



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

**UNIDAD XOCHIMILCO
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE**

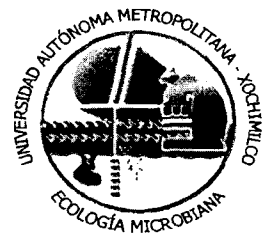
**REPORTE DE SERVICIO SOCIAL
PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGA**

**RECICLAMIENTO DE SUSTANCIAS NITROGENADAS EN LA COLUMNA
DE AGUA Y EN LOS SEDIMENTOS DE LA LAGUNA DE SONTECOMAPAN,
VERACRUZ Y EL CAÑÓN DE CAMPECHE EN EL GOLFO DE MÉXICO**

**VANESSA LISBETH MORÁN VILLA
MATRICULA 98347396**

**ASESORES INTERNOS
Dra. Maria de Jesús Ferrara Guerrero
Dra. Maria Elena Castellanos Páez
M en C Javier Aldeco Ramírez**

México, julio de 2005.



DEDICATORIAS

Este trabajo es dedicado a **TODAS** las personas que de una u otra forma contribuyeron a la realización de este proyecto, pero en especial se lo dedico a:

A mis padres **Edgar** y **Gloria** por la paciencia, la comprensión y todos los esfuerzos que tuvieron que hacer para que yo llegara hasta aquí.

A la **Dra. María de Jesús Ferrara Guerrero** por haberme soportado tres años y los que le faltan!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!. (jajajajaja). Siempre estará en un lugar muy especial en mi corazón. Le prometo que nunca más voy a incendiar ningún lugar

A mis "abues" **Amparito** y **Zoila** por seguir en este mundo, ojalá estén por muchísimos años mas.

A **Yadhira**, por ser la precursora de los primos, has sido un gran ejemplo para todos, te quiero mucho manta.

AGRADECIMIENTOS

A mi súper sensei, la **Dra. María de Jesús Ferrara Guerrero** por el apoyo moral, académico y económico, la confianza y el cariño mostrado hacia mí. Le estoy muy agradecida por haberme dado la oportunidad de trabajar con usted.

A CONACYT por la beca otorgada para la realización de este trabajo, dentro del 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 Sontecomapan, Veracruz". Responsable del proyecto: Dra. María de Jesús Ferrara Guerrero.

A **SEDESOL** por el apoyo económico para la terminación de este trabajo, dentro del Programa Desarrollo Local (Microrregiones), Estrategias Jóvenes por México (Convenio SDSH/2004/ANC/212/0403/1087), bajo la responsabilidad de la Dra. María de Jesús Ferrara Guerrero.

A mis **papás** por dejarme hacer mis locuras incluso cuando eso les implicara no dormir de la preocupación, verdad mamá???????? (ya ven les dije que algún día iba a terminar).

A mi hermana, **Yadhira**, por ser un ejemplo a seguir (de vez en cuando no muy bueno).

Jean Jacques Durand, muchísimas gracias porque si no hubiera sido por ti mis traducciones hubieran estado *horribles*.

A las rotis, Male y Gaby, por contribuir tanto a mi formación académica como a la personal, creanme lo que ustedes me enseñaron (bueno y malo) jamás lo olvidaré.

A mis tías y tíos, **Celia, Rosy, Hugo, Jorge, Tere**, la otra **Tere, Baty** y en especial, a **Carmen** porque a pesar de estar lejos me enseñaste que uno debe luchar por lo que quiera aunque eso signifique estar lejos de la familia.

A mis primos (as) Paco, Rodrigo, Elías, Dante, Leilani, Karla y Valery (recuerden que para ser felices es necesario luchar por sus sueños aunque eso a veces implique estudiar burrrrooooooooooooooooooooo!), ustedes saben que se les quiere mucho.

Con todo mi agradecimiento a mis amigas **Maruchan y Erikucha** por hacer todo mi trabajo, chicas sin ustedes no seria nada; ya en serio, por dejarme ser y estar con ustedes además de los interminables ratos de ocio a la hora de la comida (por su culpa me tardé más!!!!!!!!!!!!, se pasan).

A Jack alias "Gabriel", por irradiarme paz y tranquilidad, siempre te recordare y a ti si por ayudarme a procesar mis muestras porque sino aún estaría haciendo nitritos, nitratos y amonio; bueno aunque de vez en cuando te echabas una que otra que no era verdad?

A Alejandro Alva por sus ocurrencias que me hacían reír hasta las lágrimas, y también por uno que otro aventón que me diste.

A **Isra y Arely** gracias por las fiestas y las "antreadas", porque me ayudaron a divertirme y a liberar mi estrés y por estar en las buenas y las malas, yo no se como me aguantan pero bueno. Me han demostrado día a día que mejores amigos no pude

haber encontrado, mil gracias.

A **Margalef** por la amistad incondicional que me has ofrecido desde que te conozco, muchas gracias por tu apoyo y compañía (también por el estrés al que me sometías).

A Denise, Berenice, Guadalupe, Jenny, Mirna, Bruno, Ofelia, Dalila, Fanny, Octavio, Jorge Landeros, Andrés, Mich y a todos aquellos que compartieron parte de su tiempo conmigo en la carrera.

A Bárbara, Elsa, Miguel (chikitito) y Leonardo por las agradables tardes en el baobab y los eternos días en el barco, se les agradece.

A Paola y Ana por ayudarme en campo y en el laboratorio pero en especial a Laura por evitarme la molestia de lavar y llenar una columna reductora.

A Roberto (**doitorcito**), porque sin ti no habría laboratorio acuérdate eres el precursor (no manches!!!!!!!); además sino te hubiera conocido y peleado contigo mi vida sería más aburrida y no tendría nada que contarle a mis nietos (incluyendo la ida al Tito), te dije que eras una mala influencia.

A Don Catana y Don José por llevarnos y traernos día y noche por toda la laguna.

Al Dr. Gilberto Díaz González por la asesoría en el traslado y en el procesamiento de las muestras para cromatografía de gases.

Al M en C. Javier Aldeco Ramírez, por su ayuda en el análisis estadístico de los resultados, así como en el asesoramiento técnico.

A la Dra. Martha Signoret-Poillon y al Dr. David Salas, por invitarme a participar en las Campañas Oceanográficas PROMEBIO "Procesos oceánicos y mecanismos de producción biológica en el sur del Golfo de México". Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (UNAM), financiamiento CONACyT Ref. G27777B.

Al M en C Alfonso Esquivel Herrera por todas las facilidades administrativas y personales

A la tripulación del B/O Justo Sierra, de la UNAM

A Yolis y a la Sra. Maria Elena, así como a Lidia porque molestarlas era un aliciente para venir a la escuela (gracias por las facilidades y el apoyo).

A la súper venusina **Paula**, eres una gran amiga pero eso no te libra de que te de tus "sapes", nunca pensé que podía llegar a tener una amiga como tú, gracias por todo.

Y no por ser los últimos son menos importantes, al contrario, a la **Amparito**, por vivir 145 años soportando a una nieta hereje, a la abuelita de Batman o sea, doña **Zoila** por hacerme mis tacos de pollo y al tío **Fer** por sus porras.

Por supuesto a todos mis cuates de la EPT (escuela de parásitos texcocanos) por los momentos más divertidos y agradables que uno pueda desear tener en la prepa. Y a todos aquellos que por alguna razón ajena a mi no mencioné, espero no sean muchos.

ÍNDICE

RESUMEN	11
SUMMARY	12
INTRODUCCIÓN	13
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
OBJETIVOS	15
MARCO TEORICO	16
Amonificación	19
Nitrificación	20
Reducción del nitrato y desnitrificación.....	24
Fijación de nitrógeno atmosférico.....	25
AREA DE ESTUDIO	27
Cañón de Campeche, Golfo de México.....	27
Laguna de Sontecomapan, Veracruz	29
MATERIAL Y METODOS.....	32
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	37
Cañón de Campeche, Golfo de México.....	37
Laguna de Sontecomapan, Veracruz	55
LITERATURA CONSULTADA	75
ANEXOS	82

RESUMEN

El nitrógeno es un elemento mayor del ciclo de la materia viva y en las aguas marinas, este elemento juega un papel importante ya que sus formas inorgánicas son factores limitantes para la producción primaria. En la zona eufótica se distinguen una "producción nueva" resultante de la utilización por parte del fitoplancton, de los nitratos transferidos por los procesos físicos hacia esta zona, y una "producción regenerada" que resulta de la utilización del amonio producido durante el reciclamiento de los compuestos orgánicos nitrogenados. Sin embargo la nitrificación no se lleva a cabo en aguas superficiales debido a que las bacterias nitrificantes son inhibidas por la luz. Como resultado de esto, las bacterias nitrificantes son incapaces de competir en la zona fótica con el fitoplancton por el amonio, por lo que la nitrificación ocurre primordialmente, en los sedimentos superficiales.

Las concentraciones de los compuestos nitrogenados en el agua intersticial de los sedimentos, son mucho más elevadas que en la columna de agua. Esto se debe a la degradación de las grandes concentraciones de materia orgánica, bajas tasas de filtración y de la presencia de intercambios activos de los sedimentos superficiales.

En muchos de los ambientes costeros, la mayor parte del nitrógeno reciclado desprendido de los sedimentos hacia la columna de agua, es en forma de NH_4^+ . Este amonio es regenerado por la descomposición y desaminación de la materia orgánica y se difunde desde los sedimentos hacia la capa superficial del agua. Este nitrato puede ser usado como aceptor terminal de electrones por bacterias desnitrificantes produciendo formas gaseosas de nitrógeno (N_2O , N_2).

SUMMARY

I. INTRODUCCIÓN

La productividad de los océanos controla los flujos de muchos compuestos biogeoquímicamente importantes, inclusive la tasa de intercambio de dióxido de carbono entre el océano abierto y la atmósfera. A su vez, la fijación oceánica de carbono está limitada por la biodisponibilidad de nutrientes, como el nitrógeno, hierro y fósforo (Dugdale y Goering, 1967; Dugdale *et al.*, 1961; Martin *et al.*, 1991). En contraste con los ciclos biogeoquímicos del fósforo y hierro, en el agua de mar el nitrógeno está presente en concentraciones relativamente altas, en su forma gaseosa (N_2) (Zehr *et al.*, 1998).

Los seres vivos de nuestro planeta, reciclan constantemente los elementos químicos de los que están constituidos. Los principales elementos biológicos como son el carbono, el nitrógeno, el oxígeno, y el azufre están sujetos a procesos cíclicos comparables, y el más importante, tanto desde el punto de vista ecológico como del económico, es el ciclo del nitrógeno.

Dentro del ciclo del nitrógeno los aportes que se consideran más importantes son los fluviales, atmosféricos y la actividad microbiana. En cambio, en aquellos ambientes donde estas fuentes de nutrientes son bajas o han disminuido, puede presentarse en forma significativa, un aporte de compuestos nitrogenados por bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En México son muy pocas las investigaciones que se han llevado a cabo sobre las entradas de nitrógeno en los ecosistemas costeros y oceánicos (Arenas, 1978; de la Lanza *et al.*, 1986; Ponce y Botello, 1991; Figueroa-Torres y Campos-Verduzco, 1994); sin embargo, falta mucho por saber sobre los factores que regulan las tasas de intercambios bentónicos y los mecanismos de reciclaje de los materiales liberados por los sedimentos.

Por lo que durante el desarrollo de esta investigación, se evaluó el papel que desempeña en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, la comunidad bacteriana presente en la columna de agua y en los sedimentos de tres cuerpos de agua marino: la laguna de Sontecomapan, Veracruz, el Cañón de Campeche y las desembocadura de los ríos Coatzacoalcos, Grijalva-Usumacinta, en el Sur del Golfo de México.

Cabe resaltar que esta investigación fue realizada en el marco del proyecto de investigación 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 Sontecomapan, Veracruz” apoyado por el CONACYT (clave 2002-39634-F/A-1) bajo la dirección de la Dra. María de Jesús Ferrara Guerrero y vinculado con el proyecto específico de colaboración entre la UAM-Xochimilco y el IRD-Marsella, Francia (“Estudio de la estructura y fisiología de la microflora de las matas bénticas en México”) y el proyecto titulado “Procesos oceánicos y Mecanismos de Producción Biológica en el Sur del Golfo de México”, financiado por el CONACYT (convenio G27777B), bajo la responsabilidad del Dr. David Salas de León (ICMyL, UNAM) y Martha Signoret Poillon (Departamento El Hombre y su Ambiente, UAM-X).

III. OBJETIVOS

Objetivo general

- Determinar la abundancia de la población bacteriana nitrificante, amonificante, desnitrificante y fijadora de nitrógeno, así como la tasa de nitrificación, en la columna de agua y en los sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz y el Cañón de Campeche, en el Golfo de México.

Objetivos particulares

- Determinar los efectos de los parámetros ambientales sobre los procesos de nitrificación, amonificación, desnitrificación y fijación de nitrógeno.
- Determinar la distribución vertical de las bacterias nitrificantes, amonificantes, desnitrificantes y fijadoras de nitrógeno en la columna de agua y en los sedimentos.

IV. MARCO TEÓRICO

Los procesos de inducción de la productividad primaria se dan a diferentes escalas espacio-temporales. Los aportes continentales promueven la llamada "**producción nueva**", la cual se deriva básicamente de los aportes alóctonos de nutrimentos, particularmente los nitratos.

En aguas oceánicas estratificadas, predomina la "**producción regenerada**", es decir que los compuestos de nitrógeno y fósforo provienen de los productos de excreción del zooplancton *in situ*, particularmente el amonio (Eppley y Peterson, 1979), mientras que el **nitrato es considerado una fuente de nitrógeno nueva** porque no está presente en la zona eufótica la mayor parte del tiempo; estos dos mecanismos se ven favorecidos por diversos procesos hidrodinámicos (mezclas o surgencias de las aguas profundas), incidiendo en la producción biológica y respondiendo a dichas escalas espacio-temporales.

En el mar, la mayor concentración de bacterias heterótrofas se encuentra cerca de la costa y ésta va disminuyendo al aumentarse la distancia debido a la baja tasa de acumulación de nutrientes; en cuanto a la distribución vertical, el mayor número de poblaciones heterótrofas se encuentra siempre en la zona productiva eufótica, sin embargo el máximo no se presenta en el principio de la zona sino entre los 10 y 50 m de profundidad; por debajo de los 200 m el número es muy pequeño y por debajo de los 1000 m no varía pero aumenta de manera inmediata en la interfase agua-sedimento. Liston (1968) encontró variaciones cuantitativas entre las poblaciones de bacterias heterótrofas marinas en sedimentos costeros y profundos que reflejan la estabilidad y variabilidad de estos sistemas.

En las costas, la estratificación a menudo no es estable debido a los fuertes vientos y la alta turbulencia. En las bahías y puertos contaminados con pocos intercambios de agua se ha observado que el mayor número de bacterias se presenta en invierno. La disponibilidad de la materia orgánica asociada a los depósitos, condiciona de gran manera la distribución de las comunidades bacterianas bentónicas. Las grandes concentraciones de bacterias están limitadas a las zonas de distribución de materia orgánica rápidamente asimilable.

En la columna de agua el número de bacterias heterótrofas muestra grandes fluctuaciones de un área a otra y de un tiempo a otro; en contraste, las poblaciones bacterianas en la superficie de los sedimentos de la plataforma y laderas continentales son numéricamente mucho más estables.

Las concentraciones de los compuestos nitrogenados en el agua intersticial de los sedimentos, son mucho más elevadas que en la columna de agua. Esto se debe a la degradación de las grandes concentraciones de materia orgánica, bajas tasas de filtración y de la presencia de intercambios activos de los sedimentos superficiales.

En muchos de los ambientes costeros, la mayor parte del nitrógeno reciclado desprendido de los sedimentos hacia la columna de agua, es en forma de NH_4^+ . Este amonio es regenerado por la descomposición y desaminación de la materia orgánica y se difunde desde los sedimentos hacia la capa superficial del agua (Valiela, 1995).

En presencia de oxígeno una parte del amonio regenerado, proveniente de la descomposición béntica de la materia orgánica, es oxidado a nitratos (NO_3^-) antes de que este se pierda. Este nitrato puede ser usado como aceptor terminal de electrones por bacterias desnitrificantes produciendo formas gaseosas de nitrógeno (N_2O , N_2).

El estado redox de los sedimentos determina la relativa abundancia de los compuestos nitrogenados inorgánicos y su distribución vertical en los sedimentos. En sedimentos aerobios, la materia orgánica es acumulada cerca de la superficie debido a la lluvia de partículas proveniente de la columna de agua (Valiela, 2001).

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 (NH_4^+) además del reciclamiento de éste y otros nutrientes. 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 (Valiela, 1995).

Las necesidades de nitrógeno por parte de la población bacteriana, están cubiertas por la asimilación de aminoácidos o de NH_4^+ . La asimilación de NH_4^+ y la biosíntesis de los constituyentes nitrogenados celulares, están bajo la dependencia enzimática y está regulada por varios compuestos nitrogenados (Fenchel *et al.*, 1998).

El ciclo del nitrógeno constituye un proceso biogeoquímico en el cual están involucradas múltiples transformaciones de los compuestos nitrogenados, los cuales son catalizados primordialmente por bacterias (Figura 1). Además, controla la disponibilidad de nutrientes nitrogenados y la productividad biológica en sistemas marinos y, está ligada a su vez, a la fijación de CO_2 atmosférico y a la exportación de carbono de la superficie oceánica hacia la atmósfera (Zehr y Ward, 2002).

La mayoría de los microorganismos pueden utilizar el N inorgánico en forma de nitrato, nitrito y amonio. En los océanos oligotróficos, las bajas concentraciones de estos compuestos (<0.03 a $0.1 \mu\text{mol litro}^{-1}$) pueden constituir un factor limitante de la productividad en las capas superficiales (0 a 200 m de profundidad), pero el nitrógeno puede regular la productividad incluso en regiones de surgencias costeras (Zehr y

Ward, 2002). Las concentraciones de amonio y nitrato en océanos oligotróficos son comúnmente menores que 100 nmol dm^{-3} (Rees *et al.*, 1999).

