de fondo durante la temporada de Nortes (panel izquierdo) y lluvias (panel derecho).

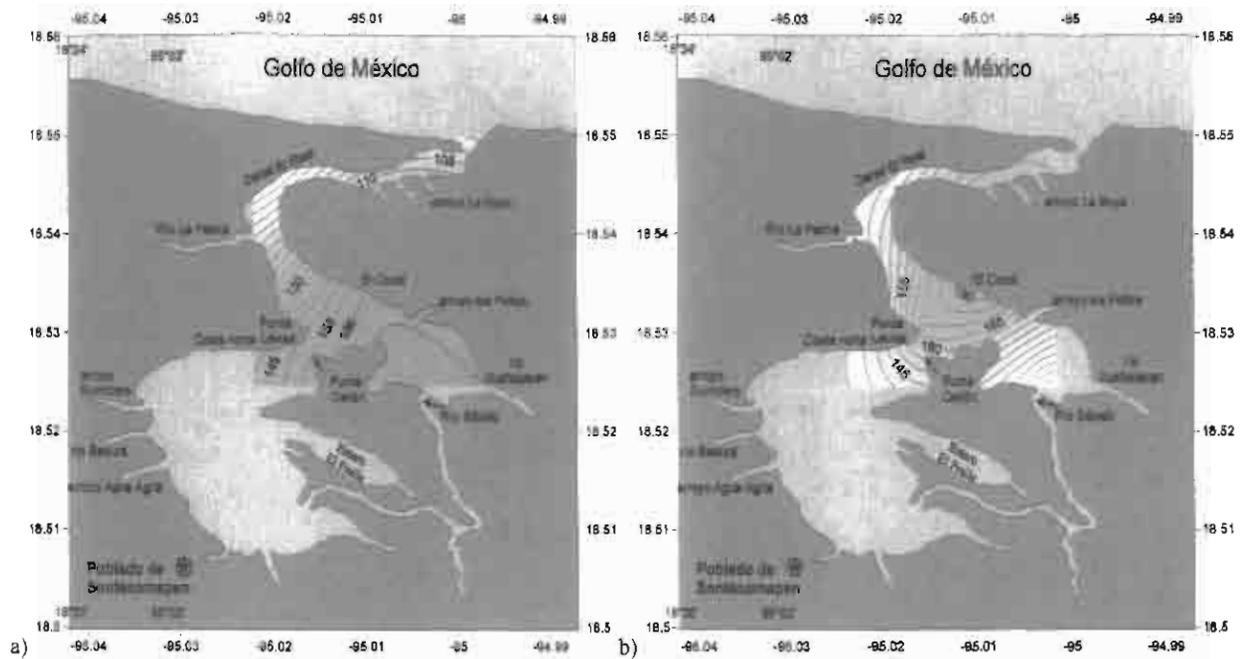


Figura 4. Variaciones en la profundidad (cm) durante los muestreos realizados durante la temporada de lluvias en los años 2005 (a) y 2006 (b).

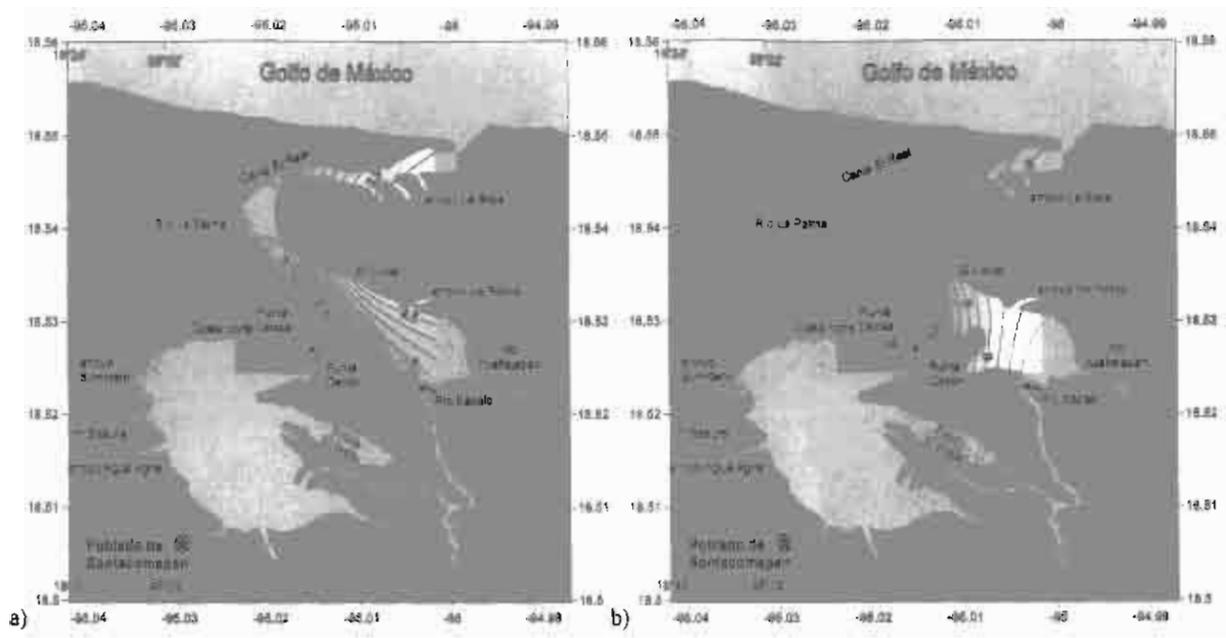


Figura 5. Distribución horizontal de la concentración de amonio ( $\mu\text{mol L}^{-1} \text{NH}_4^+$ ) en agua de fondo (a) y en el agua intersticial (b) durante los muestreos realizados en temporada de Nortes.

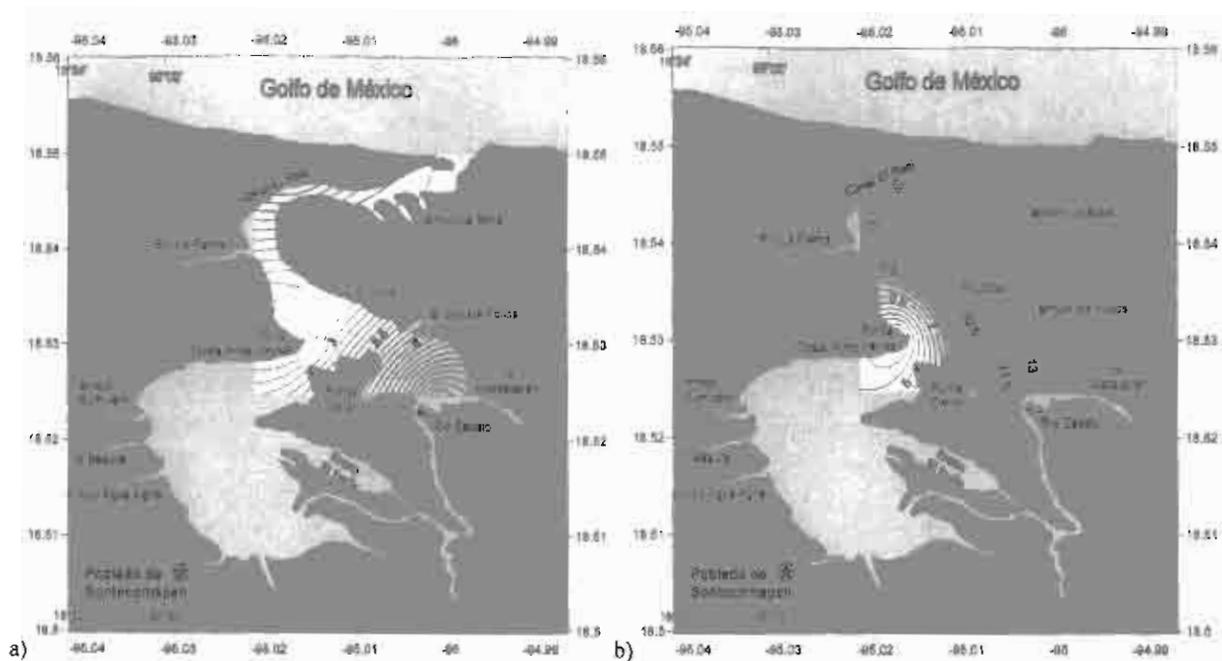


Figura 6. Distribución horizontal de la concentración de amonio ( $\mu\text{mol L}^{-1} \text{NH}_4^+$ ) en agua de fondo (a) y en agua intersticial (b) durante los muestreos realizados durante la temporada de lluvias.

De los muestreos de profundidad que se realizaron del 30 de mayo al 4 de junio de 2005 y del 29 al 3 de junio de 2006 (Figura 4a y 4b, respectivamente), se observan dos diferencias. En la figura 4a se observa la distribución de la profundidad en la cuenca de la región de la laguna que fue muestreada durante el mes de junio de 2005. La mayor profundidad fue detectada en la zona del estuario que forma el Río Sábalo, alcanzando profundidades de más de dos metros en la desembocadura del río. Inverso a lo registrado durante el muestreo de 2005, en junio de 2006 (Figura 4b) la zona del Sábalo presentó una baja profundidad, la cual se incrementó en la zona comprendida entre Punta Levisa y el Cocal donde se encontró una profundidad máxima de 1.80 m. Estos procesos responden al acarreo normal de sedimentos y las modificaciones de las corrientes durante las diferentes épocas del año.

Es de hacerse notar que las mayores concentraciones de amonio no se encuentran en las desembocaduras de los ríos durante la temporada de Nortes (Figura 5). La máxima concentración de amonio durante Nortes fue de  $28.5 \mu\text{mol L}^{-1}$  en comparación a los  $128 \mu\text{mol L}^{-1}$  registrados durante la época de Lluvias (Figura 5a).