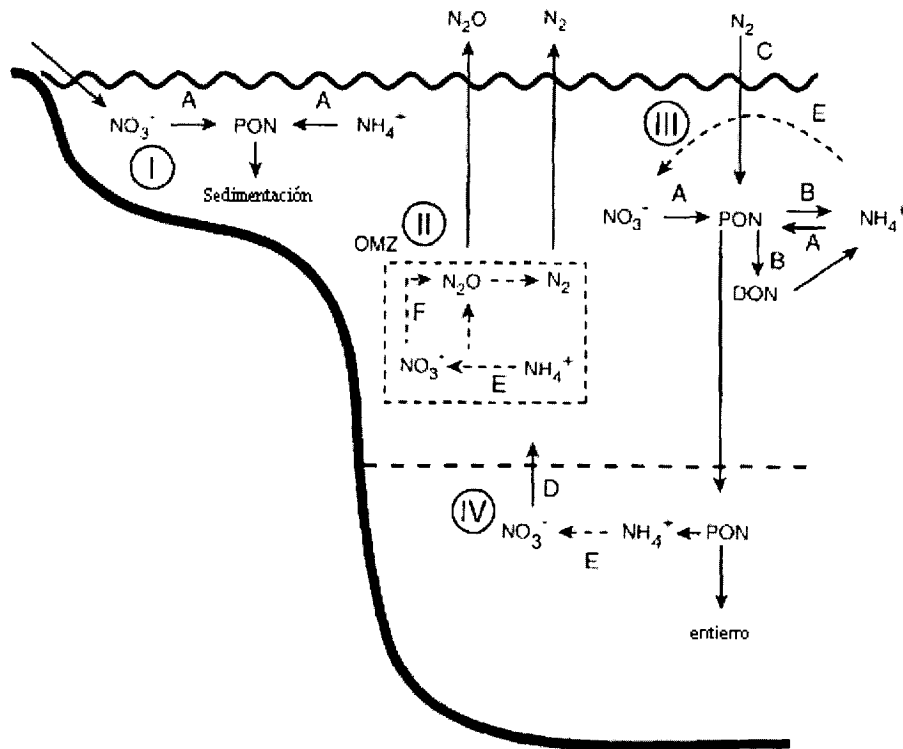


Figura 1. Diagrama conceptual de los procesos involucrados en el ciclo del nitrógeno: en zonas costeras (I) y de surgencias OMZS (II), en agua superficial oceánica (III) y en aguas profundas (IV). PON, nitrógeno orgánico particulado. Rutas: A asimilación DIN (nitrógeno inorgánico disuelto); B regeneración de amonio; C fijación de nitrógeno; D difusión/advección desde las aguas profundas; E y F nitrificación; G desnitrificación (tomado de Zehr y Ward, 2002).

IV.1. Amonificación

La amonificación es el proceso de conversión del nitrógeno orgánico en amonio o amoniaco. El nitrógeno de la materia orgánica, viva o muerta, se encuentra principalmente en forma amino reducida. Blackburn (1983 citado en Rheinheimer, 1991) destacó la importancia de la mineralización orgánica de nitrógeno para que el ecosistema continúe siendo productivo.

La amonificación es de particular importancia para la vida acuática. Numerosas bacterias descomponedoras de proteínas (proteolíticas) y algunos hongos, pueden transformar el amonio en energía.

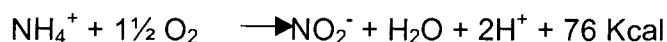
El amonio es liberado durante la descomposición de las proteínas, sirviendo así como una fuente de nitrógeno para numerosas plantas y organismos tanto autótrofos como heterótrofos. También provee energía para las bacterias nitrificantes, las cuales en presencia de oxígeno oxidan el amonio a nitrito el cual, a su vez, es oxidado a nitrato por otro grupo de bacterias nitrificantes ().

La temperatura óptima para que se lleve a cabo la amonificación, es de 30 a 35 °C. En invierno, cuando las temperaturas bajan, las tasas de amonificación bajan debido a la disminución de la actividad de las bacterias proteolíticas, pero incluso a los 0 °C no se detiene completamente y continúa hasta por debajo de una delgada capa de hielo. La amonificación alcanza sus valores más altos en verano y a principios de otoño, presentándose tanto en la columna de agua como en las capas superficiales del sedimento.

En el océano, el amonio es a menudo, el primer producto metabólico de la descomposición del nitrógeno orgánico, éste es un producto excretado por el zooplancton y es rápidamente asimilado por varios miembros de la red microbiana, por lo que raramente se acumula en la superficie de los océanos.

IV.2. Nitrificación

La nitrificación es el proceso de oxidación de amonio a nitrito o nitrato y requiere de una fuente de oxígeno. La primera etapa es denominada nitritación y la segunda nitratación como se muestra en la siguiente reacción:





Las bacterias nitrificantes quimioautótrofas, necesitan la energía producida durante este proceso para reducir el dióxido de carbono (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).

De acuerdo con Olson (1981), la luz ejerce una influencia inhibitoria sobre la actividad nitritante y nitratante, pero estimula la asimilación del nitrato por el fitoplancton; en consecuencia, la única fuente de nitrato en el agua superficial es la mezcla de las aguas provenientes de los reservorios oceánicos de gran profundidad. Los valores de intensidad luminosa limitantes para la nitratación, oscilan entre 0.2 y 2.0% de la luz que incide sobre la superficie de la columna de agua, esto ocurre dentro de la zona de compensación. En consecuencia, las bacterias en la capa fótica son incapaces de competir con el fitoplancton por el amonio.

Tabla 1. Rangos de concentración ($\mu\text{mol l}^{-1}$) de nitrógeno inorgánico, reportadas en la columna de agua de diferentes ecosistemas marinos (Valiela, 1995).

Forma inorgánica	Aguas oceánicas		Aguas costeras	Aguas estuarias
	Superficiales (0-100m)	Profundas (>100m)		
Nitrato	0.2	35	0-30	0-350
Nitrito	0.1	<0.1	0-2	0-30
Amonio	<0.5	<0.1	0-25	0-600

De igual manera, la nitrificación ocurre primordialmente, en los sedimentos superficiales. Dos factores principales regulan la nitrificación: la disponibilidad de amonio (NH_4^+) y la disponibilidad de oxígeno. La disponibilidad de NH_4^+ depende de la rela-

ción C:N de la materia orgánica disuelta que está siendo mineralizada. Una alta relación C:N no solo da como resultado una baja producción de NH_4^+ , sino también una gran cantidad de carbono que consume oxígeno. La eficiencia de la nitrificación es más alta cuando la penetración del oxígeno dentro de los sedimentos es mayor. En la nitrificación, el óxido nitroso (N_2O) es producido cuando se encuentran bajas concentraciones de oxígeno (Fenchel, *et al.* 1998).

El número de bacterias quimioautótrofas nitrificantes en el agua, es a menudo pequeño. En general en los lagos, durante los periodos de circulación de primavera y de otoño la actividad nitrificante es más alta. Rheinheimer (1991), reportó que las tasas máximas de nitrificación y de nitratación se encuentran en los meses de julio y agosto, y las mínimas en los meses de invierno.

La nitrificación solo es posible en presencia de oxígeno, aunque en ambientes anaerobios puede llevarse a cabo en pequeñas concentraciones (tabla 1). Si se encuentran presentes donadores de hidrógeno y nitrógeno molecular, esta 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).

Las tasas más altas de nitrificación, tanto la oxidación de amonio como la oxidación de nitrito, ocurren cerca de la base de la zona eufótica por arriba de unos pocos o a unos cientos de metros del océano. Usualmente en esta zona hay muy poco nitrato debido a la utilización de éste por el fitoplancton. La acumulación del nitrato se da en las zonas profundas del océano en ausencia del fitoplancton.

Tabla 2. Tasas de nitrificación reportadas para sedimentos ($\mu\text{mol l}^{-1} \text{d}^{-1}$) (Tomado de Gilbert, *et. al.*, 1997).

Valores de Nitrificación	Fuente
2.86	Koike y Hattori (1978)
0-150	Henriksen (1980)
15-70	Henriksen, <i>et. al.</i> (1981)
4.5-11	Szwerinski (1981)
76	Herbert (1986)
	Enoksson y Samuelson
0.42	(1987)
0-77	Gilbert, <i>et. al.</i> (1997)

La tasa de nitrificación en las aguas oceánicas profundas es mínima porque decrece el flujo de amonio proveniente de la descomposición de la materia orgánica cuando se incrementa la profundidad. En el Este tropical del Pacífico Norte, las tasas máximas de oxidación del amonio no son mayores a 20 nM d^{-1} , mientras que en las zonas de surgencias de Perú se reportó una tasa máxima de 747 nM d^{-1} .

Karl Brandt en 1989, atribuye los cambios en las concentraciones de nitrato (las cuales en presencia de suficiente oxígeno, se incrementan conforme se incrementa la profundidad dentro de la columna de agua) a la descomposición de las sustancias orgánicas y a la subsiguiente nitrificación del amonio. Además se cree que los nitratos son llevados a la superficie oceánica principalmente por mezcla, advección y difusión de las aguas oceánicas profundas o por escurrimientos terrestres (Rheinheimer, 1991).

Las investigaciones realizadas por Szwerinski (1981, citado por Rheinheimer, 1991) en la bahía Kiel, demostraron que la nitrificación en los sedimentos aeróbicos es mucho mayor que en la columna de agua de zonas con temperaturas templadas (tabla 2). Esta actividad es realizada por los microorganismos nitrificadores quimioautótrofos, los cuales podrían ser los responsables de las altas concentraciones de nitrato que se han reportado en estas zonas ($9 \mu\text{mol NO}_3^- \text{ cm}^{-3}$).

IV.3. Reducción del nitrato y desnitrificación

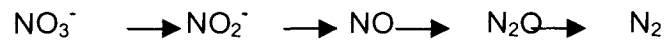
Los iones nitrato se pueden incorporar a la materia orgánica por una gran variedad de microorganismos, mediante un proceso conocido como reducción asimilatoria de nitrato. En él intervienen varios sistemas enzimáticos, entre ellos las reductasas de nitrato y nitrito, que producen amonio que puede ser 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. Durante esta reducción desasimilatoria, el nitrato se transforma en diferentes productos reducidos; el producto final de esta desasimilación es N_2 o N_2O (Madigan *et. al.*, 2000).

A diferencia de lo que ocurre en la reducción asimilatoria de nitrato (el nitrato es reducido a amoníaco para su utilización como fuente de nitrógeno en el crecimiento celular), la reducción desasimilatoria no se inhibe en presencia de amoníaco.

La desnitrificación es la conversión de nitrato a compuestos nitrogenados gaseosos. Este es el principal proceso biológico de formación de N_2 . Los factores 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_2 , NO o N_2O mediante la siguiente reacción:



Durante la remineralización del nitrógeno orgánico en los sedimentos, del 15 al 70% del nitrógeno puede ser perdido por desnitrificación (Seitzinger, 1988), además de que la desnitrificación bentónica puede también disminuir los influjos de nitrato de origen terrestre (Gilbert, *et al.*, 1997).

En ríos y arroyos, la desnitrificación ha sido reconocida como una ruta potencial de pérdida de nitrógeno. En la actualidad, existen muy pocos reportes científicos sobre el proceso de desnitrificación en estos ambientes, 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 $1067 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Las tasas más altas han sido encontradas en sedimentos de áreas eutroficadas, como por ejemplo en el estuario Tama que presenta concentraciones por arriba de los $594 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y el estuario Tejo, ubicado en Portugal ($1067 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), que reciben grandes aportes de aguas provenientes de desagües (Seitzinger, 1988).

IV.4. Fijación de Nitrógeno atmosférico

La fijación biológica del nitrógeno es la reducción del nitrógeno gaseoso hasta amonio, con la concurrente evolución del H_2 de acuerdo a la siguiente reacción:



Esta reacción es catalizada por la enzima Nitrogenasa, la cual es un complejo molibdeno-enzima encontrada en procariotes filogenéticamente diferentes (ej. eubacterias y arqueobacterias), con una fisiología que va desde heterótrofos aerobios, fotótrofos aerobios y anaerobios, hasta anaerobios estrictos (Postgate, 1982). Entre la gran variedad de microorganismos que poseen una Nitrogenasa, la enzima se encuentra altamente protegida ya que es extremadamente sensible al oxígeno.

Para poder efectuar la fijación de nitrógeno en condiciones aerobias o microaerofílicas, las cianobacterias y otras eubacterias diazótroficas, han desarrollado estructuras (heterocistos, nódulos en las raíces, tricomas, cápsulas protectoras mucosas, etc.) y vías alternativas (respiración endógena, transformación de la forma activa de la Nitrogenasa en su forma no activa), para proteger a la Nitrogenasa de la inactivación debido al oxígeno.

La fijación de nitrógeno en los sedimentos es menos común que la asimilación de NO_3^- . Las tasas de fijación han sido mediadas 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.

La fijación de nitrógeno puede ser una fuente importante de entrada de nitrógeno al sistema, permitiendo que la producción primaria continúe aún cuando las fuentes de nitrógeno estén agotadas. Esta actividad también depende de las concentraciones de amonio y nitrato presentes en el sistema (Howarth *et al.*, 1988).

V. ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de México se sitúa entre los paralelos 18° y 30° de latitud Norte, y los meridianos 82° y 98° de longitud Oeste. Es una cuenca con dos fronteras abiertas que lo conectan con el Océano Atlántico por el estrecho de Florida y con el Mar Caribe a través del Canal de Yucatán, la batimetría varía considerablemente y alcanza profundidades cercanas a los 4,000 m en su región central.

Sobre el Golfo de México se presentan intercambios de aire frío y seco que proviene del continente y las masas de aire propias del Golfo de origen marítimo y tropical, lo que provoca fuertes frontogénesis, comúnmente llamados "Nortes", principalmente entre los meses de octubre a abril (Tapanes y González-Coya, 1980). La Bahía de Campeche puede considerarse como una amplia zona del Golfo de México al sur del paralelo 21° N.

V.1. Cañón de Campeche

El Cañón de Campeche se sitúa entre los 18° y 19.75° de latitud norte y entre los 92.2° y 93° de longitud oeste, enfrente a la desembocadura del sistema Grijalva-Usumacinta (Figura 2). Esta zona se considera una extensión de la cuenca Tabasco-Campeche y se caracteriza por presentar sedimentos de origen terrígeno clásticos, la plataforma continental se extiende significativamente alcanzando los 150 kilómetros.

La Bahía de Campeche presenta tres períodos meteorológicos: temporada de Secas, de febrero a mayo, caracterizada por vientos del este y sur-este y baja precipitaciones; temporada de Lluvias con patrones similares de vientos pero alta precipitación, que va de junio a septiembre; y temporada de nortes de octubre a febrero, ca-

racterizado por vientos fríos del norte y fuertes tormentas estacionales (Yáñez-Arancibia y Day, 1982).

Su dinámica está influenciada por procesos físicos a diferentes escalas como son: circulación predominantemente ciclónica que se extiende a lo largo de la bahía (Nowlin, 1972; Vázquez de la Cerda, 1979); la corriente que entra al Golfo por el canal de Yucatán, así como los ríos y mareas que son importantes dentro de la costa. Monreal-Gómez y Salas de León, (1990), indican estas características ciclónicas en su circulación de febrero a abril y de julio a diciembre, en el periodo de mayo a julio el giro ciclónico desaparece y la circulación es en sentido este-oeste. La circulación también es influenciada por una corriente proveniente del banco de Campeche, formada por aguas de la corriente y la surgencia de Yucatán (Hernández-Téllez *et al.*, 1993).

La intensidad de la marea es débil, y la periodicidad es predominantemente diurna (Rossov, 1967; Grijalva, 1971). El frente termo-halino principal en la Bahía de Campeche es el formado por el sistema Grijalva-Usumacinta (Czitrom *et al.*, 1986).

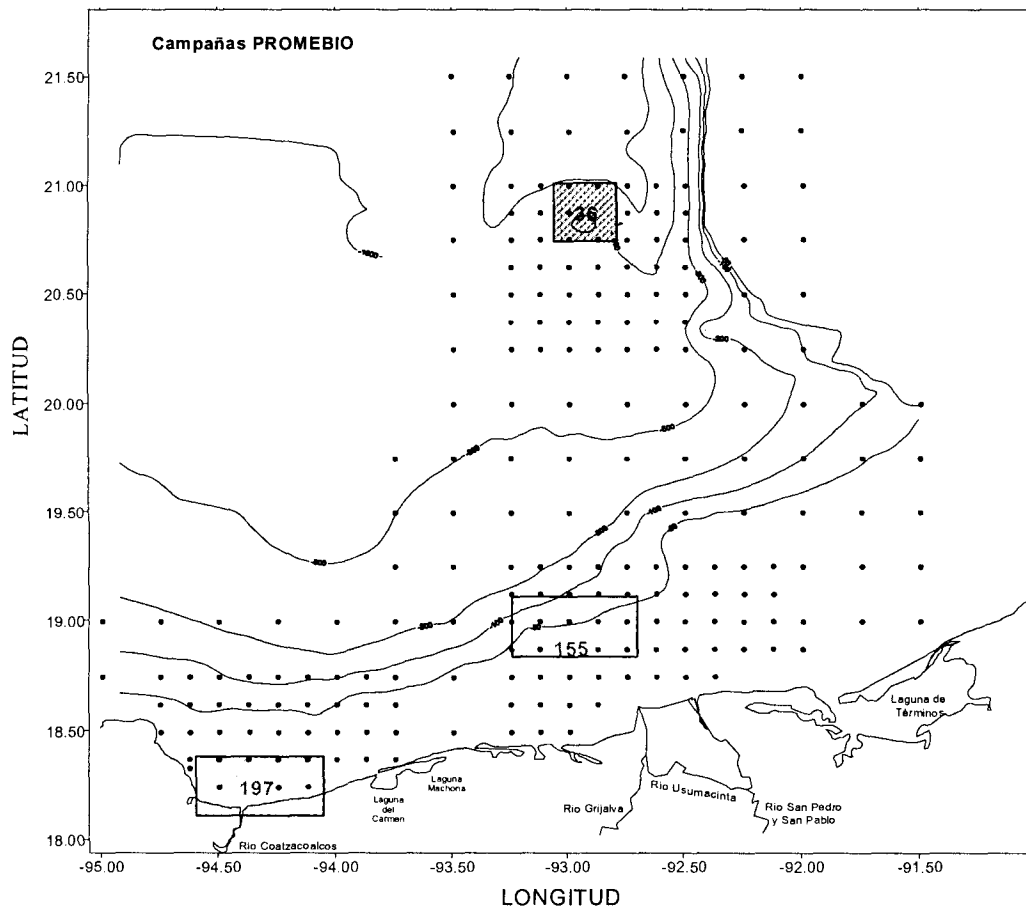


Figura 2. Red de estaciones de muestreo durante la campaña oceanográfica PROMEBIO V, VI, VII y VIII a bordo del B/O Justo Sierra (Salas, 2003). Las estaciones muestreadas se encuentran en los recuadros sombreados.

V.2. La Laguna de Sontecomapan

Se sitúa en la región de la cuenca que forman el volcán de San Martín Tuxtla y la Sierra de Santa Martha, en Veracruz (Figura 3). Sus coordenadas geográficas aproximadas son $18^{\circ} 30' 19''$ y $18^{\circ} 34'$ de latitud norte y $95^{\circ} 00'$ y $95^{\circ} 04'$ de longitud oeste (Álvarez, 1962).