En la temporada de de lluvias (Figura 5a y 5b) se observó que las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  tanto en el agua de fondo como en el agua intersticial, de la desembocadura del Río Sábalo fueron elevadas, tal vez debido al acarreo de materia orgánica lábil de origen continental que fue rápidamente degradada por los microorganismos heterótrofos aerobios presentes.

En cuanto a los cambios de salinidad y de la concentración de formas inorgánicas de nitrógeno en la sección transversal realizada en la parte media del canal de navegación (ver Figura 2) se observó que las salinidades se mantuvieron bajas (0.3 a 5‰), durante el muestreo realizado en agosto de 2007, coincidiendo el valor de salinidad mínimo con la

velocidad de reflujó más alta, lo que indica que la entrada de agua dulce al sistema lagunar es considerable y no permite la formación de una cuña salina.

Las bajas salinidades encontradas se atribuyen a la gran cantidad que salía de la laguna con dirección a la zona costera en el momento de las mediciones. Las variaciones de salinidad se observan en la figura 7; aquí se observa que las salinidades en la superficie son bajas mientras que en el fondo algo de sal se ha mezclado y persiste durante el reflujó.

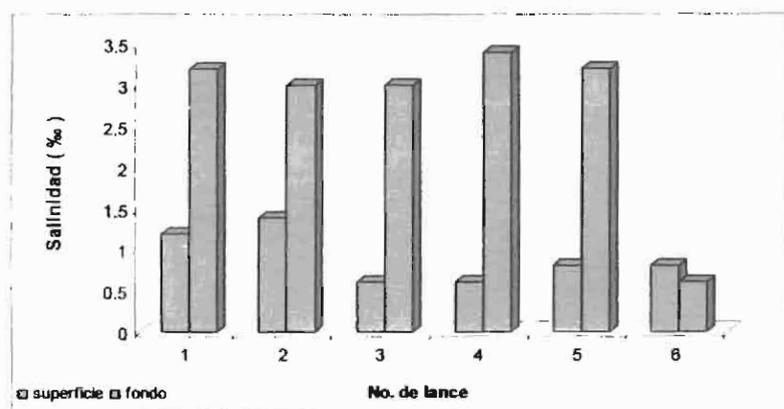


Figura 7. Salinidad registrada en la sección transversal durante el flujo de descarga en agosto de 2007. No. lance = número de registro de la medición de velocidad

En cuanto a las concentraciones de nutrientes en relación a las velocidades de flujo (Figura 8), se detectó una exportación de amonio hacia la línea de costa. La máxima concentración que se registró en agua de fondo fue de  $13.8 \mu\text{mol L}^{-1} \text{NH}_4^+$ , a una salinidad de 3.0 ‰ y la mínima concentración fue de  $3.74 \mu\text{mol L}^{-1} \text{NH}_4^+$  y una salinidad de 0.6 ‰ (figura 8). Aquí es notorio que la carga de amonio en el fondo puede verse modificada probablemente por el lavado de los sedimentos.

MUSEO NACIONAL DE HISTORIA NATURAL  
ARCHIVO HISTÓRICO

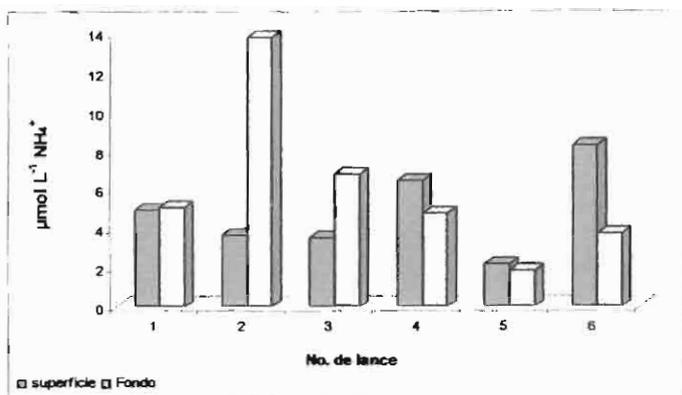


Figura 8. Concentración de amonio en la sección transversal durante la descarga de agua de la laguna hacia la línea de costa (reflujo) en agosto de 2007.

En cuanto a nitritos (Figura 9), las máximas concentraciones registradas fueron de 2.7 y 2.6  $\mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_2^-$  mientras que las mínimas fueron de 1.56 y 1.74  $\mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_2^-$ , en agua de superficie y fondo respectivamente. La diferencia de concentración entre superficie y fondo no es conspicua, sin embargo los valores son altos comparados con regiones neríticas (Riley y Chester, 1989).

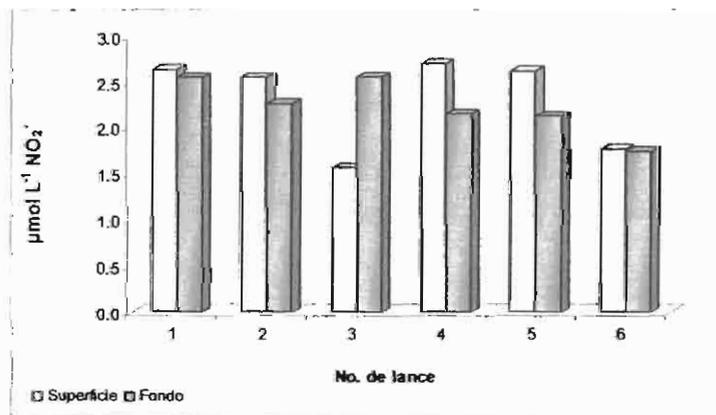


Figura 9. Concentración de nitritos en la sección transversal durante la descarga de agua de la laguna hacia la línea de costa en agosto de 2007.

Finalmente, se obtuvo que la mayor concentración de nitratos registrada en la columna de agua ( $6.8 \mu\text{mol L}^{-1} \text{NO}_3^-$ ) coincidió con la velocidad máxima ( $0.604 \text{ m s}^{-1}$ ) de corriente de marca vaciante (Figura 10). Estos valores, como los de nitritos son más altos que en las aguas neríticas, y también se observa que el agua de fondo presentó mayores concentraciones que la de la superficie.

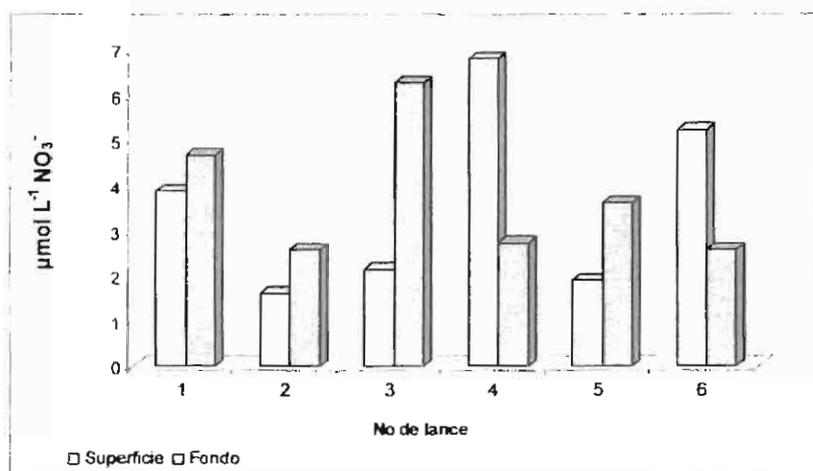


Figura 10. Concentración de nitratos en la sección transversal durante la descarga de agua de la laguna hacia la línea de costa en agosto de 2007.

Aunque teóricamente la variación en la composición de los iones inorgánicos no debería fluctuar entre la medición inicial y la final, si se encontraron ligeras diferencias entre estos valores.

### 3.2. Ambiente hidrodinámico

#### 3.2.1. Sección transversal

Se obtuvo que el área de la sección transversal fue de  $585.97 \text{ m}^2$  y una profundidad media de 2.75 m. El volumen de caudal calculado fue de  $4'837,594.9 \text{ m}^3$  durante un ciclo de marea. Esto hace que las condiciones de flujo presenten rasgos muy particulares, lo cual permite pensar que la sección transversal con menor área contribuye a incrementar la velocidad de las corrientes.

#### 3.2.2. Marea

Las mediciones del nivel del agua realizadas en los diferentes muestreos mostraron que la laguna se encuentra sometida a variaciones del nivel del agua debido a la marea. Esto conlleva la explicación de las grandes variaciones en las concentraciones de nutrientes inorgánicos y en la salinidad que fueron observadas entre los muestreos realizados en las diferentes temporadas y en los diferentes años.

Las variaciones del nivel del agua, causados por la marea para los diferentes muestreos se muestran en la figura 7.

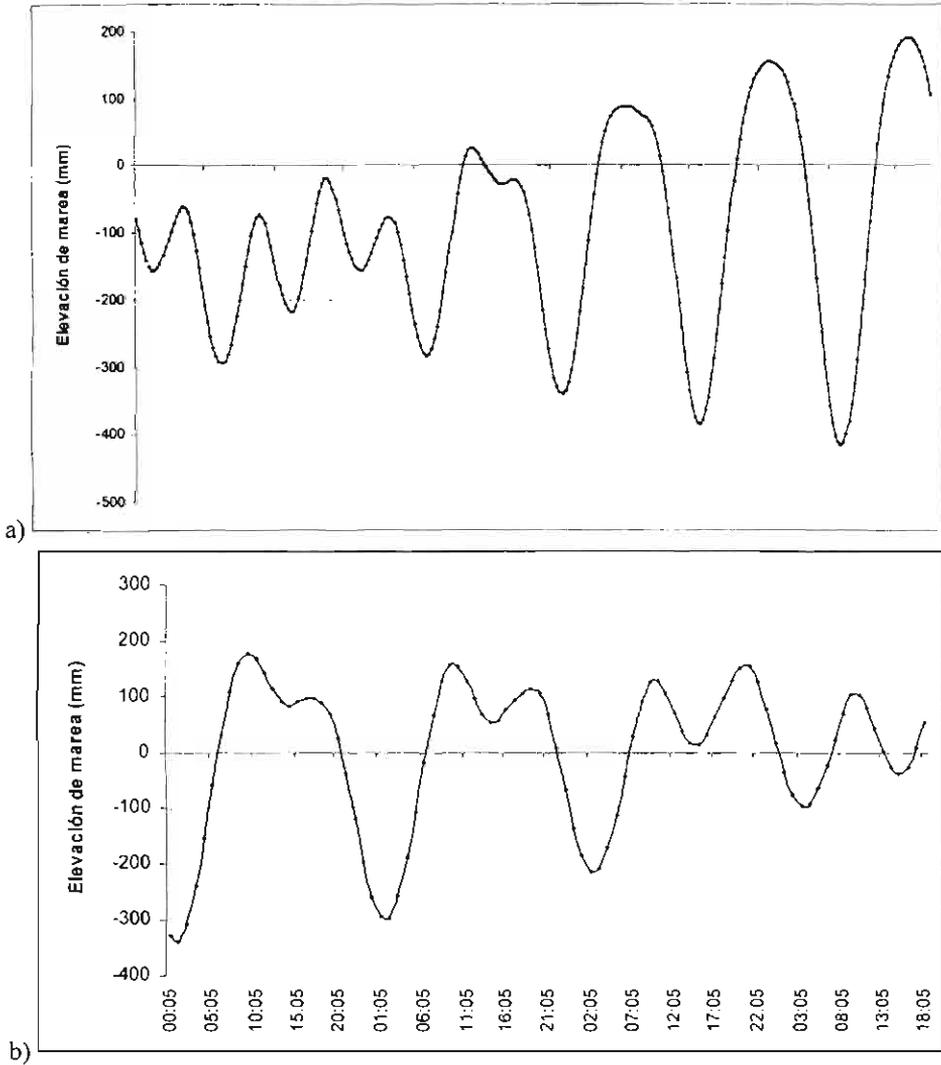


Figura 7. Elevación de la marea (mm) en un ciclo de 65 horas, en la Laguna de Sontecomapan durante los meses de febrero (a) y agosto (b) de 2007. Referencia Nivel Medio del Mar

Durante el muestreo de febrero la amplitud de la marea (diferencia entre la pleamar y la bajamar) llegó a los 600mm (0.6in), mientras que en el muestreo de agosto llegó a 500mm

(0.5m). Los mínimos de la marea estuvieron alrededor de los 10 mm en el tránsito de marea diurna a mixta.

Es de notar que durante el ciclo lunar la marea presenta una amplitud mínima y una máxima amplitud, lo que genera días de estancamiento o de poco movimiento, mientras que en las mareas vivas el intercambio de agua de la laguna con el agua de mar adyacente es más intenso.

Se observaron las mayores elevaciones de marea durante el muestreo realizado en temporada de Nortes, lo que probablemente generó una gran entrada de agua entrante procedente de la línea de costa, debido a lo cual se incrementó la salinidad del agua de fondo a todo lo largo de la laguna. Sin embargo, los fuertes vientos de Norte provocan que la columna de agua se homogenice, lo que hace que en esta temporada se pierda la haloelina haciendo que las aguas de fondo presenten salinidades más bajas que las registradas en temporada de lluvias (Figura 3a y 3b).

Durante el muestreo de agosto (temporada de lluvias) la marea presentó una gran amplitud al inicio del muestreo, acercándose a la marea de cuadratura al final del muestreo (Figura 7b). La salinidad durante este muestreo varió de 0.6 ‰ a 3.2 ‰ en la zona de la sección transversal.

### 3.2.3. Medición de flujos

La integración se realizó bajo el supuesto de que las velocidades de las corrientes representaban un solo tiempo, esto es, se da una visión sinóptica. Los vectores de velocidad para el flujo y reflujos se muestran a continuación (Figura 8 y 9).

En estos vectores, la cabeza muestra el sentido de flujo, y la cola la magnitud e la velocidad. Aunque en algunos casos los vectores muestran direcciones diferentes a la

mayoría, es debido al carácter turbulento del agua. Sin embargo, toda la masa de agua se mueve en la dirección promedio.

Los resultados de las mediciones de velocidad durante el muestreo de febrero (temporada de Nortes) arrojaron que la velocidad mínima registrada para ese muestreo fue de  $0.112 \text{ m s}^{-1}$  y la velocidad máxima registrada fue de  $0.217 \text{ m s}^{-1}$  durante la marea vaciante. Las mayores velocidades fueron registradas en los lances 3 y 4, con una velocidad de  $0.604 \text{ m s}^{-1}$ . Respecto a las mediciones realizadas para determinar la velocidad de la corriente durante el muestreo realizado en agosto, se obtuvo que la mayor velocidad de marea vaciante fue de  $0.604 \text{ m s}^{-1}$ , y la mínima fue de  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ ; en cuanto a la marea llenante, las velocidades mínimas y máximas fueron de  $0.33$  y  $0.048 \text{ m s}^{-1}$ , respectivamente.

Estas velocidades de corrientes obtenidas mediante los cuerpos de deriva, se integraron utilizando el programa Surfer v8.0 para lograr obtener una visión sinóptica. En la figura 8 se observa que aunque la salida de agua lagunar es intensa, en algunos puntos se encuentran dos masas de agua con diferentes direcciones haciendo que la velocidad de salida del agua disminuya. La siguiente gráfica muestra la corriente de la marea vaciante.

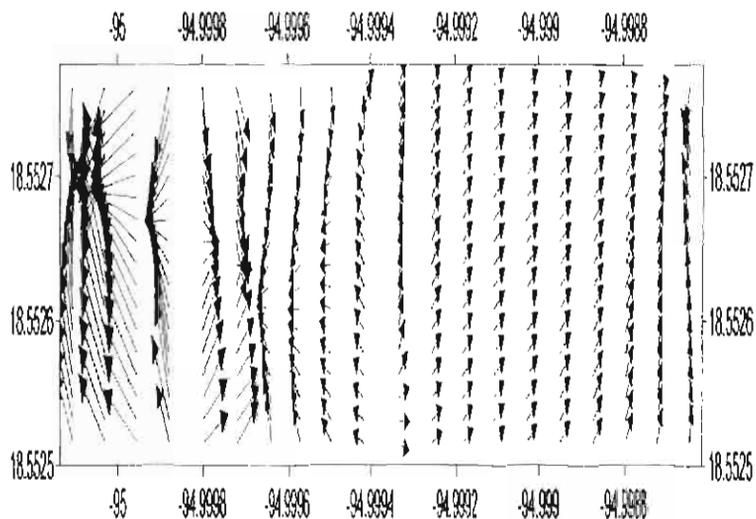


Figura 8. Vector de velocidad durante la marea vaciante de acuerdo a los datos de posición de los cuerpos de deriva. ( $1\text{cm} = 1\text{m s}^{-1}$ )

En relación a la figura 9 se observó que en la parte central se muestra en mayor grado la mezcla de dos masas de agua, haciendo que al igual que en la figura 8, la velocidad disminuya evidenciando que no existe un flujo unidireccional sino que dentro de este tipo de sistema se encuentren diferentes direcciones de corriente. La siguiente gráfica muestra la corriente de la marea vaciante.

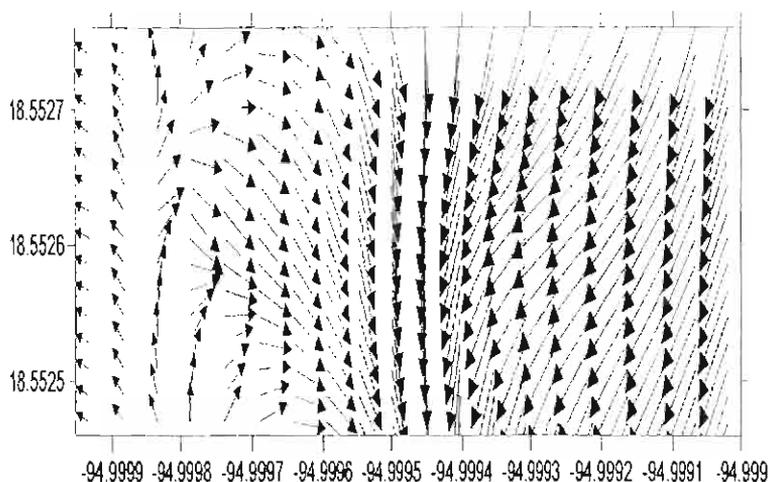


Figura 9. Vectores de velocidad durante la marea llenante de acuerdo a los datos de posición de los cuerpos de deriva.

Tabla 1. Flujo neto y volumen de descarga en la temporada 1 (febrero de 2007) y 2 (agosto de 2007) en la Laguna de Sontecomapan

Época	Periodo de la Marea	$V_{m\acute{a}x}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	$Q$ total ( $m^3$ )	Volumen medio	Flujo neto ( $m^3$ )
1	Vaciante	353.85	-7'643,248.60	117.95	-2'379,706.116
2	Llenante	167.97	3'628,196.20	55.99	
2	Vaciante	278.14	-6'007,902.31	92.71	

El flujo neto se calculó a partir de las mediciones en flujo (llenante) y reflujó (vaciante), y representa el volumen de agua que se exporta durante un ciclo mareal.

El flujo negativo indica una salida de agua mayor hacia la línea de costa que la que entra al cuerpo de agua. Esto es importante tanto por el tiempo de intercambio de agua como también por el acarreo de nutrientes hacia la línea de costa. A pesar de no haber realizado mediciones de las descargas de los ríos la influencia de éstos sobre la laguna es notoria, ya

que el volumen neto del agua que ingresa y sale por efecto de la marea es hacia fuera del sistema lagunar.

### 3.3. Flujo de masa

Una vez obtenido el flujo de descarga, se comparó con las variaciones en las concentraciones de salinidad y de nutrientes ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ).