En promedio tiene alrededor de 12km de longitud por 1.5km de ancho, sus única conexión con el mar se establece a través de un canal profundo de aproximadamente

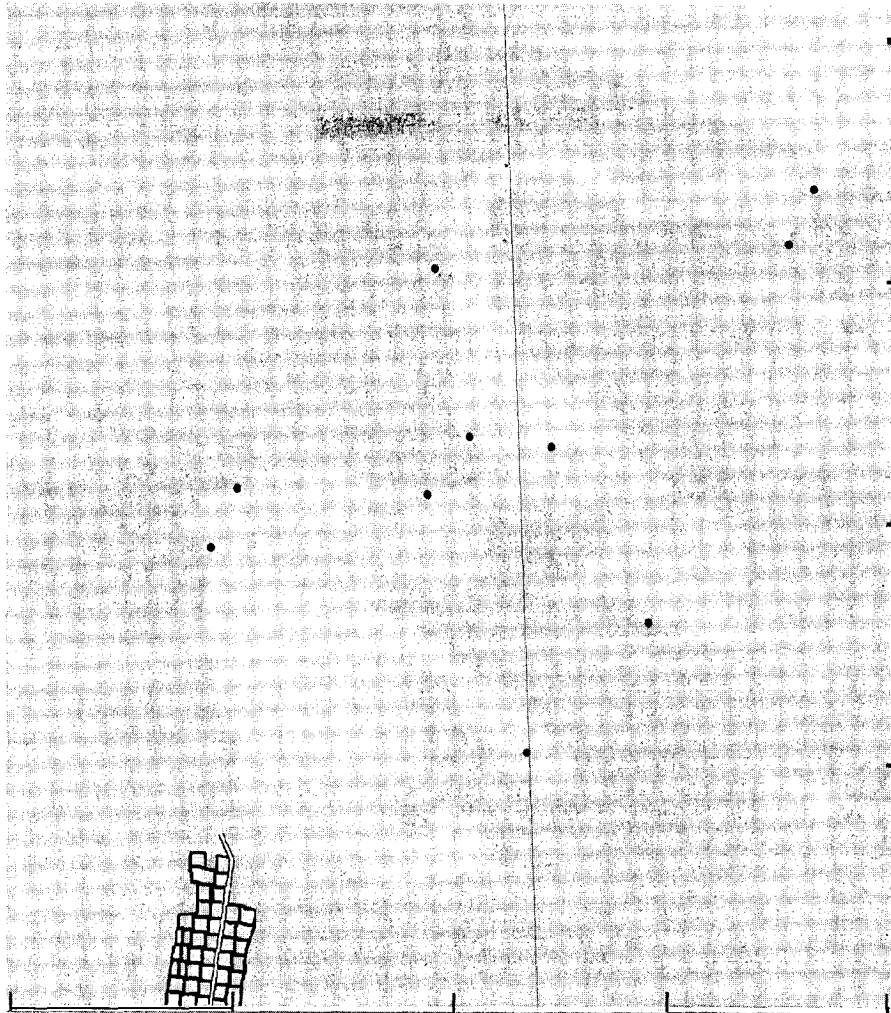
5.5m, denominado Barra de Sontecomapan, el resto de la laguna es somero con un fondo fangoso que se vuelve arenoso en el canal de desembocadura.

El sistema presenta en su fondo cenizas volcánicas provenientes de la actividad del macizo de los Tuxtlas, por acarreo fluvial de las áreas cercanas o por procesos eólicos de cenizas volcánicas preexistentes (Edwards, 1978). En la parte noreste de la laguna se localiza la boca en cuyo extremo existe un derrame basáltico denominado “Roca Morro” y, hacia el noroeste se presenta un depósito de sedimentos y un valle que facilita la acumulación de materia orgánica (Contreras, 1993).

Esta laguna con una superficie aproximada de 89 ha se alimenta de varios ríos y arroyos principalmente en la zona sur y sureste: río de la Palma, Coscoapan, Sábalo, Hualtajapan y los arroyos del Sumidero, la Basura, Sontecomapan, Chuniapan, del Fraile, de los Pollos y de la Boya.

Figura 3. Localización de la Laguna de Sontecomapan, Ver., y red de estaciones de muestreo

04963'
4888'



Fuente: INEGI. Cartas Topográficas E15A63, E15A64
Escala: 1: 50 000 Realizó Arturo González Hernández

VI. MATERIAL Y MÉTODOS

VI.1. Parámetros físicos y químicos

Para las muestras de ambos sistemas, el potencial redox en los sedimentos fue medido utilizando un electrodo combinado con punta de penetración marca Ingold, la concentración de oxígeno se determinó por la técnica de Winkler y el % de saturación utilizando un oxímetro polarográfico marca YSI; el pH utilizando un potenciómetro de campo marca JENWAY 3010 y por último la salinidad con un refractómetro marca ATAGO S MILL-E.

VI.1.1. Muestras oceánicas

Las muestras fueron colectadas en varias zonas del Golfo de México durante las campañas oceanográficas PROMEBIO V, VII y VIII a bordo del B/O Justo Sierra (UNAM) (figura 5).

En el cañón de Campeche las muestras de agua fueron colectadas a diferentes profundidades, que abarcaron de los 5 m hasta los 200 m (tomando en cuenta el 95% de irradianza, el máximo de clorofilas, la termoclina y por último el 1% de irradianza), usando una botella Niskin.

Las muestras de sedimento para la determinación de materia orgánica, fueron colectadas con una draga de caja y después submuestreadas con ayuda de una jeringa estéril sin punta, para posteriormente almacenarlas en una bolsa de plástico.

VI.1.2. Muestras de la Laguna de Sontecomapan

Las muestras fueron colectadas durante un ciclo anual. Las muestras de agua fueron tomadas en la superficie y cerca del fondo con una botella Van Dorn horizontal.

Las muestras de sedimento para la determinación de materia orgánica, fueron colectadas con un nucleador, y posteriormente se almacenaron en una bolsa de plástico.

VI.2. Muestras para análisis bacteriológicos

La estrategia de muestreo para la toma y conservación de las muestras que fueron utilizadas para la determinación de las poblaciones bacterianas pláncnicas y bentónicas con potencialidades amonificante, nitrificante, desnitrificante, desnitrificante y fijadora de nitrógeno atmosférico, se ilustra en la figura 4.

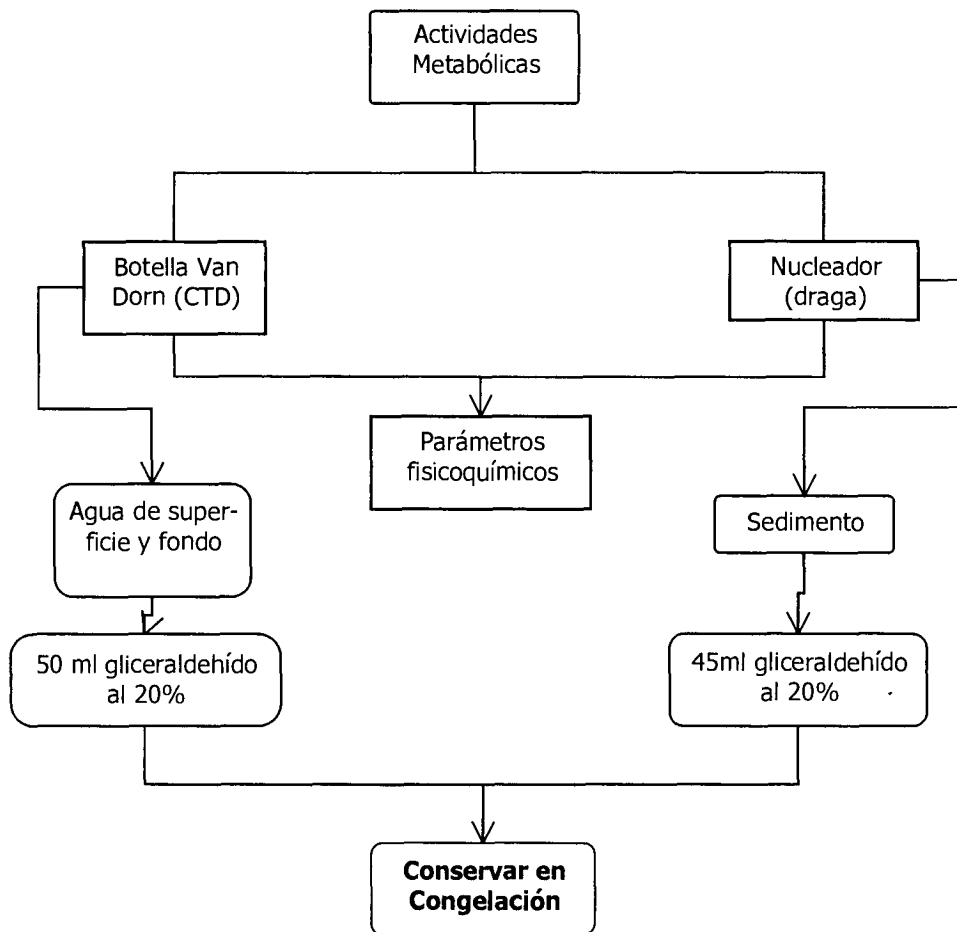


Figura 4. Metodología utilizada para obtener las muestras de agua y sedimento para determinar la concentración de bacterias que intervienen en diferentes procesos del ciclo biogeoquímico del nitrógeno.

i) Actividades metabólicas

Para la determinación de bacterias con actividad nitrificantes, desnitrificantes y amonificantes, se tomaron 50 ml de la muestra de agua en frascos de 125 ml estériles, conteniendo una solución de glicerol al 20%, los cuales fueron almacenadas en congelación (a -18 °C) hasta el momento en que fueron analizadas en el laboratorio por la técnica de Número Más Probable (NMP).

-Amonificación: para cuantificar las bacterias por la técnica de NMP con capacidad amonificante, se empleó agua peptonada como medio de cultivo (Rodina, 1975).

-Nitrificación: Para revelar esta capacidad bacteriana, se utilizaron medios de cultivo específicos para bacterias oxidadoras de amonio y oxidadoras de nitritos (Underhill, 1990)

-Desnitrificación: En este caso se utilizó como medio de cultivo, el caldo de nitratos debido a la especificidad del mismo (Rodina, 1975).

-Fijación de nitrógeno: para determinar la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico en la población estudiada, se utilizó el medio de cultivo SA500 (Ferrara-Guerrero y Bianchi, 1989).

Todos los medios de cultivo fueron preparados agregando 20 gr L⁻¹ de NaCl y/o agua de mar artificial (ver anexo).

ii) Determinación de nutrimentos nitrogenados inorgánicos

Las concentraciones de nitratos, nitritos y amonio en las muestras de aguas marinas, se determinaron por las técnicas propuestas por Aminot y Chaussepied (1983).

La actividad nitrificante se midió por la técnica propuesta por Feliatra y Bianchi, (1993), descrita a continuación:

Las muestras de agua se colocaron en frascos ámbar de 1 lt estériles, los cuales contenían Cloruro de Amonio (NH_4Cl 10 μM) para garantizar que tuvieran un compuesto nitrogenado que oxidar, Allylthiourea (10 mg l^{-1} concentración final) para inhibir la oxidación de NH_4 y Clorato de Sodio (10 mM concentración final) para inhibir la oxidación de NO_2 . Una vez adicionados estos reactivos, se incubaron durante 48 horas para aguas oceánicas y 12 horas para aguas costeras, a temperatura ambiente y en la oscuridad. Los análisis de N-NH_4^+ y N-NO_2^- se realizaron cada 12 y 4 horas, respectivamente. Las submuestras de 100 ml, tomadas de cada uno de los tratamientos, fueron filtradas con membranas Whatman GF/F para eliminar al fitoplancton y zooplancton presente y se congelaron hasta el momento de realizar los análisis químicos (figura 5).

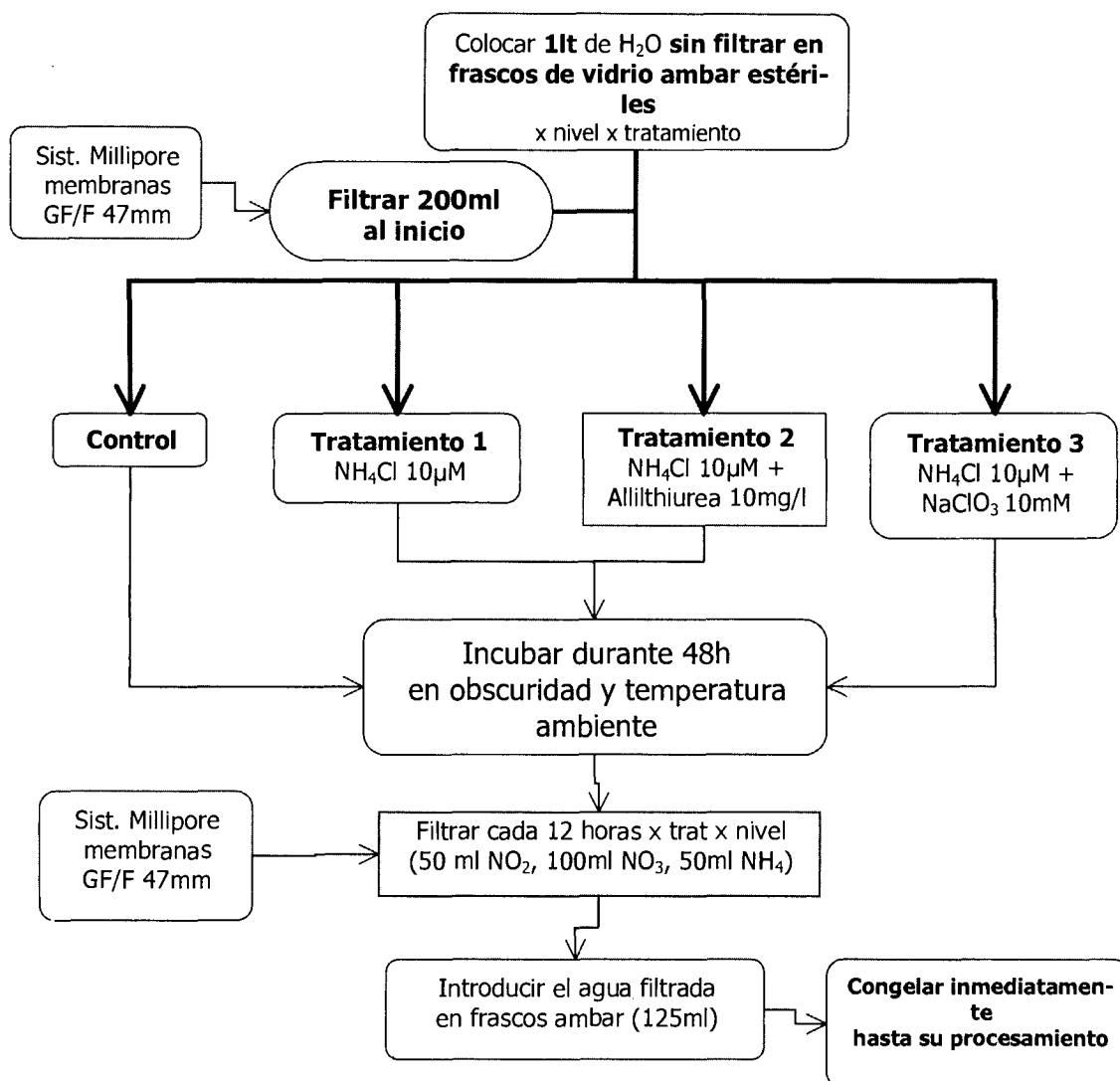


Figura 5. Diagrama de flujo del método utilizado para medir la actividad nitrificante

iii) Concentración de Materia Orgánica en sedimentos

La concentración de materia orgánica particulada en los sedimentos, fue determinada por el método de Walkey y Black (ver anexo).

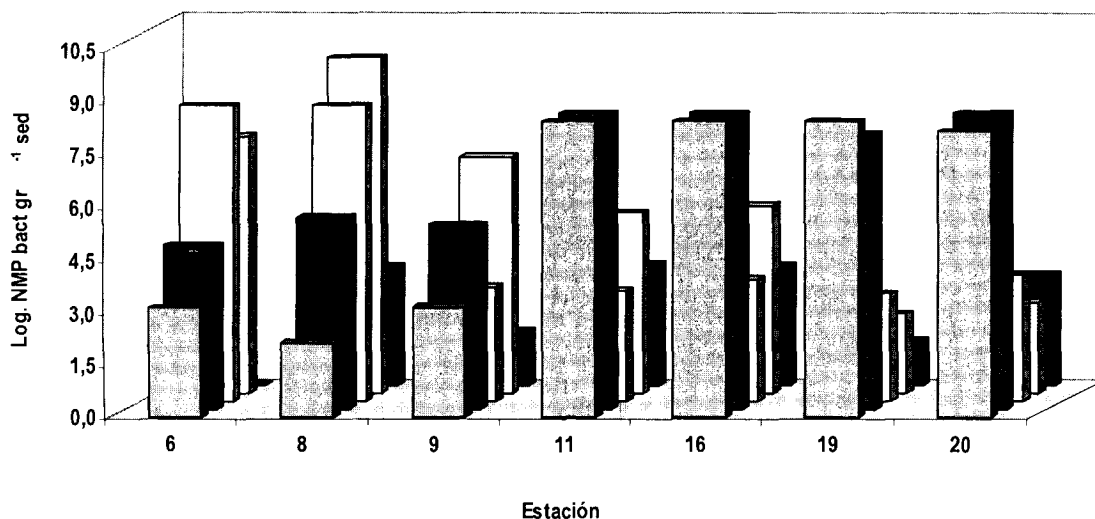
VII. RESULTADOS Y DISCUSION

VII. 1. CAMPAÑAS OCEANOGRÁFICAS

VII.1.1 Sureste del Golfo de México y Cañón de Campeche durante el muestreo PROMEBIO V (octubre 2001)

De acuerdo a los resultados de los análisis de las actividades metabólicas bacterianas, se pudo observar que en esta zona de estudio, tanto en los sedimentos costeros como en los profundos, existe una población bacteriana con una importante actividad metabólica amonificante, nitrificante y desnitrificante. Por lo que, se puede asumir, que el bacteriobentos heterótrofo está contribuyendo fuertemente a la regeneración del nitrógeno en ambos sistemas, como resultado de una rápida tasa de generación de amonio debido a un fuerte flujo de detritos orgánicos que se depositan en los sedimentos.

Como se puede observar en la gráfica de la figura 6, en las estaciones que se encuentran situadas al oeste de la desembocadura del río Coatzacoalcos la población bacteriana capaces de oxidar los nitritos y respirar los nitratos (8×10^7 bact gr^{-1} sed y 14.9×10^4 bact gr^{-1} sed, respectivamente), predominan sobre aquellas capaces de oxidar el amonio (1.31×10^7 bact gr^{-1} sed) y solo en las estaciones 8 y 9 se detectaron bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico.



□ Log. No. bact. amonificantes ■ Log. No. bact. oxid. NH4 □ Log. No. bact. oxid. NO2 □ Log. No. bact. desnitrificantes ■ Log. No. bact. fij. N2

Figura 6. Logaritmo del Número Más probable de bacterias con diferentes actividades metabólicas en la zona de influencia de la pluma del Río Coatzacoalcos durante Promebio V

Por lo contrario en la zona central de la pluma (estaciones 11, 16, 19 y 20), las actividades metabólicas predominantes fueron la amonificante y la de oxidación del amonio. Cabe resaltar que en estas 4 estaciones de muestreo se observó una importante población de bacterias diazótrofes microaerofílicas (3×10^3 , 2.5×10^3 , 20 y 15×10^2 bact gr⁻¹ sed).

En la figura 7, se puede observar que a diferencia de la zona descrita arriba, las estaciones costeras ubicadas al oeste del complejo formado por los ríos Grijalva-Usumacinta, la población bacteriana predominante es aquella que presenta actividad amonificante y oxidadora de amonio (28×10^7 bact ml⁻¹), mientras que las poblaciones capaces de oxidar los nitritos y respirar los nitratos se encuentran en un menor numero.

Sin embargo la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico fue registrada en todas las estaciones estudiadas en esta zona de muestreo.