#### 3.3.1. Importación-exportación

En el cálculo realizado para obtener el flujo de masa utilizando las concentraciones de nutrimentos nitrogenados, se obtuvo que la cantidad de amonio exportado diariamente a la zona costera adyacente varió entre 1.07 y 4.61 toneladas de  $\text{NH}_4^+$ , mientras que en la medición de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  se obtuvo que los valores fluctuaron de 1.1 a 2.52 toneladas de  $\text{NO}_3^-$  y de 0.93 a 1.37 toneladas de  $\text{NO}_2^-$ . La contribución de los sedimentos con amonio a la columna de agua no fue cuantificada por lo que estos valores podrían aumentar. Finalmente el flujo de masa total cuantificado en la laguna de Sontecomapan fue de 361,000  $\text{kg s}^{-1}$  de compuestos inorgánicos nitrogenados

## 4. Discusión

La gran importancia del proceso de degradación de la materia orgánica sobre la composición y distribución de los compuestos nitrogenados inorgánicos depende en mayor medida de la composición de este material orgánico disponible, el tamaño de partícula, la acción de las corrientes y las descargas de agua proveniente de los ríos y de la línea de costa. En relación a esto, las figuras 5 y 6 muestran la distribución del amonio en agua de fondo y en el agua intersticial de los sedimentos durante la temporada de Nortes. En ellas se puede observar que en las zonas de muestreo donde la concentración de amonio fue

relativamente baja en agua de fondo, también lo fue en el agua intersticial de los sedimentos. Esta distribución del amonio es tal vez, el resultado del transporte de este ión por las corrientes y a la ocurrencia de los procesos biogeoquímicos de regeneración y/o consumo de nutrientes (Graco *et al.*, 2007).

El movimiento del agua dispersa y diluye los productos del reciclamiento poniéndolos a disposición de los productores primarios. En zonas de alta energía, la actividad de reciclamiento en el bentos disminuye por el efecto de dispersión que impide, en este caso, el aprovechamiento de múltiples especies químicas. En el caso contrario, en zonas de calma, la concentración de materia orgánica en el fondo se incrementará y se maximizará la actividad bacteriana y de los organismos bentónicos en general (Villarcal, 1998), como puede observarse en la zona de transición entre la zona estuárica de la laguna y el canal de navegación.

Comparando las concentraciones de amonio con las temporadas de muestreo se notó que la distribución espacial es completamente diferente. En el muestreo de temporada de lluvias las estaciones que se encuentran en la parte media de la laguna sin influencia de ríos son las que registran una mayor concentración de amonio, invirtiéndose este comportamiento en temporada de Nortes, es decir que las mayores concentraciones se obtuvieron en las zonas aledañas a las salidas de los ríos.

Al igual que en los demás parámetros, se observó una distribución espacial y temporal del amonio, donde en Nortes se nota la mayor amplitud de marea así como de exportación de nutrientes.

En la proximidad de las costas, los aportes terrígenos de los ríos o de la atmósfera constituyen un pequeño suplemento de nutrientes.

Las variaciones temporales de la altura del agua en la laguna pueden además estar siendo producidas por el esfuerzo del viento sobre la superficie del agua así como las variaciones en las densidades temporales del agua.

En cuerpos de agua semicerrados uno de los factores que más influye sobre la calidad del agua es la circulación ya que dominan la interacción entre las masas de agua lagunares y costeras (Mestres *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2003).

Las velocidades de corrientes registradas durante ambos muestreos son mayores a estudios realizados en el puerto de Mazatlán donde las velocidades variaron entre  $0.23 \text{ m s}^{-1}$  y  $0.46 \text{ m s}^{-1}$ .

En un estudio realizado para determinar el porcentaje de acarreo de sedimentos en la laguna de Sontecomapan en el año 1999, observaron que el 23.54% de las entradas de sedimento hacia la laguna fueron aportadas por el río La Palma y el río Sábalo (5.25%) (Galván *et al.*, 1999). También observaron que las mayores descargas de los ríos, se realizaban durante los meses de junio y agosto; por lo que quizás los datos de velocidad de corrientes obtenidos en este muestreo son altos en relación al aporte de agua dulce hacia la línea costera, aumentando su influencia significativamente sobre los aportes de nutrimentos y sedimentos hacia la línea de costa.

En un estudio realizado en el estuario Swartkops en Sudáfrica, se encontró una exportación neta de materiales de 0.2 a 35.4 toneladas, mientras que en Mazatlán se registró una exportación de 25 toneladas en inarea de cuadratura y 128 toneladas durante marea de siciga (Páez *et al.*, 1990), mientras que en la laguna de Sontecomapan, la exportación neta calculada durante este estudio fue de casi 7.2 toneladas lo cual está dentro de los valores reportados.

Las diferencias entre las descargas de la laguna de Sontecomapan y de las otras áreas estudiadas se deben a las dimensiones de los cuerpos de agua (esto es, a mayor área, mayor descarga de agua), aunado a que en Sontecomapan se registran aportes provenientes de actividades antropogénicas, aumentando así la contribución de nutrientes a la zona costera adyacente.

El transporte y distribución de los materiales suspendidos en la columna de agua estuvo relacionado a factores morfológicos como la profundidad y el área total, que determinaron la estabilidad de la Laguna de Sontecomapan frente a factores dinámicos como las fuerzas de convección y advección (Thornton *et al.*, 1990; Niño *et al.*, 2004)

## **5. Conclusión**

La importancia que tiene este ecosistema como fuente de nutrientes para la línea de costa cercana representa no solo un valor trófico muy importante sino también un valor económico (pesquerías) ya que el aporte de nutrientes proveniente de la laguna es de considerable importancia para enriquecer la columna de agua de la línea de costa; por lo que se sugiere considerarlo en estudios futuros.

Cabe resaltar que dentro de estos resultados no se tomó en cuenta el flujo que existe entre la columna de agua y el sedimento lo cual podría llegar a ser significativo y marcar una diferencia en los procesos de mezcla y concentración de nutrientes.

La importancia de los aportes de agua dulce al sistema lagunar de Sontecomapan es considerable, tanto en la temporada de lluvias *per se*, como durante la temporada de Nortes. Durante la medición de corrientes de marea vaciante se observó una exportación de nutrientes nitrogenados hacia el Golfo de México.

## VI. CONCLUSIONES GENERALES

De acuerdo a los resultados obtenidos de la presente investigación, se puede concluir que:

- ✓ El intercambio de iones inorgánicos nitrogenados en la interfase agua sedimento tuvo un papel primordial en la reincorporación, regeneración y pérdida de nitrógeno, viéndose favorecidos por la cantidad de fracción fina (arcillas) presente en la capa más superficial del sedimento y la temporada de vientos provenientes del norte.
- ✓ El proceso de fijación de nitrógeno es llevado a cabo principalmente por cianobacterias capaces de fijar el  $N_2$  en condiciones de oscuridad cuando existe una materia orgánica fácilmente asimilable, por lo cual no se encontraron diferencias significativas entre la fijación bajo condiciones de luz y oscuridad.
- ✓ La tasa de fijación de nitrógeno en agua de fondo fue 4.6 veces mayor que en la capa más superficial del sedimento.
- ✓ Durante la temporada de Nortes se observaron las mayores tasas de fijación de nitrógeno ( $310 \pm 160.35 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) disminuyendo drásticamente (81%) durante la temporada de lluvias ( $58.7 \pm 19.5 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) cuando la salinidad del agua de fondo fue elevada.
- ✓ A pesar que se ha demostrado el efecto inhibitorio por parte del oxígeno sobre la actividad de la nitrogenasa, en esta investigación no se encontró efecto alguno ya que muchos microorganismos fijadores de nitrógeno poseen estructuras especializadas para evitar su inactivación (heterocistos, cápsulas y pigmentos).
- ✓ Las características del sedimento juegan un papel importante en la regulación de los procesos de fijación de nitrógeno, nitrificación y desnitrificación; mientras que los

sedimentos areno-limosos favorecen la fijación de nitrógeno, las tasas altas de nitrificación y de desnitrificación se encuentran asociados a los sedimentos con mayor porcentaje de arcillas.

- ✓ Las tasas más altas de desnitrificación calculadas por la técnica de desaparición de nitratos, se obtuvieron durante la temporada de Nortes en la zona NW de la laguna (zona de manglar y *Ruppia maritima*); en cuanto a la estimación mediante la técnica de medición de  $N_2O$ , las mayores tasas de desnitrificación se en la misma temporada pero en las zonas de muestreo ubicadas en el canal de navegación (frente al Cocal, zona dedicada a la ganadería) y Arroyo la Boya con alta influencia de agua provnciente de la línea de costa.
- ✓ Las mayores pérdidas de nitrógeno y la mayor incorporación de éste al sistema lagunar se observaron en la temporada de Nortes.
- ✓ La salinidad y los iones inorgánicos nitrogenados mostraron grandes variaciones con respecto a la zona de muestreo y a la temporada del año.
- ✓ La mayor amplitud de marea fue registrada durante la temporada de lluvias, mientras que en la temporada de Nortes se registraron las mayores elevaciones de marea.
- ✓ La contribución de compuestos nitrogenados del cuerpo lagunar hacia la zona costera es de alrededor de 8 toneladas de compuestos inorgánicos nitrogenados durante la marea de cuadratura.

## VII. LITERATURA CONSULTADA

- Aelion C. M., Shaw J. N. y Wahl M. 1997. Impact of suburbanization on ground water and denitrification in coastal aquifer sediments. *Journal of Environmental Marine Biology and Ecology*. 213: 31-57.
- Aldeco J. y Salas de León D. A. 1994. Física. En: De la Lanza Espino, G. y Cáceres Martínez C. (eds.). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Instituto de Biología (UNAM) y la Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 128p.
- Álvarez Borrego S. 2004. Dinámica de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera fuertemente afectada por surgencias costeras. *Ciencias Marinas*. 30(1A):1-19
- Aminot A. y Chaussepied, M. 1983. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. CNEXO (ed.), Brest, 395p.
- Arjonilla M. y Blasco J. 2003. Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. *Ciencias Marina*, 29, 389-395.
- Atlas R. M. y Bartha R. 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Pearson Educación, S.A. Madrid. p. 411-414.
- Bianchi M., Bonin P. y Feliatra F. 1994. Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhône River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 103, 197-202.
- Calva L. A., Botello V. B. y Ponce G. V. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna de Sontecomapan, Ver, México. *Hidrobiológica*. 15(1): 97-108.
- Capone D. G. 1993. Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. En: Kemp, F. P., F. B. Sherr, B. E. Sherr y J. J. Cole (eds). *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*.
- Capone D. G. 2000. The marine nitrogen cycle. En: *Microbial Ecology of the Oceans*. D.L. Kirchman (ed.). Wiley, New York, p 455-494.

- Capone D. G. y Carpenter E. J. 1981. Perfusion method for assaying microbial activities in sediments: Applicability to studies of N<sub>2</sub> fixation by C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> reduction. *Applied and Environmental Microbiology*. 43(6):1400-1405.
- Caviglia F. J., Dragani W. C. y Mazio C. A. 1995. Modelo unidimensional de marea de la ría San Julián, Argentina. *Ciencias Marinas*. 21 (2): 129- 140.
- Charpy- Roubaud C., Charpy L. y Larkum A. W. D 2001. Atmospheric dinitrogen fixation by benthic communities of Tikehau Lagoon (Tuamotu Archipiélago, French Polynesia) and its contribution to benthic primary production. *Marine Biology*. 139: 991-997.
- Codispoti L. A. y Christensen J. P. 1985. Nitrification, denitrification and nitrous oxide cycling in the eastern tropical South Pacific Ocean. *Marine Chemistry*. 16: 277-300.
- Codispoti L. A., Brandes J. A., Christensen J. P, Devol A. H., A. H. Navqi A. H., Paerl H. W. y Yoshinari T. 2001. The oceanic fixed nitrogen and nitrous oxide budgets: Moving targets as we enter the antropocene?. *Scientia Marina*. 65 (suppl 2): 85-105.
- Contreras F. 1988. *Las lagunas costeras mexicanas*. CECODES-SEPESCA. México. 263 p.
- Cravo A., Madureira M., Rita F., Silva A. J. y Bebbianno M. J. 2003. Nutrient concentrations in coastal waters: Impact of the Guadiana River. *Ciencias Marinas*. 29: 483-489.
- De la Lanza G. E. 1986. Calidad ambiental de la Laguna de Mezcaltitlán, Nayarit, México, durante el estiaje. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 13:315-328.
- Deutsch C., Gruber N., Key R. M., Sarmiento J. L. y Ganaschaud A. 2001. Denitrification and N<sub>2</sub> fixation in the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*. 15: 483-506.
- Dong L. F., Thornton D. C. O., Nedwell D. B. y Underwood G. J. C.. 2000. Denitrification in sediments of the River Colne estuary, England. *Marine Ecology Progress Series*. 203: 109-122.
- Dugdale R.C. y Goering J. J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography*. 12:196-206.

- Dvařáková A., Demnerová K., Macková M., Pazlarová J., Rauch P., Ferri E. y Girotti S. 1998. Microbial nitrate reductase: classification and determination. *Chemical Listy* 92:126-132.
- Evans A. M., Gallon J. R., Jones A., Staal M., Stal L. J., Villbrandt M. y Walton T. J. 2000. Nitrogen fixation by baltic cyanobacteria is adapted to the prevailing photon flux density. *New Phytologist*. 147 (2): 285–297.
- Falcão M. y Vale C. 2003 Nutrient dynamics in a coastal lagoon (Ria Formosa, Portugal): The importance of lagoon-sea water exchanges on the biological productivity. *Ciencias Marinas*, 29, 425-433.
- Falcón L. I., Cerritos R., Eguiarte L.E. y Souza V. 2007. Nitrogen fixation in microbial mats and stromatolite communities from Cuatro Ciénegas, Mexico. *Microbial Ecology*. 54: 363-373.
- Falcón L. I., Escobar E. y Romero D. 2002. Nitrogen fixation patterns displayed by cyanobacterial consortia in Alchichica crater-lake, Mexico. *Hydrobiologia*. 467: 71-78.
- Feliatra F. y Bianchi M. (1993) Rates of nitrification and carbon uptake in the Rhône River Plume (Northwestern Mediterranean Sea). *Microbial Ecology*. 26, 21-28.
- Flett R. J., Hamilton R.D. y Campbell N.E.R. 1976. The determination of Nitrogen-15 by emission and mass spectrometry in biochemical analysis. A review. *Annals of Chemical Acta*. 78:1-62.
- Fuentes M. P. 1993. Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. p. 66-73. En: G. Figueroa-Torres, C. Álvarez, A. Esquivel-Herrera y M. Ponce-Márquez (eds). *Físico-química y biología de las lagunas costeras mexicanas*. UAM-Iztapalapa, México.
- Galván M. A., Arias H. M., Chávez J. M. y Oropeza J. L. 1999. Influencia del transporte fluvial de sedimentos sobre la evolución de una laguna costera. *Hidrobiológica*. 9 (2):145-158.
- Gaudette H.E., Flight W.R., Turner L. y Folger D. W. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon recent sediments. *Journal Sediments Petrology*. 44 (1): 249-253.
- Gilbert F., Souchu P., Bianchi M. y Bonin P. 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonia and denitrification at the water-

- sediment interface of the Thau lagoon, France. *Marine Ecology Progress Series*. 151:143-153.
- Gómez-Moreno L. E., Cajal-Medrano R., y Canino-Herrera S. R. 1997. Variación Temporal de Carbohidratos Totales, Polisacáridos, Monosacáridos y Actividad Metabólica Microbiana en el estero de Punta Banda, México. *Ciencias Marinas* 23(3): 341-359.
  - Graco M. I, Ledesma J., Flores G. y Girón M. 2007. Nutrientes, oxígeno y procesos biogeoquímicos en el sistema de surgencias de la corriente Humboldt frente a Perú. *Revista peruana de Biología*. 14(1):117-128.
  - Haines J.R., Atlas R. M., Griffiths R. P. y Morita R. Y. 1981. Denitrification and nitrogen fixation in Alaskan continental shelf sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 41(2): 412-421.
  - Hebst D.B. 1998. Potential salinity limitations on nitrogen fixation in sediments from Mono Lake, California. *International Journal of Salt Lake Research*. 7: 261-274.
  - Hendricks S. P. 1993. Microbial ecology of the hyporheic zone- a perspective integrating hydrology and biology. Concluding remarks. *Journal of North American Benthological Society*. 12: 70-78.
  - Herbert R. A. 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*. 23: 563-590.
  - Holme N.A. y McIntyre A.D. 1984: *Methods for study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
  - Horrigan S. G. y Capone D. G. 1985. Rates of nitrification and nitrate reduction in nearshore marine sediments at near ambient substrate concentrations. *Marine Chemistry*. 16:317-327.
  - Jørgensen K., Jensen H. B. y Sørensen J. 1984. Nitrous oxide production from nitrification and denitrification in various sediments at low oxygen concentrations. *Canadian Journal of Microbiology*. 30:1073-1078.
  - Joye S. B. y Pearl H. W. 1994. Nitrogen cycling in microbial mats: rates and patterns of denitrification and nitrogen fixation. *Marine Biology*. 119: 285- 295.

- Karl D., Letelier R., Tupas L., Dore J., Christian J. y Hebel D. 1997. The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature*. 388:533-538.
- Kemp M. W., Sampou P., Caffrey J. y Mayer M. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*. 35(7): 1545-1563.
- Knowlton M. F. y Jones J. R. 1997. Trophic status of Missouri River floodplain lakes in relation to basin type and connectivity. *Wetlands*. 17: 468-475.
- Kobelkowsky A. 1993. Ictiofauna de las lagunas costeras del Estado de Veracruz. p. 74-93. En: G. Figueroa-Torres, C. Álvarez, A. Esquivel-Herrera y M. Ponce-Márquez (eds). *Físico-química y biología de las lagunas costeras mexicanas*. UAM-Iztapalapa, México.
- Koike I. y Hattori A. 1978. Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 35(2):278-282.
- Larkum A. W. D., Kennedy I. R. y Muller W. J. 1988. Nitrogen fixation on a coral reef. *Marine Biology*. 98:143-155.
- Lindau C. W., de Laune R. D., Jiraponcharoen S. y Manajuti D. 1991. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from *Panicum hemitomon* S. freshwater marsh soils following addition of N-15 labelled ammonium and nitrate. *Journal of Freshwater Ecology*. 2(6): 191-198.
- Lucea A., Duarte C. M., Agustí S. y Kennedy H. 2005. Nutrients dynamics and ecosystem metabolism in the Bay of Blanes (NW Mediterranean). *Biogeochemistry*, 73, 303-323.
- Mackenzie L. 1984. Acetylene reduction and nitrogen fixation potential in some eutrophic lake sediments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwaters Resources*. 18:241-249.
- Madigan M. T., Martinko J. M. y Parker J. 2004. *Brock: Biología de los Microorganismos*. 8ª ed. Prentice Hall. Madrid. 1064 p.
- Maksymowska B. D. y Pierkarek J. H. 2001. Seasonal variability of benthic ammonium released in the surface sediments of Gulf of Gdańsk (Southern Baltic Sea). *Oceanologia*. 43, 113-136.
- McCutchan J. H., Saunders J. F., Pribyl A. L. y Lewis W. M. 2003. Open channel estimation of denitrification. *Limnology and Oceanography: Methods*. 1: 74-81.