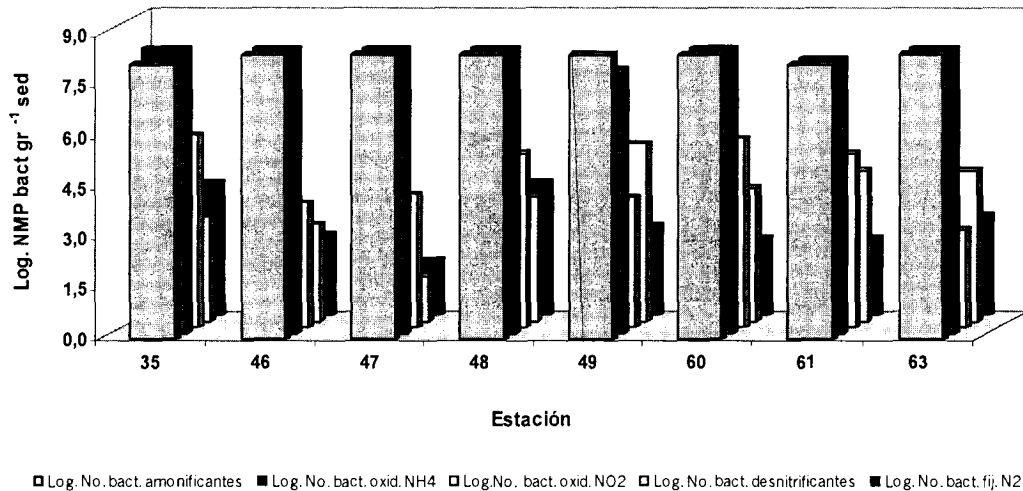


Figura 7. Logaritmo del Número Más Probable de bacterias bentónicas que presentan diferentes actividades metabólicas, en la zona de influencia de la pluma del complejo Grijalva – Usumacinta

En la figura 8 se puede observar que tanto en la zona del talud continental (estaciones 68 y 69), como en la nerítica bajo influencia del río San Pedro y San Pablo, las bacterias con actividad amonificante y oxidadora de amonio son mucho más abundantes que aquellas que presentan actividad oxidadora de nitritos, desnitrificante y fijadora de nitrógeno atmosférico. Sin embargo, en la estación 68 que se encuentra a una profundidad de 817 m las bacterias desnitrificantes se encuentran en mayor número que en la 69 que se encuentra a 346 m de profundidad y que aquellas ubicadas en la zona nerítica (50 m de profundidad).

Se puede pensar, por los resultados obtenidos, que en estas zonas el bacteriobentos heterótrofo juega un papel importante en la regeneración de amonio al sistema y contribuyendo así, al sostenimiento de la producción primaria. El amonio es el principal

nutrimento en el océano ya que es la fuente de nitrógeno preferida por el fitoplancton, y una gran fracción de la producción primaria es sostenida por el consumo de éste, incluso cuando la concentración de nitratos sea mucho más alta que la del amonio (Kirchman, 2000).

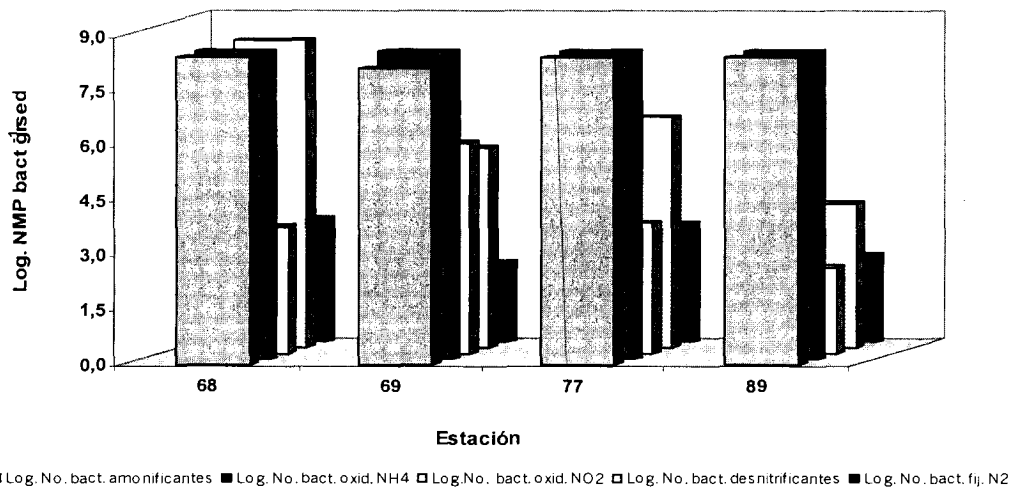


Figura 8. Logaritmo del Número Más Probable de bacterias con actividad amonificante, oxidadoras de amonio, oxidadoras de nitritos, desnitrificantes y fijadoras de nitrógeno atmosférico, en los sedimentos de las estaciones ubicadas en el talud continental como en la zona nerítica bajo influencia del río San Pedro y San Pablo

VII.1.2. Campaña oceanográfica PROMEBIO VII (18 febrero al 4 de marzo 2003)

Al igual que en la Campaña Oceanográfica PROMEBIO V, los efectivos bacterianos amonificantes y oxidadores de amonio fluctúan entre 28×10^7 y 9.33×10^7 bact ml⁻¹ en todas las profundidades de la estación 36 ubicada en el Cañón de Campeche. Sin embargo los efectivos bacterianos capaces de oxidar los nitritos y respirar los nitratos, se encuentran en mayor número en los sedimentos (9.33×10^7 y 5×10^3 bact gr⁻¹ sed) a una profundidad de 2311 m y solo a 120 m se encuentran los fijadores de nitrógeno (75 bact ml⁻¹). A 90 m de profundidad (zona de máximo de clorofilas) donde la

concentración de oxígeno fue de 11.17 mg l⁻¹, se detectó una baja población de bacterias desnitrificantes (4x10² bact ml⁻¹). En esta estación de muestreo, las concentraciones de oxígeno disuelto registradas en la zona 1% de irradianza (5 m de profundidad) fue de 13.68 mg l⁻¹ de y en la termoclina (45 m de prof) de 13.45 mg l⁻¹ (figura 10). El hecho de que los procesos de oxidación de nitritos son inhibidos por la luz y que al igual que la desnitrificación es un proceso microaerobio, explica que solo se hayan detectado en esta zona la presencia de estos tipos bacterianos solo en los sedimentos.

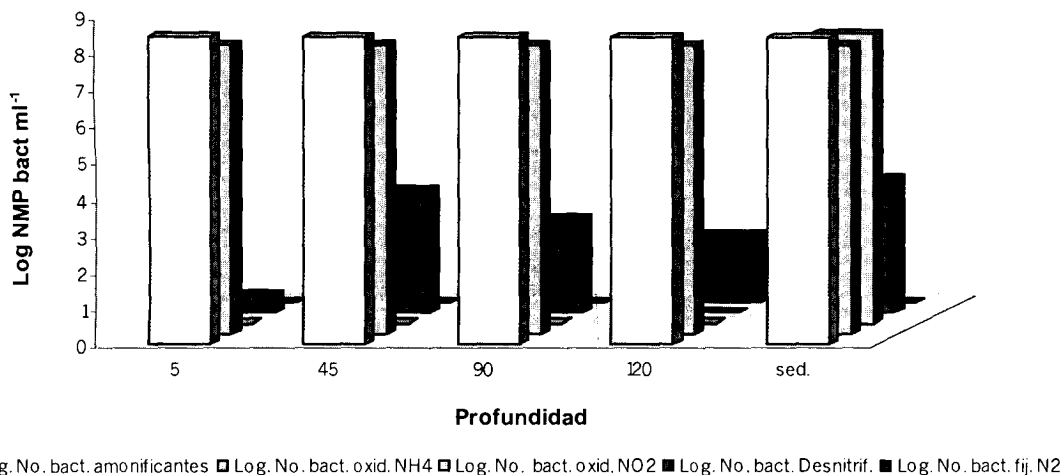


Figura 9. Logaritmo del Numero Más Probable de bacterias con diferentes actividades metabólicas en la estación 36 ubicada en el Cañón de Campeche.

En relación a los iones inorgánicos se aprecia en la figura 11 que conforme aumenta la profundidad las concentraciones de nitratos (13.32 μmol l⁻¹) aumenta debido a que la competencia con el fitoplancton por este ión esta limitada a la zona fótica que se ubica entre los 20 y 40 m de profundidad. Las mayores concentraciones de nitrógeno inorgánico se presentaron a 120 m de profundidad (23.09 μmol l⁻¹ NO₃, 6.16 μmol l⁻¹

NO₂ y 0.50 μmol l⁻¹ NH₄), correspondiente a la zona de compensación ubicada por debajo de la zona de máxima producción de clorofilas (80 metros).

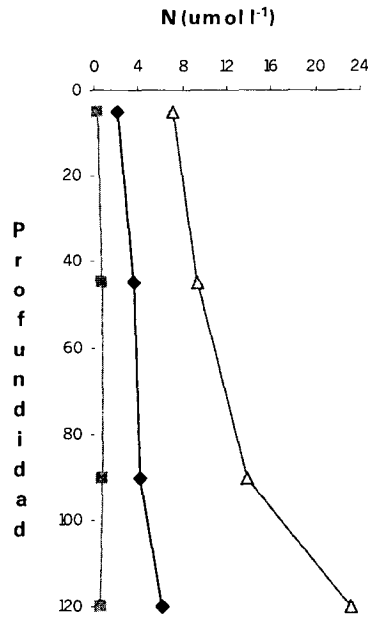


Figura 10. Concentraciones de amonio (—◆—), nitritos (—■—) y nitratos (—△—) en la estación 36 ubicada en el Cañón de Campeche.

En la zona de influencia del Río Coatzacoalcos (estación 197, figura 11), se observa que las bacterias capaces de respirar nitratos se encuentran en menor concentración (3.13×10^6 bact ml⁻¹) que aquellas que oxidan el amonio (2.8×10^8 bact ml⁻¹) y los nitritos (9.33×10^7 bact ml⁻¹), debido a que esta es una zona de intercambios de agua continental con agua salada, teniendo como consecuencia una mayor concentración de oxígeno en la columna de agua aunado a la poca profundidad de la estación (47 m). Además el mayor número de bacterias heterótrofas se encuentra en las costas y va disminuyendo al aumentar la distancia por la baja concentración de nutrientes.

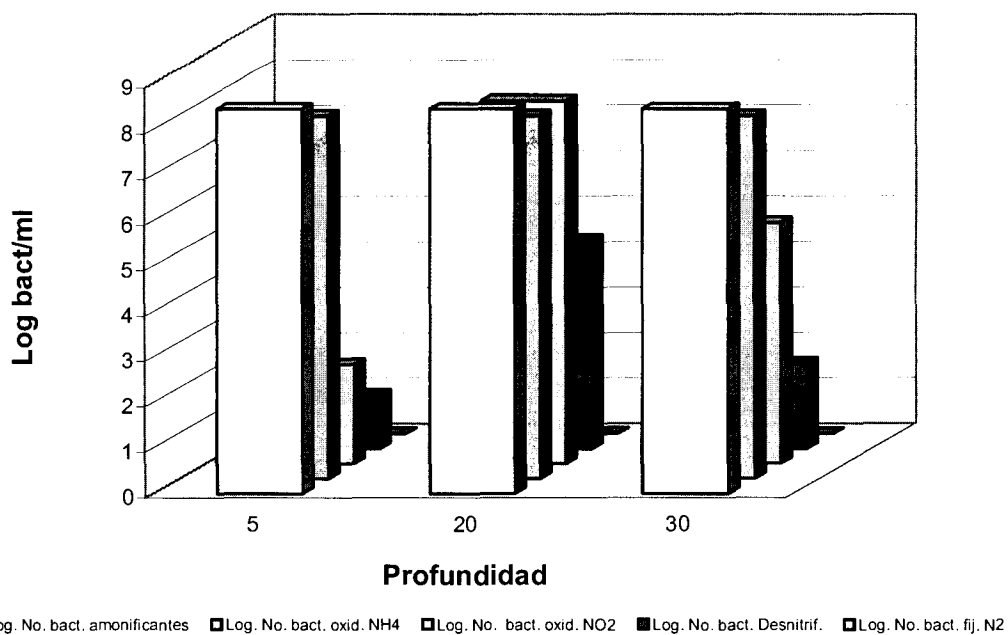


Figura 11. Logaritmo del Número Más Probable de bacterias con diferentes actividades metabólicas en la zona de influencia del Río Coatzacoalcos (estación 197)

A diferencia de la estación ubicada en los márgenes del cañón de Campeche, en este punto de muestreo ubicado en la zona nerítica, de poca profundidad, la mayor diversidad de la población bacteriana se encuentra en la columna de agua y no en los sedimentos, tal vez debido a la resuspensión de la materia orgánica por acción de las fuertes corrientes que existen en la zona de influencia de la pluma del río Coatzacoalcos.

En lo que se refiere a las concentraciones de iones nitrogenados inorgánicos, éstas fueron menores que en la zona del cañón, sobre todo a nivel de la termoclina ($3.66 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NH}_4$, $0.72 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NO}_2$ y $9.346 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NO}_3$) y en el agua de fondo (figura 12). La concentración de amonio se mantiene casi constante a lo largo de la columna de agua, en estos dos puntos de muestreo. Sin embargo en este punto de muestreo

hay una clara disminución de la concentración de nitratos ($3.25 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NO}_3$) y de nitritos a nivel de la termoclina ($0.1852 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NO}_2$).

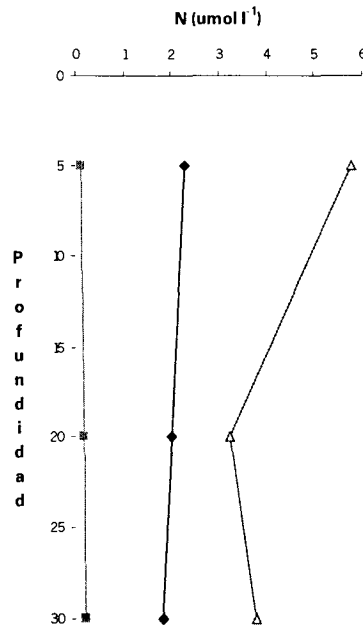


Figura 12. Concentraciones de amonio (—◆—), nitritos (—■—) y nitratos (—△—) en la estación 197 ubicada en el Río Coatzacoalcos.

De acuerdo a los resultados del análisis estadístico de regresión, la concentración de amonio y nitratos en la columna de agua está directamente relacionada con la concentración de oxígeno ($r= 0.933$ y $r= 0.965$, respectivamente), por el contrario las bajas concentraciones de nitritos se deben a una elevada concentración de oxígeno disuelto ($r= -0.963$) (figuras 11 y 12).

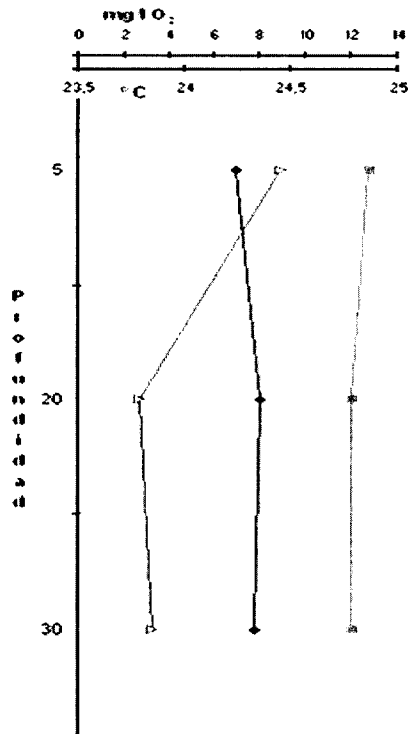


Figura 13. Variación vertical de la concentración de O₂ (---■---), pH (—◆—) y °C (—△—) a través de la columna de agua en la estación 197, ubicada en la desembocadura del río Coatzacoalcos.

Al igual que en las estaciones de muestreo descritas anteriormente, en la estación del complejo Grijalva-Usumacinta, se observó que los procesos de oxidación de amonio y de nitritos fueron predominantes (figura 14). Sin embargo, en esa zona de muestreo se detectó una importante población bacteriopláctica con capacidad desnitrificante, sobre todo en la capa de la columna de agua, no se detectaron bacterias con actividad oxidadora de nitritos ni diazótrofes. Estos dos últimos grupos bacterianos solo estuvieron presentes en la termoclina (0.35×10^2 bact ml⁻¹ y 5×10^3 bact ml⁻¹ respectivamente), a 15 metros de profundidad y en la zona fótica (4×10^3 y 9×10^4 bacterias ml⁻¹ respectivamente). En los sedimentos de esta estación (270 m de profundidad) y a diferencia de lo encontrado en la pluma del río Coatzacoalcos, existe

una importante población de bacterias desnitrificantes (5×10^3 bact gr^{-1} sed) y de oxidadoras de nitritos (0.3×10^2 bact gr^{-1} sed).

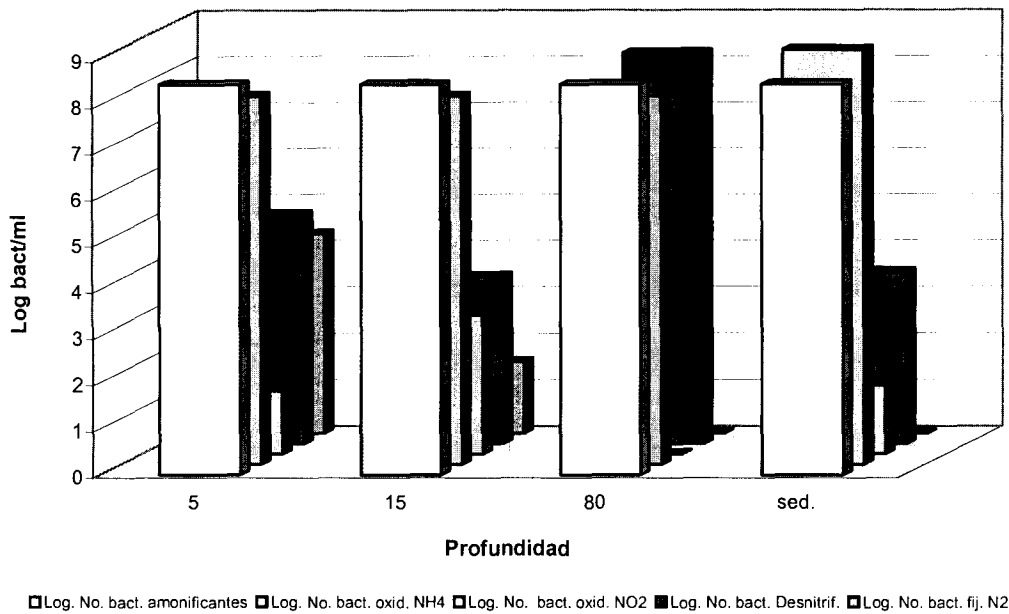


Figura 14. Logaritmo del Número Más probable de bacterias con diferentes actividades metabólicas en la zona de influencia de la pluma del complejo Grijalva – Usumacinta

En gran medida, la ausencia de bacterias diazótrofes microaerofilicas es debido a que en las tres estaciones de muestreo, se detecto una alta concentración de N-NH_4^+ que puede estar inhibiendo la presencia de la Nitrogenasa. Estas altas concentraciones de amonio y nitratos pueden deberse a los aportes de material orgánicos e inorgánico de origen epicontinental acarreados por las corrientes de los ríos.