- Mestres M., Sierra J. P. y Sánchez-Arcilla A. 2007. Baroclinic and wind induced circulation in Tarragona harbour (northeastern Spain). *Scientia Marina*. 71(2): 223-238
- Monreal-Gómez M. A. 1980. *Aplicaciones de un modelo de dispersión en Bahía San Quintín, Baja California, México*. Centro de Investigación Científica y de Educación de Superior de Ensenada (CICESE), Tesis de maestría, Ensenada, BC, 90 pp.
- Murray L. G., Mudge S. M. y Newton A. 2006. The effect of benthic sediments on dissolved nutrient concentrations and fluxes. *Biogeochemistry*, 81:159-178.
- Niencheski L. F. y Jahnke R. A. 2002. Benthic respiration inorganic nutrient fluxes in the estuarine region of Patos Lagoon (Brazil). *Aquatic Geochemistry*, 8: 135-152.
- Niño J. P. y Guillot G. G. 2004. Variación espacio temporal de las tasas de sedimentación del nitrógeno y fósforo en el seston del embalse del Neusa, Colombia. *Actualidades Biológicas*. 26(80): 39-49.
- Oremland R. 1990. Nitrogen Fixation Dynamics of Two Diazotrophic Communities in Mono Lake, California. *Applied and Environmental Microbiology*. 56(3): 614-622.
- Paerl H. W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography*. 42(5):1154-1165.
- Paerl H.W., Fitzpatrick M. y Bebout B. M. 1996. Seasonal nitrogen fixation dynamics in a marine microbial mat: Potential roles of cyanobacteria and microheterotrophs. *Limnology and Oceanography*. 41(3): 419-427.
- Páez F., Montaña Y. y Bojorquez H. 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 6: 19-32.
- Pérez S. y Torralba A. 1997. La fijación del Nitrógeno por los seres vivos. *Seminario Fisiología Vegetal*, 21.01. Facultad Biología Oviedo, España. 21 p.
- Popp B. N., Westley M. B., Toyoda S., Miwa T., Dore J. E., Yoshida N., Rust T. M., Sansone F. J., Russ M. E., Ostrom N E. y Ostrom P. H. 2002. Nitrogen and oxygen isotopomeric constraints on the origins and sea-to-air flux of NO in the oligotrophic subtropical North Pacific gyre. *Global Biogeochemical Cycles*. 16(4): 1-10.

- Postgate J.R. 1982. *The fundamentals of nitrogen fixation*. Cambridge University Press, London. 120 p.
- Pritchard D., De la Paz R., Farreras S., Cabrera H. y Morales E. 1979. Hidrografía física del estero de Punta Banda. Parte II: Aplicación del modelo para intercambio y dispersión. *Ciencias Marinas*. 6(1y2): 1-17.
- Rheinheimer Q. 1991. *Aquatic Microbiology*. Ed Wiley 4a ed. p. 213-230.
- Richardson W. B., Strauss E. A., Bartsch L. A., Moore E. M., Cavanaugh J. C., Vingung L. y Soballe D. M. 2004. Denitrification in the Upper Mississippi River: rates, controls and contribution to nitrate flux. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 61: 1102-1112.
- Riley J. P. y Chester R. 1989. *Introducción a la química marina*. AGT editor, S. A. México, D. F. 459p.
- Rysgaard S., Thastum P., Dalsgaard T., Christensen P. B. y Sloth N. P. 1999. Effects of salinity on  $\text{NH}_4^+$  adsorption capacity, nitrification and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries*. 22(1): 21-30.
- Salas de León D. A., Monreal G. M. A., Salas M. D., Expósito D. G. Riverón E. M. L. y Vázquez G. F. 2007. Tidal current components in the southern bay of Campeche, Gulf of Mexico. *Geofísica Internacional*. 46(2): 141-147.
- Sánchez A., Mestres M., Sierra J. P. y Juanola R. 2003. Simulación del transporte de sedimentos en el puerto de Tarragona. *VII Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos. CD-ROM de Ponencias, Paper 97, Almería (España)*.
- Sánchez J. M., Bouey C., Sauvage S., Teissier S., Antigüedad I. y Vervier P. 2003. A standardized method for measuring *in situ* denitrification in shallow aquifers: numerical validation and measurements in riparian wetlands. *Hydrology and Earth System Sciences*. 7(1): 87-96.
- Seitzinger S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*. 33:702-724.
- Sheibley R. W., Duff J. H., Jackman A. P. y Triska F. J. 2003a. Inorganic nitrogen transformations in the bed of the Shingobee River, Minnesota: Integrating hydrologic

- and biological processes using sediment perfusion cores. *Limnology and Oceanography*. 48(3):1129-1140.
- Sheibley R. W., Jackman A. P., Duff J. H. y Triska F. J. 2003b. Numerical modeling of coupled nitrification-denitrification in sediment perfusion cores from the hyporheic zone of the Shingobee River, MN. *Advances in Water Research*. Elsevier. 26: 977-987.
  - Sørensen J. 1978. Occurrence of nitric and nitrous oxides in a coastal marine sediment. *Applied and Environmental Microbiology*. 36(6): 809-813.
  - Stal L J, Van-Generden H y Krumbein W. E. 1984. The simultaneous assay of chlorophyll and bacteriochlorophyll in natural microbial communities. *Journal of Microbiological Methods*. 2: 295-306.
  - Stal L.J. 1988. Nitrogen fixation in cyanobacterial mats. In: L. Packer and A.N. Glazer (Eds.) *Methods in Enzymology*. Academic Press, Inc., Orlando, Florida, 167: 474-484.
  - Steingruber S. M., Friedrich J., Gächter R. y Wehrli B. 2001. Measurement of denitrification in sediments with the <sup>15</sup>N isotope pairing technique. *Applied and Environmental Microbiology*. 67(9): 3771-3778.
  - Thamdrup B. y Dalsgaard T. 2002. Production of N<sub>2</sub> through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Applied Environment Microbiology*, 68(3): 1312-1318.
  - Ullah S. y Zinati G. M. 2006. Denitrification and nitrous oxide emissions from riparian forest soils exposed to prolonged nitrogen runoff. *Biogeochemistry*. 81: 253-267.
  - UNESCO. 1996. Oceanographic Survey Techniques and Living Resources Assessment Methods *IOC Manuals and Guides No. 32*
  - Valdés D y Real E. 1994. Flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en interfase sedimento-agua. *Ciencias Marinas*. 20(1): 65-80.
  - Valdés D y Real E. 2004. Nitrogen and phosphorus in water and sediments at Ria Lagartos coastal lagoon, Yucatan, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences*. 33(4): 338-345.
  - Valiela I. 1991. Ecology of water columns. p 64-69. En: Barnes, R. S. K. y K. H. Mann (eds). *Fundamentals of Aquatic Ecology*. Blackwell Science. 2ª ed.

- Villareal G. C. 1998. *Apuntes de Oceanografía Biológica II*. Universidad Autónoma de Baja California. 115 p.
- Viner A. B. 1982. Nitrogen fixation and denitrification in sediments of two Kenyan Lakes. *Biotropica*, 14(2): 91-98.
- Wallström K. 1988. The occurrence of *Aphanizomenon flosaquae* (Cyanophyceae) in a nutrient gradient in the Baltic. *Kieler Meeresforschungen Sonderheft*, 6: 210-220.
- Ward B. B. 1996. Nitrification and Denitrification: Probing the Nitrogen Cycle in Aquatic Environments. *Microbial Ecology*, 32:247-261.
- Wetzel R. G. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Madrid, 169-194 p.
- White J. R. y Reddy K. R. 1999. Influence of nitrate and phosphorus loading on denitrification enzyme activity in Everglades soils. *Soil Sciences Society of America Journal*, 65: 1945-1954.
- White J. R. y Reddy K. R. 2003. Nitrification and denitrification rates of Everglades wetland soils along a gradient of phosphorus impacted gradient. *Journal of Environmental Quality*, 32: 2436-2443.
- Woodroffe C. D. 1985. Studies of a mangrove basin, Tuff crater, New Zealand: Comparison of volumetric and velocity area methods of estimating tidal flux. *Estuaries and Coastal Shelf Science*, 20:431-445.
- Yañez A. L. 1975. Relaciones tróficas de la fauna ictiológica del sistema lagunar costero de Guerrero y aspectos parciales de dinámica de poblaciones de los peces de importancia comercial. *Informe final de la 2ª etapa del Programa de Investigación de la zona costera de los estados de Michoacán y Guerrero*. p 87-112.
- Zehr J. y Ward B. B. 2002. Nitrogen cycling in the ocean: New perspectives on processes and paradigms. *Applied and Environmental of Microbiology*, 68(3):1015-1024.

## VIII. ANEXOS

Nitrificación

Jun-04

Estación	M. org. %	arcilla	lmo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	Amonio	Nitritos	tasa fondo
1	0.121	1.7	23.3	75	8.913	28	7.5	11	15.731	0.1624	0.107
2		5	31.7	63.3	8.421	28	7.75	13	5.497	0.3286	0
3	2.12	8	18.4	73.6	4.89	28	7.08	1.5	12.337	0.2199	0
4	0.060	4.2	17.5	78.3	5.99	28	7.64	30	16.275	0.3414	0
5	0.242	8.33	25	66.7	5.415	25.5	7.25	14.5	3.192	0.3606	0.1019
6	0.106	1.8	16.7	61.7	6.038	26	8.09	33	11.087	0.5332	0

Nov-04

Estación	M. org. %	fondo											
		O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	redox	Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed
1	1.2	4.42	25	7.4	14.5	-66.50	7.49	0.345	0.418	308.10	0.4581	8.14	8.51
2	0.08	5.57	26	7.68	17.25	-192.27	7.27	0.023	0.2232	172.39	1.38	26.45	8.685
3	2.11	5.6	25.3	7.05	12		5.71	0.1758	0.3744	202.95	0.2242	7.51	8.48
4	0.30	7.98	24	7.74	28	151.13	9.22	0.458	0.2544	188.28	0.87	8.19	8.57
5	3.58	7.5	25	6.97	0.20	-16.65	6.12	0.3613	0.3174	50.13	0.47	6.12	7.08
6	2.60	6.65	20	7.7	25	-53.85	8.27	5.031	3.432	74.58	0.97	25.17	7.66

Feb-05

Estación	M. org. %	arcilla	lmo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	fondo				Sedimento				
									Eh	Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed	Eh sed
1	0.69	1	3.6	94.4	5.252	27	6.86	24	115.5	7.352	0.550	4.0854	-124.73	6.45	13.88	7.51	100.33
2	1.00	14.6	5.8	65	10.1	28	7.41	29	290.7	10.614	1.640	0.1232	2002.78	1.38	16.45	7.98	290.93
3	5.91	4.8	37.8	52.8	6.08	27	6.89	12	108.0	5.876	2.303	0.1783	1789.26	0.668	1.543	7.75	96.05
4	0.77	11	17.4	60.6	7.272	25	7.35	31	57	1.257	9.009	0.001	0.00	0.435	5.294	8.17	44.90
5	0.54	14.9	7.7	62.5	5.858	24	6.34	5	135.1	7.9	0.810	0.3453	3765.66	9.48	22.59	6.65	124.83
6	0.54	9	13.4	68.6	6.868	21	8.39	37	79.3	3.495	1.308	0.3668	163.39	1.33	2.07	8.04	73.20

Jun-05

Estación	M. org. %	arcilla	lmo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	Eh	fondo				Sedimento			
										Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed	Eh sed
1	2.12	1.66	16.67	81.67	4.31	30	7.93	28	-98.7	3.89	0.37	1.245	76.898	0.152	0.056	7.24	-54.95
2	0.95	5	31.68	63.34	4.085	29	8.07	28	-52.9	nd	nd	nd	nd	0.087	0.000	7.37	-73.4
3		8	18.4	73.6	2.61	32	7.75	27	nd	6.11	0.17	0.148	69.208	0.087	0.944	nd	nd
4	1.14	4.16	17.49	78.34	4.2	29	8.07	27	113.9	nd	nd	nd	nd	0.674	0.000	7.44	-68.9
5	4.67	8.33	25	66.67	3.97	27	8.05	29	12.3	3.33	0.20	0.630	230.895	2.174	0.556	7.39	-10.6
6	2.58	1.66	16.67	61.67	5.22	27	8.03	31	-6.6	0	0.15	0.365	922.779	1.304	4.290	7.57	-85.8

## Feb-06

Estación	M. org. %	arcilla	límo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	Eh	fondo			Sedimento				
										Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed	Eh sed
1	2.83	4	2	94	6.67	24.3	6.7	14.8	-35	0	0	-1.3108	-3157.978	0.16	0.28	5.85	-65.50
2	1.45	8	22	72	8.15	21.7	6.32	11.4	87.3	2.07	0	13.464	-706.332	0.19	0.14	4.75	-192.27
4	1.85	10	30	60	8.71	21.2	6.9	18.3	169.2	2.46	0	3.6739	-468.468	0.02	0.09	4.62	151.13
5	2.63	2	8	90	5.56	21.0	4.42	4	-18.8	0.375	0	-2.078	-735.055	0.12	0.22	6.80	-16.65
6	2.91	6	14	80	4.26	26.0	7.4	22.7	198.8	0.219	0	-1.5618	-1963.036	0.92	0.17	7.28	-53.85

## Jun-06

Estación	M. org. %	arcilla	límo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	salinidad	Eh	fondo			Sedimento				
										Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed	Eh sed
1	2.16	5.01	14.4	80.5	5.72	31	7.63	30	78.9	0.714	0.57	1.26	-2539.796	0.643	6.43	7.32	-39.60
2	0.62	2.1	1.4	96.3	6.02	31	7.66	32	68.3	0.714	0.64	4.40	96.762	0.500	2.857	6.51	-37.93
3	3.39	3.6	8.5	87.9	0.6	32	7.53	32	68.9	13.571	2.79	15.70	-1535.197	0.143	13.571	7.40	32.50
4	1.26	2.5	10	87.5	6.72	29	8	33	-40.7	1.429	0.79	5.19	780.262	0.429	14.288	7.81	-26.53
5	1.4	1.4	4.4	94.2	6.22	29	7.27	32	88.2	8.571	0.57	3.56	2266.750	0.143	12.857	7.44	46.73
6	3.04	2.7	6.7	90.5	5.52	30	7.44	32	-239.5	1.429	0.50	150.58	-2684.826	0.571	12.143	7.67	-240.87

## Feb-07

Estación	M. org. %	arcilla	límo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	Salinidad	Eh agua	fondo			Sedimento				
										Amonio	Nitritos	nitrificación	tasa sed	Nitritos	Amonio	pH sed	Eh sed
1	0.9	4	6	90	5.69	23.4	7.82	20	36.7	1.872	0.135	nd	-3.985	5.45	10.88	7.65	26.3
2	0.97	10	2	88	10.36	23.6	8.52	19	38.9	1.145	0.086	nd	63.850	1.38	16.45	7.3	30.4
3	1.28	0	8	84	0	24.1	7.25	24.2	31.6	2.659	0.152	0.138913058	nd	nd	nd	7.25	32.2
4	0.9	20	30	50	9.35	23.6	7.93	18	34.1	7.792	5.630	0.119510683	nd	nd	nd	7.93	33.8
5	0	6	10	84	6.4	22.2	6.98	0.2	30	7.525	5.597	nd	-37.891	5.48	12.50	8.48	8.7
6	1.12	8	10	82	6.29	22	7.9	17	32.8	nd	nd	nd	38.061	1.46	2.07	7.96	14.2

Estación	M O	O2	°C	pH	salinidad	redox	amonio fondo	nitritos fondo	nitritos sed	amonio sed	pH sed	Luz fondo	Obsc fondo	Fondo total
1	1.2	4.42	25	7.4	14.5	-68.50	7.49	0.345	0.4581	8.14	8.51	13.824	13.30	28.92
2	0.08	5.57	28	7.68	17.25	-192.27	7.27	0.023	1.38	28.45	8.885	274.559	44.40	318.96
3	2.11	5.6	25.3	7.05	12		5.71	0.1758	0.2242	7.51	8.48	403.39	33.40	436.79
4	0.30	7.98	24	7.74	28	151.13	8.22	0.458	0.87	8.19	8.57	448.577	38.30	486.88
5	3.58	7.5	25	6.97	0.20	-16.85	6.12	0.3613	0.47	6.12	7.08	268.402	43.18	311.58
6	2.80	6.88	20	7.7	25	-53.85	9.27	6.031	0.97	26.17	7.66	234.446	44.28	278.73
	1.645	6.267	24.217	7.423	16.158	-35.627	7.513	1.066	0.729	13.598	8.165	273.833	36.142	309.975
	1.367	1.329	2.164	0.343	9.943	123.552	1.500	1.949	0.424	9.500	0.646	152.716	11.983	160.346

Estación	M. org. %	arcilla	limo	arena	O2	°C	pH	salinidad	Eh	amonio fondo	nitritos fondo	nitratos fondo	amonio sed	nitritos sed
1	0.69	1	3.8	94.4	5.252	27	6.86	24	115.5	7.352	0.550	1.84	-13.88	-6.45
2	1.00	14.8	5.8	65	10.1	28	7.41	29	290.7	10.614	1.840	10.00	-26.46	-1.38
3	5.91	4.8	37.8	52.6	8.06	27	6.89	12	108.9	5.876	2.303	6.83	-1.543	-0.688
4	0.77	11	17.4	60.8	7.272	25	7.35	31	57	1.257	8.009	8.76	-8.19	-0.87
5	0.54	14.9	7.7	62.5	5.858	24	6.34	5	135.1	7.9	0.810	5.88	-22.59	-8.48
6	0.54	9	13.4	88.8	6.868	21	8.38	37	79.3	3.495	1.308	8.87	-2.07	-1.33
	1.575	9.217	14.283	67.283	6.902	25.333	7.207	23.000	131.083	6.083	2.603	5.694	-12.455	-3.363
	2.128	5.505	12.593	14.321	1.725	2.582	0.698	12.182	82.944	3.331	3.199	3.693	10.449	3.701

Estación	M. org. %	arcilla	limo	arena	O2	°C	pH	salinidad	Eh	amonio fondo	nitritos fondo	nitratos fondo	amonio sed	nitritos sed
1	2.16	5.01	14.4	80.5	5.72	31	7.63	30	78.9	0.71	0.67	121.43	-6.43	-0.843
2	0.62	2.1	1.4	96.3	8.02	31	7.86	32	68.3	0.71	0.84	128.57	-2.857	-0.500
3	3.39	3.6	8.5	87.9	0.6	32	7.53	32	68.9	13.67	2.79	64.29	-13.571	-0.143
4	1.26	2.5	10	87.5	6.72	28	8	33	-40.7	1.43	0.79	57.14	-14.286	-0.429
5	1.4	1.4	4.4	94.2	8.22	29	7.27	32	88.2	8.57	0.57	42.66	-12.857	-0.143
6	3.04	2.7	6.7	90.5	5.52	30	7.44	32	-238.5	1.43	0.50	71.43	-12.143	-0.571
	1.978	2.885	7.567	89.483	5.133	30.333	7.588	31.833	4.017	4.405	0.976	80.953	-10.357	-0.405
	1.082	1.267	4.523	5.602	2.260	1.211	0.246	0.983	128.325	5.410	0.892	35.475	4.624	0.215