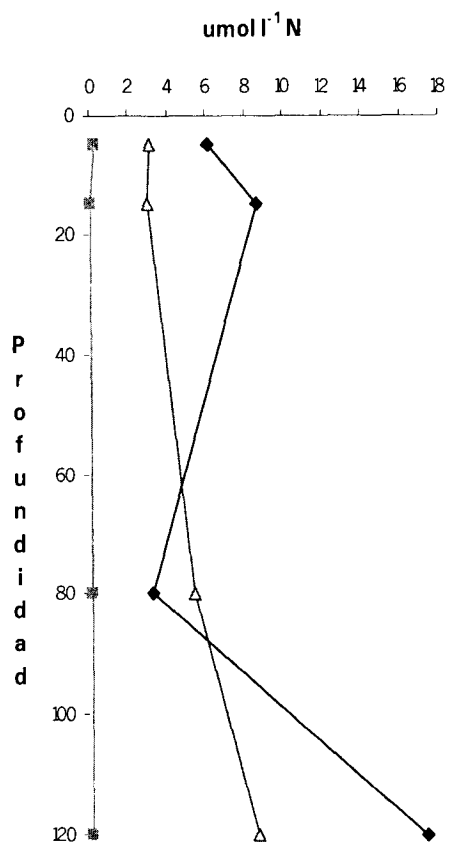


Figura 15. Concentraciones de amonio (+), nitritos (*) y nitratos (Δ) en la estación 155, ubicada en el complejo Grijalva-Usumacinta.

En resumen, se puede observar que tanto en los muestreos realizados durante la campaña oceanográfica PROMEBIO V como en el VII, los procesos bacterianos que se están llevando a cabo en los sedimentos y en los diferentes estratos de la columna de agua, están relacionados con el enriquecimiento con nitrógeno del ecosistema, ya éstos juegan un papel importante en la amonificación y en la oxidación del amonio (nitrificación), no solamente por un proceso bacteriano heterotrófico, sino también por el acoplamiento con la desnitrificación. La nitrato reducción desasimilatoria para la

producción de amonio, compite por los nitratos con la desnitrificación. La relativa contribución de la desnitrificación (asimilativa y desasimilatoria) en la reducción de los nitratos, tiene una gran importancia, ya que actúa como un reservorio de nitrógeno para el ecosistema mientras que mantiene los niveles de nitrógeno.

VII.2. Tasas de Nitrificación durante la Campana Oceanográfica PROMEBIO VII

La nitrificación es el proceso biogeoquímico en el cual el amonio es oxidado en nitritos y después a nitratos. El amonio raramente se encuentra en grandes concentraciones en aguas marinas oxigenadas. Este es reciclado de manera rápida tanto por los microorganismos heterótrofos (los cuales excretan amonio directamente o lo excretan como nitrógeno orgánico, el cual es degradado a amonio por los microorganismos), como por el fitoplancton (el cual utiliza el amonio como fuente de nitrógeno) en la superficie del océano. El amonio puede acumularse en los sedimentos anóxicos y en la columna de agua, cuando las concentraciones de oxígeno son muy bajas.

Al igual que el amonio, los nitritos raramente se acumula en las aguas oceánicas, éste es un intermediario especial en varios procesos de óxido-reducción en el ciclo del nitrógeno. El nitrato es el producto final del proceso de oxidación, éste se acumula en el fondo de los océanos donde ya no existe una demanda por parte del fitoplancton. Esta acumulación es importante debido a las bacterias nitrificantes, y representa el mayor reservorio de nitrógeno fijado en el océano (Ward, 2000).

Por la importancia que tiene las variables ambientales en la distribución vertical de las tasas de nitrificación, se midieron las concentraciones de oxígeno disuelto, así como las variaciones de temperatura y pH en cada una de las estaciones de muestreo.

Así, en la figura 17, se muestran las variaciones de temperatura, pH y oxígeno en las cuatro profundidades estudiadas en la columna de agua (95% de irradianza, termoclina, máximo de clorofilas y zona de compensación por debajo del máximo de clorofilas), del la estación 36 que es una zona pegada a los márgenes del Cañón de Campeche. El pH no fue un factor determinante para las tasas de nitrificación, ya que se mantiene constante en los cuatro estratos de la columna de agua de agua

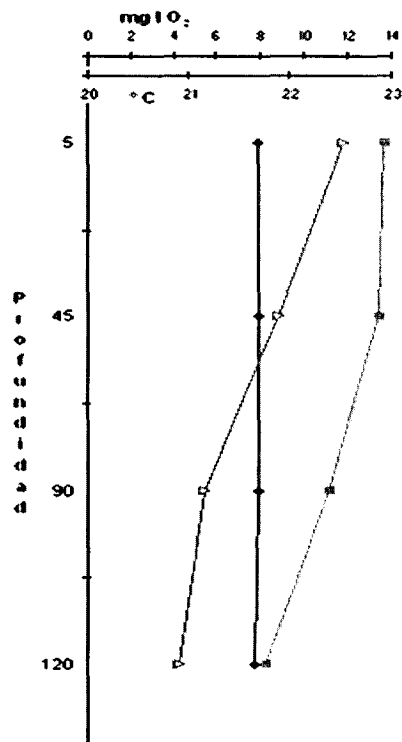


Figura 16. Perfiles de O₂ (---), pH (—●—) y °C (—▲—) en la estación 36, ubicada en el Cañón de Campeche.

Con respecto a la temperatura, se puede observar que hay una disminución gradual de esta entre la capa subsuperficial a 5 m de profundidad (22.54 °C) y la de la zona de compensación a 120 m de profundidad (20.91 °C). Sin embargo, la temperatura no es

un factor limitante para las bacterias nitrificantes ya que, éstas tienen un amplio rango de tolerancia a los cambios de temperatura.

Con respecto al oxígeno, se puede observar que disminuye progresivamente con la profundidad de 14 mg l^{-1} en la zona de 95% de irradianza (5 m de profundidad), hasta 8 mg l^{-1} a 120 metros de profundidad (por debajo de la termoclina).

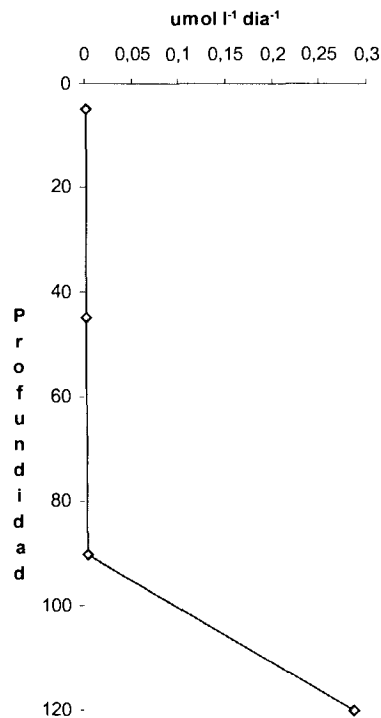


Figura 17. Perfil de distribución de la tasa de nitrificación en la columna de agua en la estación del Cañón de Campeche, durante la Campaña Oceanográfica PROMEBIO VII.

En la figura 17, se puede observar que las máximas tasas de nitrificación se observó a 120 m de profundidad, por debajo de la zona de máxima producción de clorofilas y baja concentración de oxígeno. Esto coincide con el hecho de que, la concentración de oxígeno es una variable de la que depende la tasa de nitrificación, los nitrificadores son reconocidos como microaerofilicos. Mientras que requieren oxígeno molecular para

intervenir en las reacciones de la ruta de oxidación del nitrógeno y para la respiración, se considera que ellos se desarrollan mejor bajo condiciones de poca oxigenación. Este perfil de distribución vertical de las tasas de nitrificación es congruente con los perfiles de oxígeno y de distribución de nutrimentos (Figs.10 y 16). El hecho de que en los primeros 40 m de profundidad, la tasa de nitrificación sea despreciable ($0.0022 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$), puede deberse al contraefecto de la luz inhibe potencialmente la nitrificación y a las bajas concentraciones de amonio que existen en esta zona por la competencia con el fitoplancton por este ión.

En la estación 155 ubicada en la pluma del Grijalva-Usumacinta se muestra una estratificación en cuanto a la concentración de nutrientes observándose que a mayor profundidad (>80m) la concentración de nitrato y amonio empiezan a aumentar debido a que los productores primarios que los utilizan se encuentran en la zona con mayor incidencia luminosa (<60m). A 80 m de profundidad, zona de máxima clorofila se observa una disminución del pH y del potencial redox, coincidiendo con la quimioclina ($3.35 \mu\text{mol l}^{-1}$) (figs. 18 y 19) y con la mayor tasa de nitrificación.

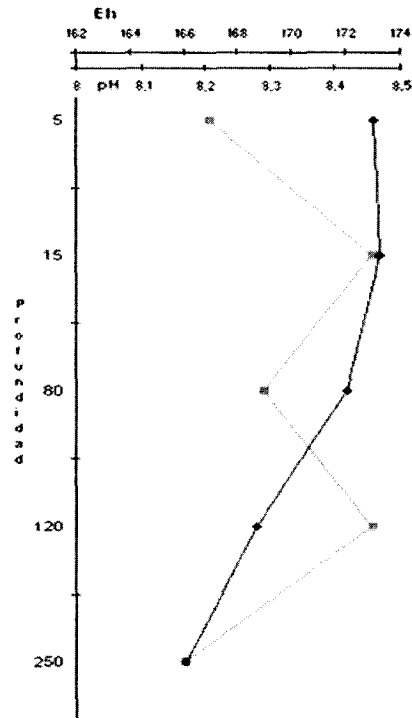


Figura 18. Perfiles de Eh (—■—), pH (—●—), en las estaciones ubicadas la pluma del complejo Grijalva-Usumacinta.

En general, en esta estación de muestreo se observó una mayor variabilidad de la tasa de nitrificación con respecto a la estratificación vertical de la columna de agua: Así, las mayores tasas de nitrificación se encontraron a 15 m de profundidad ($0.107 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y a 120 metros de profundidad ($0.1512 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$), correspondiente a la zona de 1% de irradianza y a la zona de compensación, por debajo de la máxima producción de clorofilas. Esto pudo deberse en parte, a la gran cantidad de materia en suspensión que se encontraba a todo lo largo de la columna de agua y a los potenciales redox altamente electropositivos (+166 a +173 mV), y la menor tasa se encontró a los 5 m ($0.0216 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$), correspondiente al 95% de irradianza (figura 19), pH altos y un potencial redox de +166 mV (figura 18).

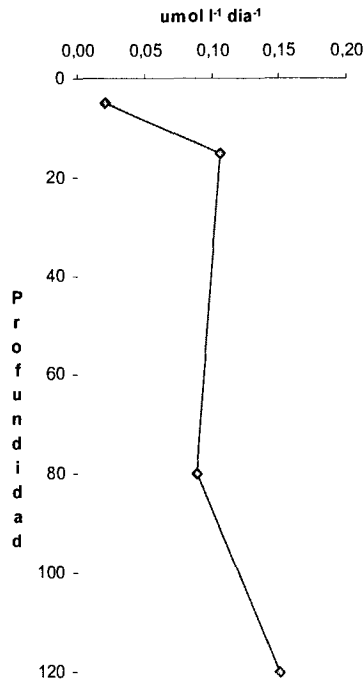


Figura 19. Perfil de distribución de la tasa de nitrificación en la columna de agua de la estación ubicada en el complejo Grijalva-Usumacinta, durante la Campaña Oceanográfica PROMEBIO VII

Respecto a la estación 197 ubicada en la pluma del río Coatzacoalcos, se obtuvo la mayor tasa de nitrificación en la capa nefeloide a 30 m de profundidad ($0.0885 \mu\text{mol l}^{-1} \text{día}^{-1}$) donde la concentración de oxígeno fue de 12.01 mg l^{-1} y el pH de 8.09, mientras que la tasa más baja se registró en la zona de 95% de irradianza, a 5m de profundidad ($0.0012 \mu\text{mol l}^{-1} \text{día}^{-1}$), donde la concentración de oxígeno disuelto fue de 12.75 mg. l^{-1} y el pH de 7.03 (figs 13 y 20). El análisis estadístico de correlación, confirma el hecho de que la concentración de oxígeno ($r= 0.587$) y el potencial de óxido reducción ($r= -0.915$) son factores limitantes del proceso de nitrificación de la columna de agua. Las bajas tasa de nitrificación que se obtuvieron en las capa subsuperficial de la columna de agua, puede atribuirse a los productores primarios que se encuentran en esa zona ya

que estos utilizan los nitratos como su principal fuente de nitrógeno y, a la incidencia luminosa, la cual es un factor inhibitor para que se lleve a cabo este proceso (Munn, 2004).

En comparación con las tasas obtenidas tanto en la estación del cañón como del complejo Grijalva-Usumacinta, en esta estación se encontró la tasa mas baja de nitrificación ($0.0012 \text{ umol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$) (Fig. 18). Un factor que puede estar alterando la distribución de nitrógeno es la migración vertical del plancton. La migración diaria del zooplancton entre la superficie y las aguas profundas resulta en dos caminos de flujo de nutrientes, el efecto neto depende relativamente del balance nitrógeno: fósforo a diferentes profundidades. El flujo superior pasivo de baja densidad ricos en lípidos podría también ser importante. Estos procesos podrían también ser considerados along side los puros procesos físicos de surgencias y mezclas turbulentas.

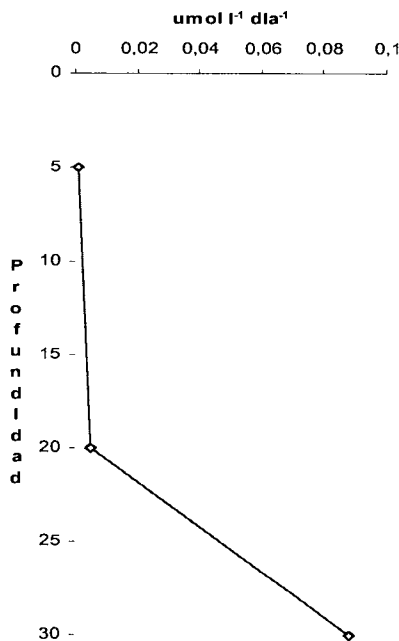


Figura 20. Perfil de distribución de la tasa de nitrificación en la columna de agua en la estación del Río Coatzacoalcos durante la Campana Oceanográfica PROMEBIO VII

VII. 3. Laguna de Sontecomapan

VII. 3. 1. Estaciones ubicadas sobre la línea de costa.

a) Muestras realizadas en junio 2003

Como se puede observar en la figura 22, durante el muestreo de junio 2003, en las estaciones ubicadas al exterior de la laguna: Punta el Morro, frente a la barra y en la barra; encontramos que las poblaciones bacterianas desnitrificantes (22.84×10^7 bact ml⁻¹), amonificantes (28×10^7 bact ml⁻¹) y oxidadoras de amonio (79.32×10^6 bact ml⁻¹) predominaron sobre las oxidadoras de nitrito y fijadoras de nitrógeno (14×10^6 y 8.6 bact ml⁻¹, respectivamente). Con excepción de la alta concentración de bacterias oxidadoras de nitritos (70×10^6 bact ml⁻¹) que fueron encontradas en el agua superficial de la estación ubicada en la Barra.

Tabla 3. Parámetros físicos y químicos durante el muestreo realizado en junio de 2003.

Nombre Estación	Número Estación	Biotopo	Oxígeno mg l ⁻¹	pH	Salinidad ‰	Temperatura °C
La Barra	7	Superficie	6.86	7.78	21	nd
		Fondo	6.74	7.61	30	nd
La Boya	6	Superficie	7.15	7.7	26	nd
		Fondo	6.96	8.22	23	nd
La Palma	5	Superficie	6.52	7.06	2	nd
		Fondo	6.28	7.49	7	nd
Frente a la Barra	10	Superficie	7.73	7.85	35	nd
		Fondo	6.72	7.84	47	nd
Punta El Morro	8	Superficie	6.42	7.89	36	nd
		Fondo	6.09	7.88	37	nd
Frente Cocal	4	Superficie	6.86	8.08	17	30
		Fondo	6.23	8.21	32	29
Punta Levisa	2	Superficie	7.30	7.92	11	31
		Fondo	6.57	8.13	23	30
Rio Sabalo	3	Superficie	5.70	8.06	18	18
		Fondo	4.11	8.06	20	20
El Fraile	16	Superficie	6.23	8.63	15	15
		Fondo	6.57	8.8	16	16
Arroyo Basura	17	Superficie	8.41	7.59	9	9
		Fondo	8.31	8.28	14	14

Durante este muestreo las concentraciones de amonio fueron elevadas tanto en el agua de superficie ($11.786 \mu\text{mol l}^{-1}$), como de fondo ($8.217 \mu\text{mol l}^{-1}$), a excepción del agua de fondo de la estación ubicada frente al Morro ($2.284 \mu\text{mol l}^{-1}$) y en el agua superficial del río la Boya ($0 \mu\text{mol l}^{-1}$), figura 23. Estas elevadas concentraciones de amonio podrían estar asociadas a la alta concentración de bacterias con actividad amonificante, que fue registrada en esta época del año, y que de alguna manera están involucradas en los procesos de regeneración de este nutrimento.

La concentración de nitrógeno en forma de nitratos, fue muy baja en estas estaciones de muestreo, tanto en agua superficial (de $12,786$ a $22,895 \mu\text{mol l}^{-1}$) como de fondo (de $2,884$ a $13,203 \mu\text{mol l}^{-1}$) (figura 23).

Por tratarse de un sistema tropical, la temperatura no es un factor limitante para ninguno de los tipos metabólicos bacterianos estudiados (tabla 3).

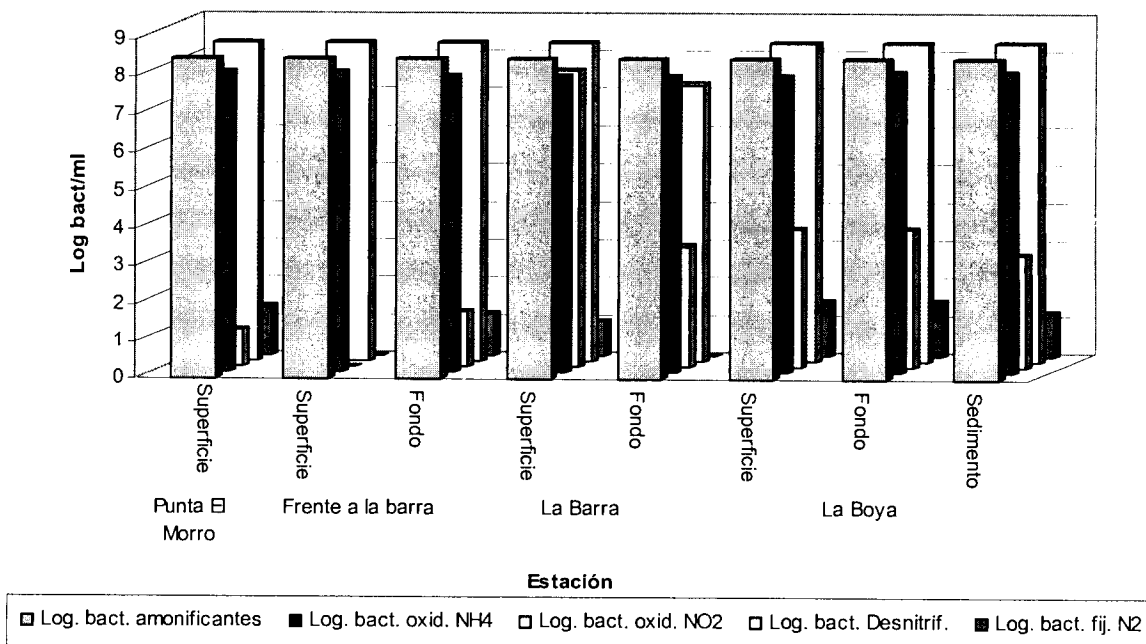


Figura 22. Número de bacterias con actividad metabólica, amonificante, oxidadora de amonio, oxidadoras de nitritos, desnitrificantes y fijadoras de nitrógeno atmosférico, en el muestreo realizado en junio 2003, en la Barra y las ubicadas sobre la zona costera.

El bajo número de bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, encontradas en todas las estaciones muestreadas ($175.74 \text{ bact ml}^{-1}$), está relacionado con las altas concentraciones de amonio y oxígeno (tabla 3) encontradas, ya que el amonio es un inhibidor del proceso de fijación del nitrógeno (Page, 1982) y altas concentraciones de oxígeno inhiben la actividad de la enzima Nitrogenasa (Atlas, 1982; Page y Shivprasad, 1991; Madigan y Martenko, 2000).

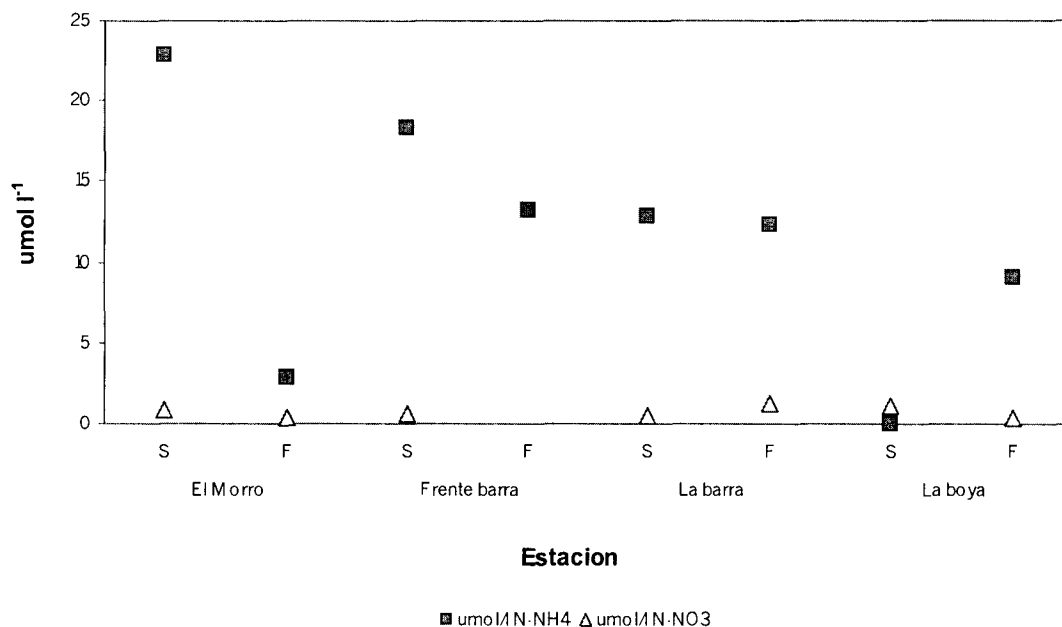


Figura 23. Concentración de nitrógeno en forma de amonio y nitratos en las estaciones situadas fuera y cercanas a la boca de la laguna de Sontecomapan, Ver, durante el muestreo de junio 2003. S: agua de superficie, F: agua de fondo

VII. 3.2. Estaciones ubicadas al interior de la laguna.

En estas estaciones se puede ver en general, que el número de bacterias amonificantes y oxidadoras de amonio es también muy alto (de 8.12×10^7 a $28 \times 10^7 \text{ bact ml}^{-1}$). Sin embargo no siguen el mismo patrón las bacterias desnitrificantes, las mayores densidades de esta población se encontraron en el agua de superficie ($28 \times 10^7 \text{ bact ml}^{-1}$) y de fondo ($28 \times 10^7 \text{ bact ml}^{-1}$), en las estaciones ubicadas en el río la Palma, donde la

salinidad registrada fue de 2 ‰ (concentración de oxígeno disuelto de 6.52 mg l⁻¹) en la superficie y en el fondo de 7 ‰ (concentración de oxígeno disuelto de 6.28 mg l⁻¹), y en el agua de fondo (40x10⁴ bact ml⁻¹) y sedimentos superficiales (40x10⁴ bact gr⁻¹ sed) del estero el Fraile, donde la concentración de oxígeno disuelto fluctuó de 5.7 a 4.11 mg.l⁻¹ (figura 18) y la salinidad de 18 a 20 ‰ (tabla 3 y 4).

Cabe resaltar, que a diferencia de las estaciones ubicadas sobre la línea de costa, dentro de la laguna, la población bacteriana que presentaban una actividad oxidadora de nitritos, fue más importante, sobre todo en los sedimentos superficiales. De igual manera, la población bacteriana con capacidad de fijar el nitrógeno molecular, fue más importante (0 a 1.5x10³ bact ml⁻¹), sobre todo en el agua de fondo del río la Palma (1.1x10³ bact ml⁻¹) y en el agua superficial de la estación que se encuentra en medio del canal de navegación (1.5x10³ bact ml⁻¹), ubicada frente al cocal.

Con respecto a la población bacteriana que se encontraba en los primeros 10 mm del sedimento, se observa en general, el mismo patrón que en la columna de agua, con excepción de las bacterias capaces de oxidar los nitritos, que son más abundantes en este hábitat. Así en los sedimentos del río la Palma encontramos la mayor concentración (9.33x10⁷ bact ml⁻¹) y la menor en los sedimentos del Río Sábalo (1.67x10² bact ml⁻¹) (figura 25).

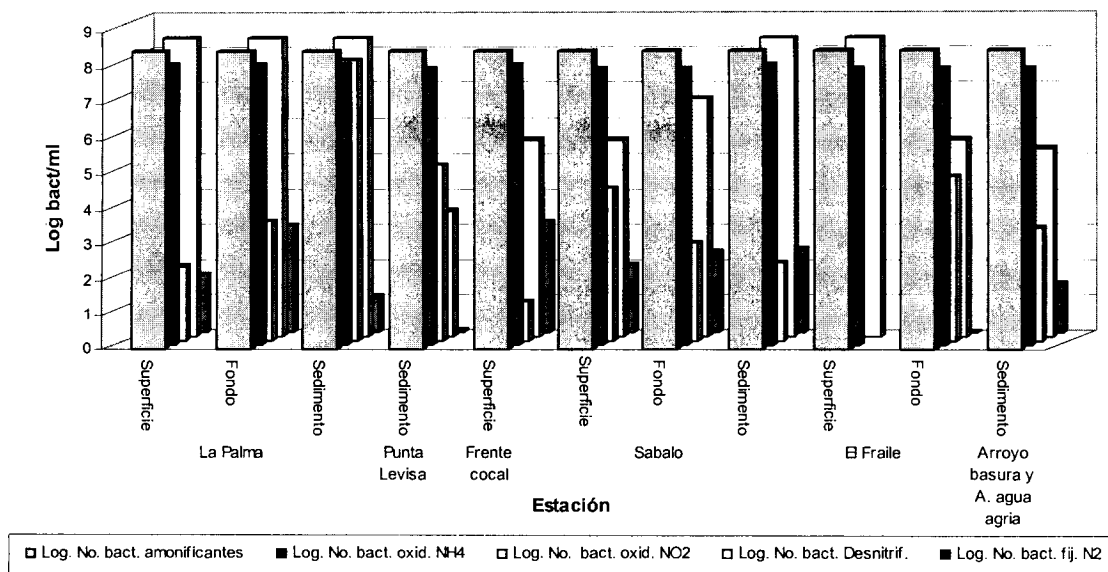


Figura 24. Logaritmo del Numero Más Probable de bacterias que presentaron una actividad metabólica amonificante, oxidadora de amonio, oxidadora de nitritos, desnitrificante y fijadora del nitrógeno atmosférico, en las estaciones situadas dentro de la Laguna, durante el mes de junio 2003.

Actualmente, hay un reconocimiento creciente a la importancia que tienen las actividades microbianas en la interfase agua-sedimento de las zonas costeras. La interfase incluye altas concentraciones de partículas orgánicas y de compuestos orgánicos disueltos que están siendo absorbidos dentro de las partículas minerales de los sedimentos. La estructura y composición de los habitats microbianos es modificado por los gusanos y por la acción de los animales excavadores, los cuales mueven y resuspenden los sedimentos. Probablemente los rasgos más sobresalientes de los microorganismos son su gran diversidad y capacidad de ocupar una gran diversidad de habitats, incluso los más inhóspitos, o realizar una serie de procesos, muchos de ellos aun desconocidos.

Los procariontes marinos asimilan nitrógeno en forma de NH_4^+ , NO_3^- , o por la vía de fijación del N_2 de la atmósfera. La asimilación de NO_3^- , se lleva a cabo cuando el NH_4^+

esta ausente. La ruta desasimilatoria del NO_3^- (desnitrificación) es muy importante en el ciclo global del nitrógeno, porque el resultado de ésta es la pérdida de nitrógeno a la atmósfera.

Tabla 4. Actividades metabólicas de la población bacteriana presente en el agua de superficie y fondo, en la laguna de Sontecomapan durante el muestreo realizado en Junio de 2003 (bacterias ml^{-1})

Estación	Biotope	Amonificantes	Oxidadoras de NH_4	Oxidadoras de NO_2	Desnitrificantes	Fijadoras N_2
7	Superficie	28×10^7	7×10^7	70×10^6	28×10^7	9
	Fondo	28×10^7	7×10^7	1.7×10^3	22×10^6	0
*1	Sedimento	28×10^7	7×10^7	3×10^3	23×10^4	2.5×10^1
	Superficie	28×10^7	7×10^7	5×10^3	28×10^7	0.3×10^2
6	Fondo	28×10^7	9.33×10^7	5×10^3	28×10^7	0.3×10^2
	Sedimento	28×10^7	9.33×10^7	1×10^3	28×10^7	0.15×10^2
5	Superficie	28×10^7	9.33×10^7	1.33×10^2	28×10^7	0.45×10^2
	Fondo	28×10^7	9.33×10^7	2.7×10^3	28×10^7	1.1×10^3
16	Sedimento	28×10^7	9.33×10^7	9.33×10^7	28×10^7	1.1×10^1
	Superficie	28×10^7	7×10^7	nd	28×10^7	0
3	Fondo	28×10^7	7×10^7	5×10^4	40×10^4	0
	Superficie	28×10^7	7×10^7	22.5×10^3	40×10^4	0.9×10^2
2	Fondo	28×10^7	7×10^7	6.34×10^2	6×10^6	2×10^2
	Sedimento	28×10^7	9.33×10^7	1.67×10^2	28×10^7	2.5×10^2
4	Sedimento	28×10^8	7×10^7	1×10^5	4×10^3	0.11×10^2
4	Superficie	28×10^9	9.33×10^7	13	4×10^5	15×10^2
10	Superficie	28×10^{10}	9.33×10^7	0	28×10^7	0
	Fondo	28×10^{11}	7×10^7	30	28×10^7	14
8	Superficie	28×10^{12}	9.33×10^7	10	28×10^7	20

En los sedimentos de Punta Levisa, y en la columna de agua del estuario el Fraile, donde se registraron altas concentraciones de nitrógeno en forma de amonio ($20.87 \mu\text{mol l}^{-1}$ y $13.20 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente), no se registró ningún crecimiento de la población bacteriana quimioorganotrofa diazótropa y las máximas fueron registradas en aquellas estaciones dónde existía una carencia de amonio (agua de fondo del río la Palma, el Sábalo y Arroyo Basura) ($0 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NH}_4$).

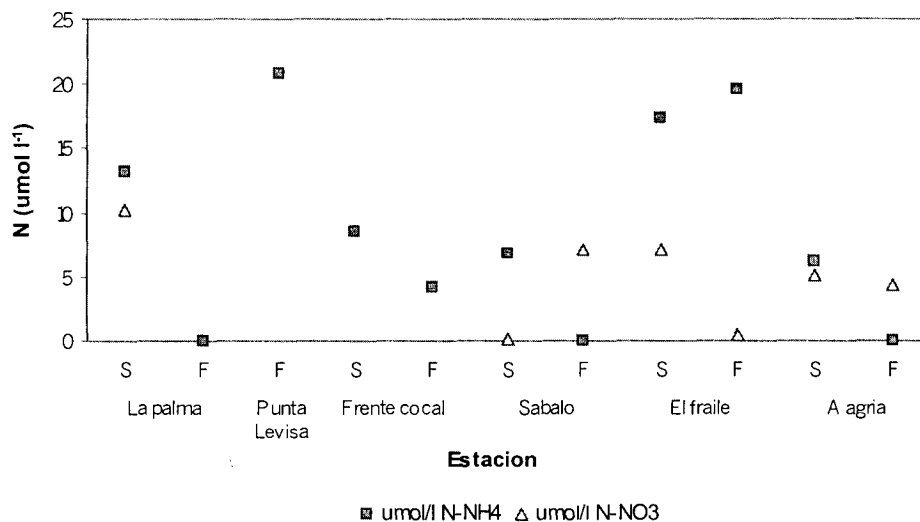


Figura 25. Concentración de nitrógeno en forma de amonio y nitratos en las estaciones situadas dentro de la laguna de Sontecomapan, Ver, durante el muestreo de junio 2003. S: agua de superficie, F: agua de fondo

En general, las concentraciones de amonio en la columna de agua, son altas (0 a 24 $\mu\text{mol L}^{-1}$), con una tendencia a disminuir conforme se aproxima al fondo. En las estaciones con influencia marina (El Morro, La Barra y Arroyo la Boya) presentan mayor concentración de amonio en el mes de junio 2003 (2.5 a 24 $\mu\text{mol L}^{-1}$), que las estaciones intermedias (figuras 23 y 25). La media de concentración de nitratos, es claramente superior en las estaciones del centro de la laguna ($4.591 \mu\text{mol L}^{-1} \pm 3.87$), que en aquellas cercanas a la Boca. En especial el agua de fondo del Río Sábalo y en el estuario del Fraile.

b) Muestreos realizados en noviembre 2003.

VII.3.3.1 Estaciones ubicadas sobre la línea de costa

En la figura 20 se observa al igual que en el muestreo de junio, que la concentración de bacterias desnitrificantes es elevada, sobre todo en las estaciones ubicadas en Costa

Norte (28×10^7 bact. ml^{-1}), el agua de superficie del río la Boya (28×10^7 bact. gr^{-1} sed) y en la zona arrecifal (28×10^7 a 15×10^4 bact ml^{-1}). En esta época de nortes, la mayor concentración de bacterias diazótrofes se encontró en el agua de superficie (4.5×10^2 bact ml^{-1}) y de fondo (4.5×10^3 bact ml^{-1}) de la zona arrecifal y en las menores en la desembocadura del río la Palma (9 a 7.5×10^1 bact ml^{-1}), tanto en la columna de agua como en los sedimentos (tabla 5).

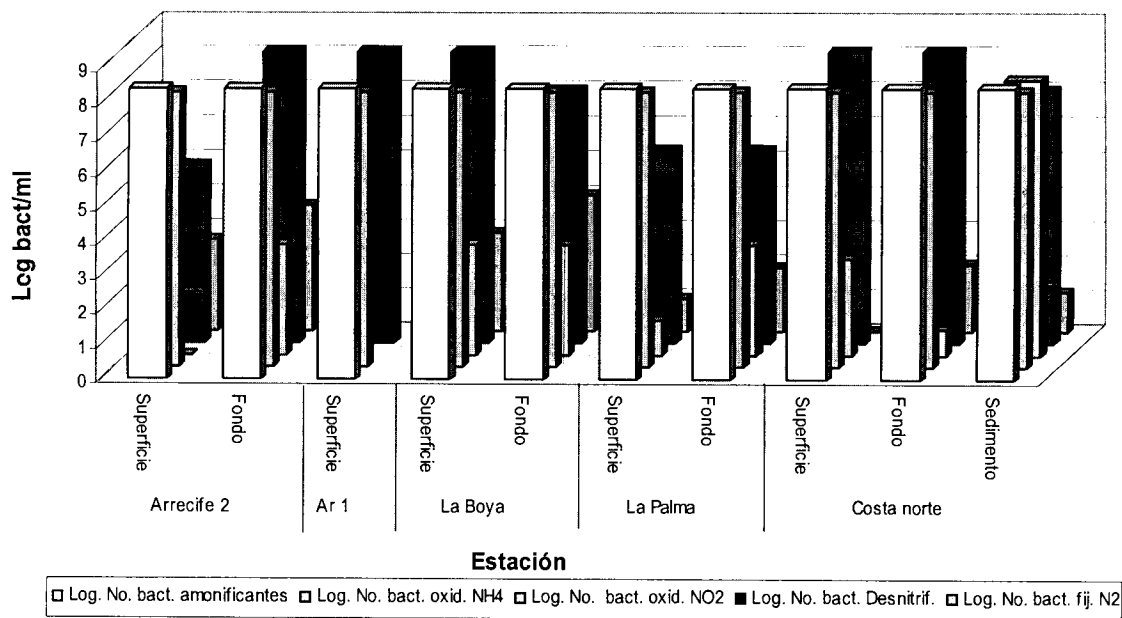


Figura 26. Número más probable de bacterias amonificantes, oxidadoras de amonio, oxidadoras de nitritos, desnitrificante y fijadoras de nitrógeno, de la zona arrecifal y la zona norte de la laguna, durante noviembre 2003.

Tabla 5. Número Más Probable de bacterias pláncnicas que presentan diferentes actividades metabólicas de oxidación y reducción del nitrógeno, durante el muestreo de noviembre 2003.

Numero Estación	Nombre Estación	Biotopo	Amonificación (bact gr ⁻¹)	Oxidación de (NH ₄ NO ₂)	Oxidación de (NO ₂ NO ₃)	Desnitrificación (bact gr ⁻¹)	Fij. N ₂ (bact gr ⁻¹)
5	La Palma	Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	0.15x10 ²	40x10 ⁴	9
		Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1.67x10 ³	40x10 ⁴	0.75x10 ²
6	La Boya	Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1.67x10 ³	28x10 ⁷	7.5x10 ²
		Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1.67x10 ³	22x10 ⁶	9.5x10 ³
15	Arrecife 2	Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	0	15x10 ⁴	4.5x10 ²
		Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1.67x10 ³	28x10 ⁷	4.5x10 ³
17	Rio Basura	Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	14	28x10 ⁷	2x10 ²
		Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	30	22x10 ⁶	0
*1	A Los Pollos	Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	9.33x10 ⁷	28x10 ⁷	0,7x10 ³
		Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	6.34x10 ²	28x10 ⁷	0
1	Costa Norte	Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	6	28x10 ⁷	0.95x10 ²
		Sedimento	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	9.33x10 ⁷	22x10 ⁶	0,15x10 ²
10	El Fraile	Fondo	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1.34x10 ²	28x10 ⁷	0,15x10 ²
		Sedimento	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	6.34x10 ³	28x10 ⁷	0.45x10 ²
3	Sabalo	Sedimento	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷	1,67x10 ²	28x10 ⁷	2,5x10 ²
12	Rio Arrecife	Superficie	28x10 ⁷	9.33x10 ⁷		28x10 ⁷	95
2	La Barra	Sedimento	28x10 ⁷	28x10 ⁷	5x10 ⁶	8x10 ²	2x10 ²

VII.3.3.2 Estaciones ubicadas al interior de la laguna

En las estaciones del centro de la laguna, la población bacteriana desnitrificante, alcanza sus mayores concentraciones en la columna de agua de Arroyo los Pollos (28×10^7 bact ml⁻¹), río Basura (28×10^7 bact ml⁻¹) y en la estación Costa Norte (0 a 0.7×10^3 bact ml⁻¹) que son estaciones muy someras, al igual que en los sedimentos del estero el Fraile (28×10^7 bact ml⁻¹). Por otro lado, en el agua de fondo de arroyo Los pollos, no se registró crecimiento bacteriano diazótrofo. En general, en todas las estaciones de muestreo la población bacteriana con capacidad de oxidar los nitritos, fue muy baja (0 a 6.33×10^2 bact ml⁻¹), con excepción de los sedimentos de la estación ubicada en Costa Norte (22×10^7 bact gr⁻¹ sed) (figura 27)

Las bajas concentraciones de nitritos ($0.204 \mu\text{mol l}^{-1} \pm 0.3$), pueden explicar una baja concentración de bacterias oxidadoras de los mismos.