Luz sed	Obsc sed	Sedimento total
52.10	2.34	54.43
62.20	1.78	63.98
48.82	5.67	52.69
75.38	8.36	81.74
87.10	6.50	73.60
62.54	8.11	68.85
61.023	4.825	65.848
10.280	2.161	11.203

nitratos sed	pH sed	redox sed	Luz fondo	Obsc fondo	Fondo total	Luz sed	Obsc sed	Sedimento total
-4.43	7.51	100.33	16.31	13.22	29.53	12.87	14.045	26.92
-21.05	7.98	280.83	83.57	73.82	157.40			
-14.62	7.75	96.05						
-2.21	8.17	44.90						
-12.89	6.85	124.83	41.57	13.19	54.78	1.018	1.344	2.98
-18.35	6.04	73.20	89.22	93.37	182.58	13.149	22.218	35.36
-12.293	7.682	121.707	57.669	48.399	106.067	9.213	12.535	21.748
7.530	0.559	87.195	34.813	41.416	75.232	6.579	10.517	16.809

nitratos sed	pH sed	redox sed	Luz fondo	Obsc fondo	Fondo total	Luz sed	Obsc sed	Sedimento total
0	7.32	-38.60	30.39	23.944	54.33	6.76	4.5	11.26
0	6.51	-37.93	25.46	19.77	45.25	5.650	0.333	5.98
0	7.40	32.50	54.6	39.9	94.70	11.800	8.4	20.00
-21.43	7.81	-26.63	38.78	16.91	58.69	8.420	3.4	9.82
0	7.44	-48.73	37.31	1.22	38.53	6.130	4.95	13.06
-28.57	7.67	-240.87	52.38	8.47	60.83	11.400	1.3	12.70
-8.333	7.359	-43.967	39.853	18.869	58.722	8.327	3.814	12.141
13.106	0.456	103.505	11.692	13.339	19.532	2.587	2.878	4.627

## nortes 06

Estación	M. org. %	arcilla	limo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	Salinidad	Eh agua	tasa sed	Nitritos sed	Amonio sed	NO <sub>3</sub>	pH sed	redox sed	desnitrificación	perforación
1	2.83	4	2	94	6.67	24.3	6.7	14.8	-35	-131.58	0.16	0.28	2.25	5.85	-66.50	668.19	6533.31
2	1.45	6	22	72	8.15	21.7	6.32	11.4	87.3	-29.43	0.19	0.14	0.32	4.75	-192.27	652.88	13680.22
4	1.85	10	30	60	8.71	21.2	6.9	18.3	169.2	-19.44	0.02	0.09	4.19	4.62	151.13	945.33	-1133.69
5	2.63	2	8	90	5.56	21.0	4.42	4	-18.8	-30.63	0.12	0.22	2.74	6.80	-16.65	794.63	-1455.09
6	2.91	6	14	80	4.26	26.0	7.4	22.7	198.8	-81.79	0.92	0.17	2.26	7.28	-53.85	832.46	3077.73

## lluvias 06

Estación	M. org. %	arcilla	limo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	Salinidad	Eh agua	tasa sed	Nitritos sed	Amonio sed	NO <sub>3</sub>	pH sed	redox sed	desnitrificación	perforación
1	2.16	5.01	14.4	80.5	5.72	31	7.63	30	78.9	-105.82	0.643	6.43		7.32	-39.60	500.30	362.31
2	0.62	2.1	1.4	96.3	6.02	31	7.66	32	68.3	4.12	0.500	2.857	0	6.51	-37.93	467.63	-2892.66
3	3.39	3.6	8.5	87.9	0.6	32	7.53	32	68.9	-63.97	0.143	13.571	nd	7.40	32.50	691.09	2103.75
4	1.26	2.5	10	87.5	6.72	29	8	33	-40.7	32.51	0.429	14.286	21.43	7.81	-26.63	652.19	613.59
5	1.4	1.4	4.4	94.2	6.22	29	7.27	32	88.2	94.45	0.143	12.857	0	7.44	48.73	721.04	3085.50
6	3.04	2.7	6.7	90.5	5.52	30	7.44	32	-239.5	-111.87	0.571	12.143	28.57	7.67	-240.87	531.33	-5376.25

## nortes 07

Estación	M. org. %	arcilla	limo	arena	O <sub>2</sub>	°C	pH	Salinidad	Eh agua	tasa sed	Nitritos sed	Amonio sed	NO <sub>3</sub>	pH sed	redox sed	desnitrificación	perforación
1	0.9	4	6	90	5.69	23.4	7.82	20	36.7	-0.17	5.45	10.88	14.52	7.65	26.3	571.86	-1480.40
2	0.97	10	2	88	10.36	23.6	8.52	19	38.9	2.66	1.38	16.45	4.84	7.3	30.4	708.46	-385.69
3	1.28	0	8	84	0	24.1	7.25	24.2	31.6	nd	nd	nd	22.58	7.25	32.2	600.64	502.56
4	0.9	20	30	50	9.35	23.6	7.93	18	34.1	nd	nd	nd	8.06	7.93	33.8	nd	718.78
5	0	6	10	84	6.4	22.2	6.98	0.2	30	-1.58	5.48	12.50	3.23	8.48	8.7	465.52	1455.09
6	1.12	8	10	82	6.29	22	7.9	17	32.8	1.59	1.46	2.07	0	7.96	14.2	1094.01	

Fecha	Prueba	Hora Inicial	Geoposicion Inicial	Hora final	Geoposicion Final	recorrida (m)	Tiempo (s)	Velocidad m/s	gpsi / gpsf
29-Ago-07	b1	11:53:00	15 Q 289050 2052386	12:04:45	15 Q 289191 2052361	142.3	705	0.2018	Z1 / 15
29-Ago-07	g1	11:55:53	15 Q 289054 2052383	12:06:46	15 Q 289204 2052356	152.3	653	0.2332	Z2 / 16
29-Ago-07	b2	12:34:56	15 Q 288904 2052386	12:45:10	15 Q 288898 2052382	14.7	614	0.0239	17 / 19, 21
29-Ago-07	g2	12:35:38	15 Q 288891 2052383	12:46:06	15 Q 288862 2052372	31.3	628	0.0498	18 / 20
29-Ago-07	b3	13:15:35	15 Q 288921 2052367	13:29:50	15 Q 288679 2052321	246.1	855	0.2878	22 / 24
29-Ago-07	g3	13:16:02	15 Q 288918 2052364	13:30:35	15 Q 288671 2052330	248.5	873	0.2847	23 / 25
29-Ago-07	b4	13:35:43	15 Q 288974 2052368	13:48:28	15 Q 288787 2052361	187.1	765	0.2446	26 / 28
29-Ago-07	g4	13:37:20	15 Q 288938 2052364	13:49:00	15 Q 288768 2052352	170.7	700	0.2439	27 / 29
29-Ago-07	b5	13:51:03	15 Q 288920 2052393	14:03:40	15 Q 288703 2052397	217.0	757	0.2867	30 / 32
29-Ago-07	g5	13:51:30	15 Q 288930 2052395	14:04:12	15 Q 288713 2052403	216.9	762	0.2846	31 / 33
29-Ago-07	b6	14:06:24	15 Q 288934 2052386	14:18:50	15 Q 288748 2052386	185.7	746	0.2489	34 / 37
29-Ago-07	g6	14:07:04	15 Q 288935 2052378	14:18:30	15 Q 288776 2052365	161.1	686	0.2348	35 / 36
29-Ago-07	b7	17:47:54	15 Q 288968 2052387	17:58:50	15 Q 289177 2052446	216.9	656	0.3306	38 / 40
29-Ago-07	g7	17:48:50	15 Q 288958 2052385	17:59:37	15 Q 289177 2052457	233.9	647	0.3615	39 / 41
29-Ago-07	b8	18:06:00	15 Q 288938 2052378	18:21:38	15 Q 289290 2052484	370.8	938	0.3953	43 / 45
29-Ago-07	g8	18:06:37	15 Q 288937 2052375	18:22:44	15 Q 289294 2052494	378.1	967	0.3910	44 / 46
29-Ago-07	b9	18:25:20	15 Q 288942 2052382	18:35:13	15 Q 289184 2052451	253.8	593	0.4280	47 / 51
29-Ago-07	g9	18:25:32	15 Q 288944 2052381	18:34:45	15 Q 289159 2052448	226.4	553	0.4094	48 / 50
29-Ago-07	b10	18:37:46	15 Q 288918 2052380	18:51:51	15 Q 289308 2052465	401.1	845	0.4747	52 / 54
29-Ago-07	g10	18:38:02	15 Q 288924 2052385	18:53:22	15 Q 289346 2052480	435.0	920	0.4728	53 / 55

Fecha	Prueba	Hora inicial	Geoposicion Inicial	Hora final	Geoposicion Final	Distancia recorrida (m)	Tiempo (s)	Velocidad m/s	gps1
30-Ago-07	b11	09:52:30	15 Q 288982 2052376	10:09:15	15 Q 289585 2052447	606.9	1005	0.6039	63 / 66
30-Ago-07	g11	09:53:15	15 Q 289012 2052385	10:09:10	15 Q 289575 2052444	565.9	955	0.5926	64 / 65
30-Ago-07	b12	10:31:31	15 Q 288926 2052376	10:47:33	15 Q 289411 2052438	488.8	962	0.5081	67 / 69
30-Ago-07	g12	10:31:49	15 Q 288931 2052380	10:48:10	15 Q 289408 2052439	480.4	981	0.4897	68 / 70
30-Ago-07	b13	11:08:06	15 Q 288912 2052391	11:21:25	15 Q 289212 2052415	300.8	799	0.3765	71 / 73
30-Ago-07	g13	11:08:53	15 Q 288922 2052391	11:22:20	15 Q 289205 2052420	284.4	807	0.3524	72 / 74
30-Ago-07	b14	11:24:53	15 Q 288921 2052375	11:38:05	15 Q 289236 2052399	315.8	792	0.3987	75 / 77
30-Ago-07	g14	11:25:03	15 Q 288926 2052358	11:39:30	15 Q 289259 2052393	334.7	867	0.3860	76 / 78