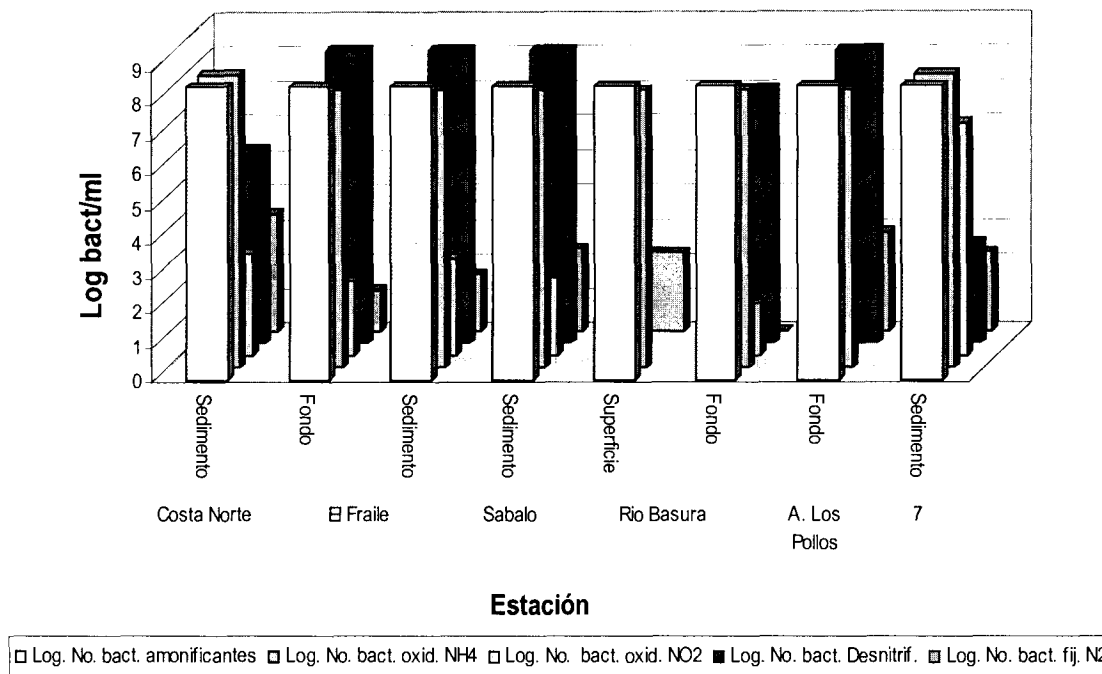


Figura 27. Número más probable de bacterias amonificantes, oxidadoras de amonio, oxidadoras de nitritos, desnitrificante y fijadoras de nitrógeno, en la zona central de la laguna, durante el mes de noviembre 2005.

Las bajas concentraciones de nitritos y nitratos observadas, puede deberse a que una alta desnitrificación bentónica puede disminuir el influjo de nitratos de origen terrestre hacia la columna de agua (Jørgensen y Sørensen, 1985; Jørgensen y Sørensen, 1988).

VII.3.3.3 Variación anual de la concentración de N_{-NH4} (Junio 2003 a Mayo 2004)

La variación de la concentración de nitritos y amonio en las estaciones de muestreo, fue monitoreada durante los meses de junio y noviembre 2003, y febrero y mayo 2004. En la figura 28 se puede observar que las mayores concentraciones de amonio y nitritos se

registraron en la zona del canal de navegación ($3.269 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_2$ y $8.917 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NH}_4$) y en la estación 15 ubicada en la zona arrecifal (frente al faro) ($3.179 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_2$ y $10.75 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NH}_4$). En general las concentraciones de amonio fueron muy altas a lo largo del ciclo anual, lo cual corresponde a una elevada población de bacterias aerobias con capacidad amonificante y oxidadora de amonio. En cuanto a la concentración de nitritos, la concentración registrada fue siempre baja (0.3524 a $3.27 \mu\text{mol l}^{-1}$), con excepción de las estaciones de muestreo con influencia de aguas marinas (21 a 30 ‰ de salinidad).

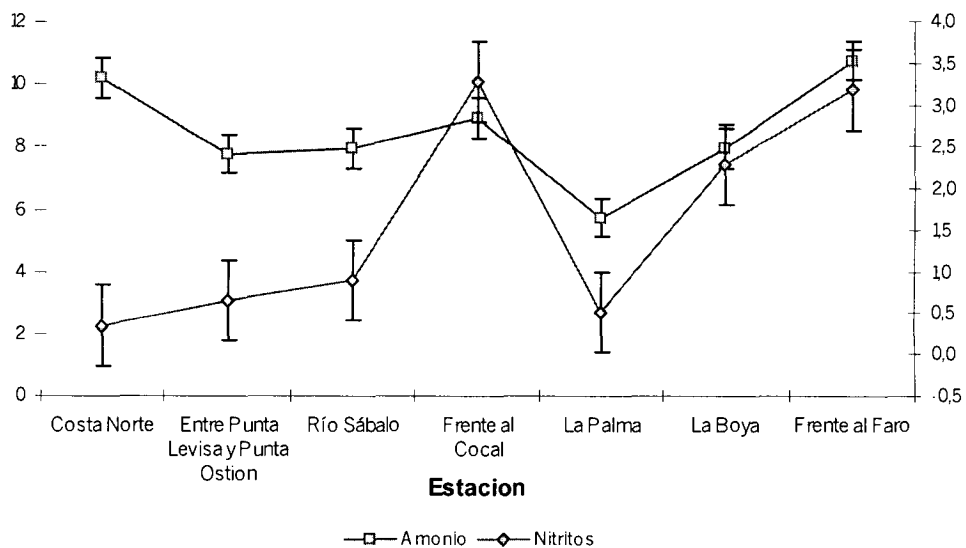


Figura 28. Fluctuación en la concentración de amonio y nitritos en las estaciones de muestreo, en el periodo comprendido de junio de 2003 a mayo 2004).

VII.3.3.4 Tasas de Nitrificación en un ciclo anual (Mayo 2004 a Febrero 2005)

Las bacterias nitrificantes, tanto las amonio oxidadoras como las nitrito oxidadoras, son susceptibles a ser inhibidas por una gran variedad de compuestos. En sistemas terrestres, la presencia de ciertos componentes orgánicos (como los monoterpenos producidos por las plantas) limitan las tasas de nitrificación, al igual que en los suelos

ácidos. La inhibición por componentes órganoazufrados se ha demostrado en cultivos de amonio oxidadores marinos (Ly *et al.*, 1993) y los efectos inhibitorios de los sulfuros sobre la nitrificación ha hecho que se piense que limita la nitrificación y el acoplamiento nitrificación/desnitrificación en sedimentos marinos (Joye y Hollibaugh, 1995). De igual manera, el monóxido de carbono, producto de fotodescomposición, parece ser un inhibidor para los amonio oxidadores.

Por otro lado, se ha demostrado que la luz es también un factor de inhibición de la nitrito oxidación y que las bacterias nitrificantes aisladas de habitats estuarinos son menos sensibles a la inhibición por la luz que las aisladas del agua de mar (Horrigan y Springer, 1990), sugiriendo que la importancia de la luz en la regulación de la nitrificación podría ser diferente en los dos sistemas.

La concentración de oxígeno es también una variable que determina la tasa de nitrificación, los nitrificadores son conocidos como microaerófilos. Mientras requieren oxígeno molecular para las reacciones en la vía de oxidación de nitrógeno y para la respiración, ellos se sienten mejor en condiciones de baja oxigenación. La microaerofilia puede ser importante en las interfases ambientales, tales como la interfase agua-sedimento y zonas mínimas de oxígeno en los océanos.

En los resultados obtenidos durante el desarrollo de la presente investigación, observamos que las tasas de nitrificación son consistentes con la variación de los parámetros ambientales (figs 28 y 31). En las estaciones de muestreo donde la concentración de oxígeno es mayor a 7 mg l^{-1} , la tasa de nitrificación fue mayor.

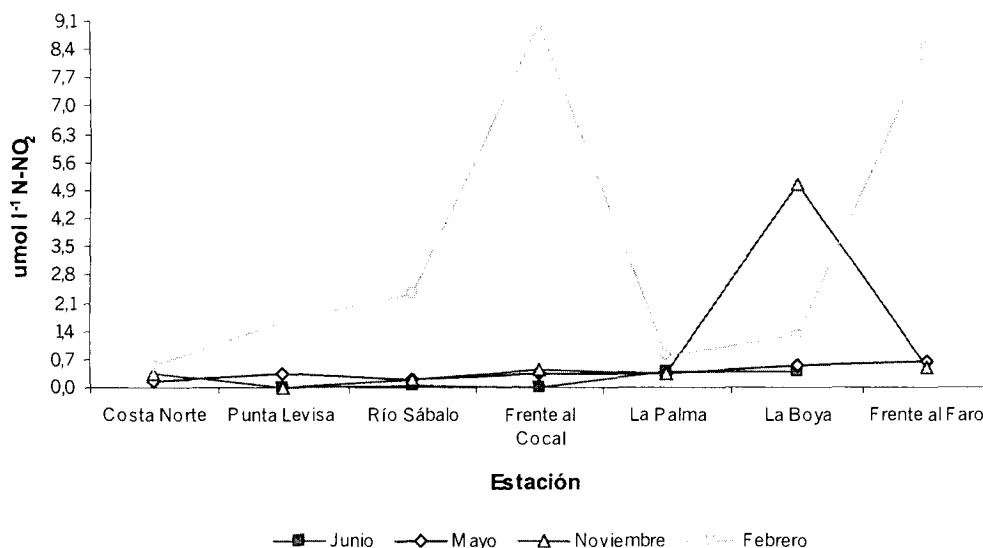


Figura 28. Fluctuación en la concentración de nitritos en las estaciones de la Laguna de Sontecomapan en el periodo comprendido de junio de 2003 a febrero 2004.

Los datos correspondientes a los meses de mayo y junio corresponden a la época de lluvias y la circulación de las aguas proveniente de los ríos podría ser responsable de las condiciones subóxicas que prevalecen en la laguna. El mes de noviembre corresponde a la época de Nortes con un aumento de salinidad en el cuerpo de agua, debido a la entrada de aguas marinas al interior de la laguna. En febrero las llegadas de aguas de los ríos es muy pequeña.

La concentración de iones inorgánicos de nitrógeno (NH_4^+ , NO_2^-), muestran un patrón similar de comportamiento en todas las estaciones (fig 28 y 29), con excepción del mes de febrero y noviembre cuando las concentraciones de nitritos aumentan.

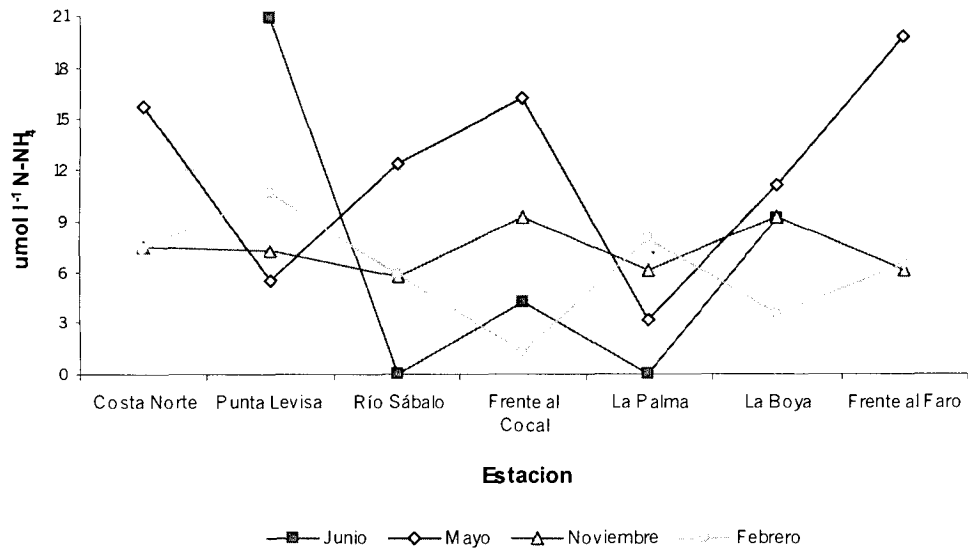


Figura 29. Fluctuación en la concentración de amonio en las estaciones de la Laguna de Sontecomapan en el periodo comprendido de junio de 2003 a febrero 2005.

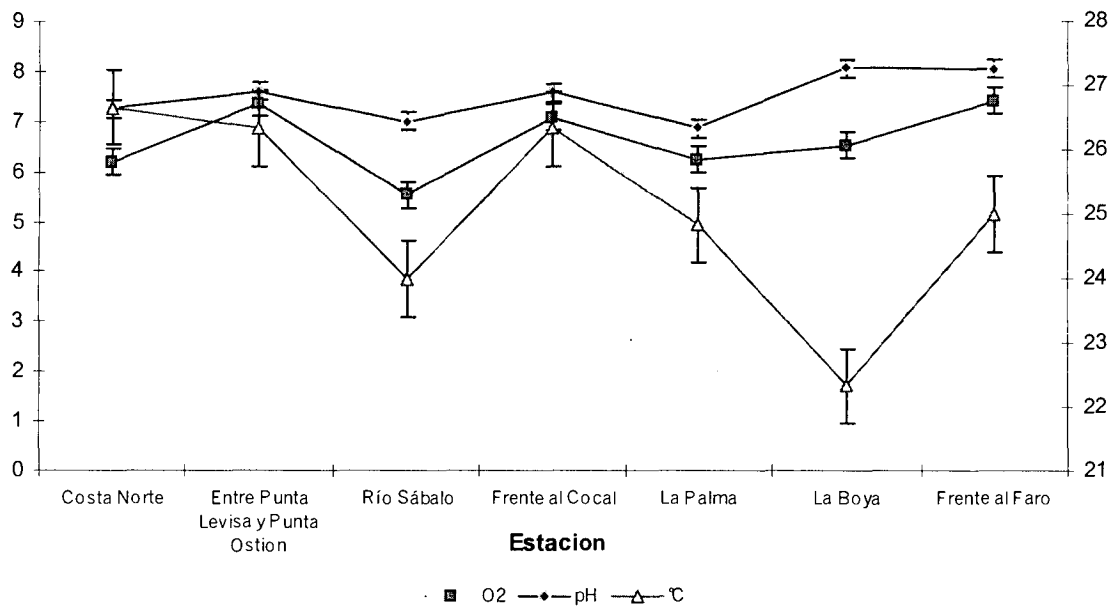


Figura 30. Parámetros físicos y químicos en las estaciones muestreadas en la laguna durante un ciclo anual (Mayo, noviembre y febrero)

Tabla 6. Parámetros físicos y químicos monitoreados en las diferentes estaciones de muestreo dentro de la Laguna de Sontecomapan durante el muestreo realizado en Mayo/04.

Estación	O ₂ (mg·l ⁻¹)	pH	Temperatura ° C	Salinidad (‰)	Amonio (umol l ⁻¹)	Nitritos (umol l ⁻¹)
Costa Norte	8.91	7.5	28	11	15.731	0.1624
Punta Levisa	6.42	7.75	28	13	5.497	0.3286
Río Sábalo	4.89	7.08	28	1.5	12.337	0.2199
Frente al Cocal	5.99	7.64	28	30	16.275	0.3414
La Palma	5.42	7.25	25.5	14.5	3.192	0.3606
La Boya	6.04	8.09	26	33	11.067	0.5332
Frente al Faro	7.24	7.73	nd	32	19.746	0.6292

El análisis estadístico de correlación mostró que la concentración de iones nitritos influye de manera directa en los valores de pH ($r=0.721$) y existe una tendencia de relación directa entre la concentración de estos iones y la del oxígeno disuelto en la columna de agua ($r=0.55$). Al parecer, la concentración de amonio no se ve afectada por ninguno de los parámetros ambientales medidos.

Sin embargo, hay que tomar en cuenta que las aguas costeras están siendo 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. Esta última depende de de la fuente, naturaleza y niveles de las entradas de nutrientes, así como la hidrografía y otros factores físicos (especialmente la luz y la temperatura) El incremento en nutrientes estimula el crecimiento del fitoplancton (especialmente por enriquecimiento por nitratos).

Tabla 7. Parámetros físicos y químicos presentes en la Laguna de Sontecomapan durante el muestreo realizado en Noviembre/03.

Estación	O ₂ (mg·l ⁻¹)	pH	Temperatura ° C	Salinidad (‰)	Amonio (umol l ⁻¹)	Nitritos (umol l ⁻¹)
Costa Norte	4.42	7.4	25	14.5	7.49	0.3452
Punta Levisa	5.57	7.68	26	17.25	7.27	0.0226
Río Sábalo	5.63	7.05	25.3	12	5.71	0.1758
Frente al Cocal	7.98	7.74	24	28	9.22	0.4581
La Palma	7.47	6.97	25	0.2	6.12	0.3613
La Boya	6.65	7.7	20	25	9.27	5.0306
La Boca	7.42	7.99	28.2	34.5	7.49	
Frente al Faro	7.56	8.01	25	37	6.09	0.5145

Tabla 8. Parámetros físicos y químicos presentes en la Laguna de Sontecomapan durante el muestreo realizado en Febrero/04

Estación	O ₂ (mg·l ⁻¹)	pH	Temperatura ° C	Salinidad (‰)	Amonio (umol l ⁻¹)	Nitritos (umol l ⁻¹)
Costa Norte	5.252	6.86	27	24	7.352	0.550
La Palma	5.858	6.34	24	5	7.9	0.810
La Boya	6.868	8.39	21	37	3.495	1.308
Punta Levisa	10.1	7.41	28	29	10.614	1.640
Frente al Cocal	7.272	7.35	25	31	1.257	9.009
El Sabalo	6.06	6.89	27	12	5.876	2.303
Frente Faro		8.42	18.7	32.3	6.4	8.393
El Fraile	6.06	6.88	28	16	8.210	1.024

VII.3.3.4. Tasa de Nitrificación

Las tasas de nitrificación ($\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$) se calcularon según el método de Sloth *et al.* (1992). Se observó, en las tres estaciones donde se realizaron las incubaciones que los rangos de variación en el mes de mayo fueron de 0.014 a 0.26 $\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$ de amonio oxidado a nitritos (tabla 9). En esta época de lluvias se observó que el proceso de nitrificación fue mucho más importante en las dos estaciones interiores (Costa Norte y la Palma), que en la situada en la zona Arrecifal (El Faro). En esta temporada del año la temperatura ($r=-0.95$) y el pH ($r=-1$) fueron factores determinantes en el proceso de

nitrificación. Al parecer, pH mayores de 7 y temperaturas menores de 26°C, inhiben el proceso.

Tabla 9. Tasas de nitrificación ($\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$) en el agua de superficie durante el muestreo realizado en Mayo 2004.

Estación	Nitrificación ($\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$)
Costa Norte	0.2029
La Palma	0.26
El Faro	0.0149

Este comportamiento se mantiene en el agua cercana al fondo (tabla 10), ya que en las estaciones ubicadas al interior de la laguna (Costa Norte: 7.5 de pH, 8.91 mg l⁻¹ de oxígeno disuelto y una salinidad 11 ‰; desembocadura del río la Palma: 7.25 de pH de, 5.42 mg l⁻¹ de oxígeno disuelto y una salinidad de 14.5 ‰), las tasas de nitrificación fueron de 0,1070 y 0,1019 $\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$; mientras que en la estación el Faro (zona arrecifal), el valor disminuyó significativamente (0,0469 $\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$). En esta zona el pH fue de 7.73, el oxígeno disuelto de 7.24 mg l⁻¹ y la salinidad 32 ‰. En esta última estación se observó en este mes de mayo, una alta concentración de iones amonio (19.75 $\mu\text{M l}^{-1}$) y de nitritos (0.63 $\mu\text{M l}^{-1}$), los cuales como ya se ha discutido anteriormente son inhiben la actividad de las bacterias oxidadoras de amonio. En el mes de noviembre, bajo la influencia de los fuertes vientos del norte, las tasas de nitrificación en estos 3 puntos de muestreo, no parecen ser significativamente diferentes (tabla 9), a pesar que existen fuertes diferencias en la concentración de oxígeno (4.42 mg l⁻¹ en Costa Norte y 7.56 mg l⁻¹ en el Faro) y de salinidad (14.5 ‰ en Costa Norte y 37 ‰ en el Faro). Las bajas tasas de nitrificación pudieron deberse también, a las altas concentraciones de amonio y nitratos presentes en ambas estaciones de muestreo. En

todas las otras estaciones interiores de la laguna donde se realizaron las incubaciones, se observó el mismo comportamiento del proceso de nitrificación, con excepción de arroyo la Boya, muy cercano a la barra (fig 31), donde a pesar de haber muy altas concentraciones de iones amonio ($9.27 \mu\text{M l}^{-1}$) y de nitritos ($5.03 \mu\text{M l}^{-1}$), la tasa de nitrificación registrada fue muy alta ($2,692 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Este comportamiento no lo podemos explicar con los datos de los parámetros ambientales medidos, tal vez pueda ser consecuencia de la resuspensión de los sedimentos por las fuertes corrientes provocadas por la entrada de agua costera hacia la laguna, en el momento del muestreo.

En el mes de febrero (época de secas) el comportamiento de la laguna es completamente diferente y es en esta época del año que se registraron los valores de nitrificación, más elevados. Así, los valores más altos se encontraron en la zona Arrecifal ($4,1706 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), Costa Norte ($4,0854 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) y frente al río Arrecife (fig 31) a lo largo de la barrera arrecifal ($3,41 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). En todas las otras estaciones la diferencia no fue significativa y la tasa de nitrificación osciló entre 0.123 y $0.340 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (figura 31). Cabe señalar que uno de los factores que más influyeron sobre la eficiencia de la nitrificación, aparte de la temperatura, fue la concentración de iones nitritos, en el caso del muestreo de noviembre ($r = 0.996$). Mientras que en el muestreo de febrero, los factores determinantes fueron la concentración de oxígeno disuelto ($r = 0.78$), el pH ($r = 0.81$) y la salinidad ($r = 0.82$).

Tabla 10. Tasas de nitrificación ($\mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$) en el agua de fondo durante el muestreo los muestreos de Mayo 2004 a Febrero 2005.

Estación	Mayo	Noviembre	Febrero
Costa Norte	0,1070	0,416	4,0854
El Faro	0,0469	0,346	4,1706
La Palma	0,1019	nd	0,3453
Punta Levisa	nd	0,336	0,1232
La Boya	nd	2,692	0,3696
Sabalo	nd	0,375	nd
Frete cocal	nd	0,382	nd
12 y 13	nd	nd	3,4124

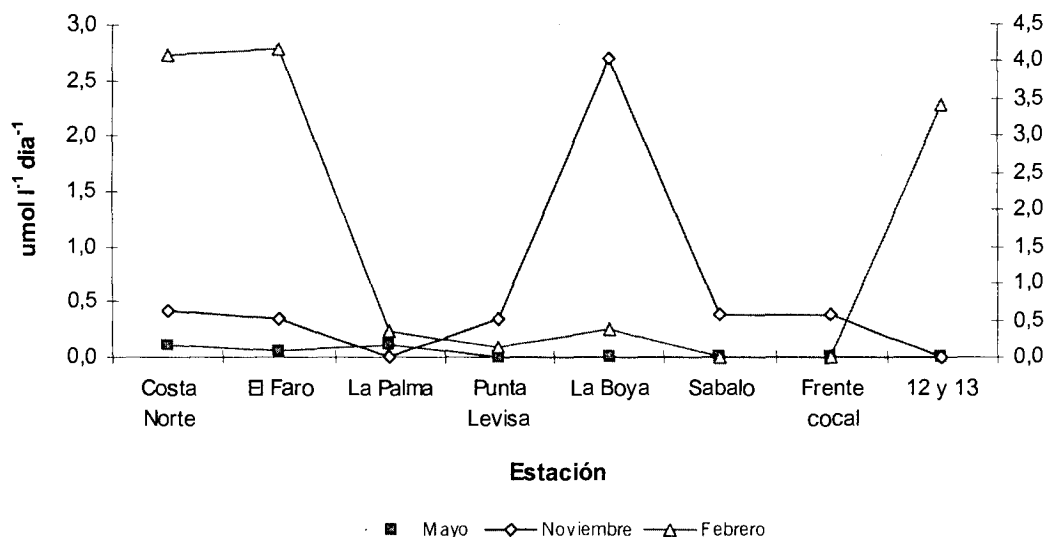


Figura 31. Fluctuación de las tasas de nitrificación en el agua de fondo durante un ciclo anual (mayo 2004 a febrero 2004)..

Comparando las tasas de nitrificación obtenidas en el agua de fondo y las obtenidas en el agua intersticial, se observó que cuando éstas son altas en agua de fondo, tiende a disminuir la tasa en el agua intersticial y viceversa; debido al intercambio ya sea de la columna de agua hacia los sedimentos o de los sedimentos hacia la columna de agua.

En el muestreo de noviembre 2004, en la estación ubicada en Costa Norte se presentó la mayor tasa de nitrificación en el agua intersticial ($7.161 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ día}^{-1}$); mientras que

en febrero 2005, la mayor nitrificación se encontró en la estación de muestreo ubicada en el río la Palma ($7.39 \mu\text{mol l}^{-1}$).

Tabla 11. Tasas de nitrificación calculadas en el agua intersticial de los sedimentos.

Estación	Noviembre	Febrero
Sabalo	0,3993	nd
Costa Norte	7,161	2,815
Punta Levisa	0,5082	nd
Frente cocal	0,3692	nd
La Boya	0,1474	0,365
La Palma	0,9838	7,394

Las bacterias nitrificantes que viven en los sedimentos que están periódicamente o parcialmente expuestos a condiciones anóxicas, podrían ser capaces de soportar períodos de inactividad o algunas inhibiciones serias para ser capaces de sobrevivir períodos inactivos. Las bases fisiológicas de esta sobrevivencia o tolerancia de condiciones anóxicas no se de conocen, y el grado de recuperación de la anoxia severa es variable. Los sulfuros y los productos finales del metabolismo de las bacterias sulfatorreductoras, también pueden inhibir la nitrificación en los sedimentos (Joyce y Hollibagh, 1995; Ward, 2000).

Esto último, puede explicar los valores bajos de nitrificación detectados en arroyo la Boya y en Costa Norte, durante el mes de noviembre, tanto en agua de fondo como en los sedimentos superficiales.

En resumen, podemos decir que la laguna de Sontecomapan se ve favorecida por la descarga de los ríos que llegan a ella cargados de partículas orgánicas y minerales disueltos y particulados. Esta agua dulces de origen continental, influyen en la hidrología y en la fertilidad del agua de la laguna creando zonas con una alta

productividad primaria. La influencia de los aportes de los ríos, vía las fluctuaciones estacionales, las condiciones meteorológicas e hidrológicas, servirán para estimar la producción dentro de la laguna.

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. El papel de los microorganismos, prácticamente no ha sido abordado en esta zona, sobretodo en lo que respecta a los microorganismos mineralizadores, que junto con los microorganismos desnitrificadores, son el origen de las fuertes concentraciones de amonio medidas durante este estudio.

La relación de la cantidad de nitratos producidos por la cantidad de amonio consumido, es difícil de establecer ya que, en el medio natural a) los productores primarios fotosintéticos consumen el amonio y los nitratos como fuente de nitrógeno; b) los aportes de nitratos inducen inmediatamente los procesos de desnitrificación. Por lo que en una segunda fase de esta investigación, se pretende medir los procesos de reducción de nitratos de acuerdo a los gradientes de salinidad dentro de la laguna, para así explicar el déficit observados de nitrato dentro de la laguna, independientemente de la acción del fitoplancton.

VIII. CONCLUSIONES

- Tanto en las aguas oceánicas como en las costeras, la población bacteriana predominante fue aquella capaz de amonificar el medio y de oxidar el amonio (bacterias nitrificantes).
- Esta capacidad nitrificante por parte de la comunidad bacteriana presente, estuvo casi siempre relacionada con la capacidad de reducir los nitratos producidos (desnitrificación).
- El bacteriopláncton y el bacteriobentos diazotrofo no fue muy abundante en ninguno de los sitios estudiados, debido a las altas concentraciones de amonio que en un inhibidor para la Nitrogenasa y a las altas concentraciones de oxígeno presentes en la columna de agua, debido a que la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico se presenta, la mayoría de las veces, en ambientes microaerobios y/o anóxicos
- En el Cañón de Campeche, el complejo Grijalva-Usumacinta y el Río Coatzacoalcos las concentraciones de los compuestos nitrogenados inorgánicos, así como las tasas de nitrificación muestran una estratificación vertical debido a la influencia de los parámetros físicos y químicos sobre las poblaciones bacterianas involucradas en los procesos de producción de iones nitrogenados inorgánicos disueltos, dando como resultado una baja tasa de nitrificación en las capas superficiales de la columna de agua.
- En cuanto a los estudios realizados en la Laguna de Sontecomapan, se observó que las poblaciones bacterianas con capacidad amonificante y oxidadora de amonio se mantuvieron constantes a lo largo de un ciclo anual.

-Uno de los factores inhibitorios de las tasas de nitrificación fue la intensidad luminosa debido a que estos organismos son fotosensibles, siendo esto más marcado en las aguas oceánicas que en los sistemas estuarinos. Así, los organismos encargados de nitrificar se encuentran en mayor número en las zonas de mínimo oxígeno o en las zonas de interfase agua sedimento.

La resuspensión de los sedimentos en la columna de agua en la laguna de Sontecomapan permite que las concentraciones de los efectivos bacterianos sean más elevadas en ésta que en los sedimentos.

- La laguna de Sontecomapan se ve favorecida por la descarga de los ríos que llegan a ella cargados de partículas orgánicas y minerales disueltos y particulados. Esta agua dulce de origen continental, influyen en la hidrología y en la fertilidad del agua de la laguna creando zonas con una alta productividad primaria

IX. LITERATURA CONSULTADA

- Albright, L.J., S.K. McCrae y B.E. May. 1986. Attached and free-floating bacterioplankton in Howe Sound, British Columbia, a coastal marine fjord-embayment. *Appl. Environ. Microbiol.* 51:59-79
- Álvarez, R.B. 1962. Apuntes de la clase de Geología, Paleografía y Tectónica de México. 5ed. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México
- Aminot, A. y M. Chaussepied, 1983. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin.* CNEXO (Ed.), Brest, 395p.
- Arenas, V. 1978. Balance anual de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin. Méx. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM. 110 pp.
- Atlas, R.M. 1984. Microbiology. Fundamentals and applications. Mc Millan Publishing Co. New Cork, London. 879 pp.
- Contreras, E. F 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, UAM-I
- Czitrom, S.P.R., F. Ruiz, M. A. Alatorre y A. R. Padilla, 1986. Preliminary study of a front in the Bay of Campeche, Mexico. En: J. C. J. Nihoul, (Ed.) Marine interfaces ecohydrodynamics. *Elsevier Oceanographic Series*, Liege, pp. 301-311
- De la Lanza, G., V. Arenas y M. Rodríguez. 1986. Fijación de nitrógeno asociada a la descomposición de halófitas en una laguna litoral del Noroeste de México. *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol.*, UNAM. 13:339-344.
- Dugdale R.C. y J. J. Goering., 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12:196-206
- Dugdale, R.C., D. W. Menzel y J. H. Ryther. 1961. Nitrogen fixation in the Sargasso Sea. *Deep-Sea Res.* 7:289-300
- Edwards, R.R. 1978. Ecology of a coastal lagoon complex in Mexico. *Est. Coast. Mar Sci.* 6:75-92
- Eppley, R. W. y Peterson, B. J. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature* 282:677-680.
- Feliatra, F. y M. Bianchi. 1993. Rates of nitrification and carbon uptake in the Rhône River Plume (Northwestern Mediterranean Sea). *Microb. Ecol.* 26:21-28
- Fenchel, T., G. M. King y T. H. Blackburn. 1998. *Bacterial biochemistry: The ecophysiology of mineral cycling.* 2 ed. Academic Press, San Diego, CA.

- Ferrara, Guerrero, M.J. y A. Bianchi. 2000. Bacterial microaerophilic biomass measurements based on Adenosine Triphosphate and direct counting techniques in a semi-solid agar column. *Rev. Ciencias Marinas*. 26(2):335-36
- Ferrara-Guerrero, M.J. 1993. Distribution des bactéries microaérophiles dans les sédiments de lagunes côtières Méditerranéennes. Comparaison avec la distribution des bactéries aérobies et anaérobies. Étude des potentialités métaboliques. Tesis de Doctorado, Aix, Marsella II. 218 pp
- Ferrara-Guerrero, M. J. y A. Bianchi, 1989. Comparison of culture methods for enumeration of microaerophilic bacteria in marine sediments. *Inst. Pasteur/Elsevier. Res. Microbiol* 140:255-261
- Figuroa-Torres, G. y R. Campos-Verduzco. 1994. Características físicas, químicas y biológicas de la laguna costera Paraíso Escondido, Gro. p. 157-170. *En* S.C. Álvarez, T.G. Figuroa & S. Gómez-Aguirre (eds). *Los sistemas litorales*. Serie Grandes temas de la Hidrobiología 2. UAM-X., México
- Gilbert, F., P. Souchu, M. Bianchi, P. y Bonin. 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonia and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151:143-153.
- Grijalva, N., 1971. The M₂ tide in the Gulf of Mexico. *Geof. Int.* 11: 103-125.
- Hernández-Téllez, J., J. Aldeco y D. A. Salas de León, 1993. Cooling and heating due to latent and sensible heat over the Yucatan Continental Shelf. *Atmósfera*. 6(4): 223-233.
- Horrigan, S. G. & A.L. Springer. 1990. Oceanic and estuarine ammonium oxidation-Effects of light. *Limnol. Oceanogr.* 35:479-482
- Howarth, R.W, R. Marino, J. Lane, J. J. Cole. 1988. Nitrogen Fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.* 33(4):669-687.
- Jørgensen, BB. y J. Sørensen. 1985. Seasonal cycles of O₂, NO₃⁻ and SO₄²⁻ reduction in estuarine sediments: the significance of an NO₃⁻ reduction in spring. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 24: 65-74
- Jørgensen, K.S. y J. Sørensen. 1988. Two annual maxima of nitrate reduction and denitrification in estuarine sediment (Norsmide Fjord, Denmark). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48:147-155
- Joyces. S. B. & J.T. Hollibaugh. 1995. Influence of sulfide inhibition of nitrification on nitrogen regeneration in sediments. *Science* 270:623-625
- Kirchman, D. L. (ed.). 2000. *Microbial Ecology of the Oceans*. Wiley Series in Ecology and Applied Microbiology. Ralph Mitchell, Series Editor. Wiley-Liss, New York. Wiley Series. 542 pp

- Ly, J., M.R. Hyman & D.J. Arp. 1993. Inhibition of ammonia oxidation in *Nitrosomonas europaea* by sulfur-compounds: Thioethers are oxidized to sulfoxides by ammonia monooxygenase. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:3718-3727
- Madigan, M. T., J. M: Martinko & J. Parker. 1999. Brock: Biología de los Microorganismos. Prentice Hall. Iberia, Madrid. 8a ed 1064 pp
- Martin, J.H., M. Gordon, y S. E. Fitzwater. 1991. The case for iron. *Limnol. Oceanogr.* 36:1793-1802
- Monreal-Gómez, M. A. y D. A. Salas de León, 1990. Simulación de la circulación de la Bahía de Campeche. *Geofis. Int.* 29(2): 101-111.
- Munn, C.B. 2004. Marine Microbiology. Ecology and Applications. Bios Scientific Publishers. London, New York. 281 pp.
- Nowlin, W.D., 1972. Winter circulation patterns and property distributions. In: Capurro, L. R. A., J. L. Reid, (Eds.). *Contributions of the physical oceanography of the Gulf Mexico*. Gulf. Pub. Co., Houston, pp. 3-15.
- Page, W.J. 1982. Optimal conditions for induction of competent in nitrogen-fixing *Azotobacter vinelandii*. *Can. J. Microbiol.* 28:389-397
- Page, W.J. & S. Shivprasad. 1991. *Azotobacter salinestrus* sp. nov., a sodium dependent, microaerophilic, and aeroadaptative nitrogen-fixing bacterium. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 41:369-376
- Ponce, G. y A. Botello. 1991. Aspectos geoquímicos de la contaminación por metales pesados en la laguna de Términos, Campeche. *Hidrobiologica* 1:1-15.
- Postgate, J.R. 1982. The fundamentals of nitrogen fixation. Cambridge University Press, London
- Rees, A., M. Woodward, I. Joint. 1999. Measurement of nitrate and ammonium uptake at ambient concentrations in oligotrophic waters of the North-East Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 187:295-300.
- Rheinheimer, Q. 1991. *Aquatic Microbiology*. Ed Wiley 4a ed. p 213-230
- Rodina, A.G. 1975. Methods in aquatic microbiology. En: Costerton, J. W. y Colwell, R. R. 1979. *Native Aquatic Bacteria. Enumeration, Activity and Ecology* ASTM695. American Society for Testing and Material. University Press, Baltimore, London.
- Rossov, V. V., 1967. Sobre el sistema de corrientes del Mediterráneo americano. *Academia de Ciencias de Cuba. Inst. de Oceanol.* 2(1): 31-49.
- Salas de León, D. A. 2003. Procesos Oceánicos y Mecanismos de Producción Biológica en el Sur del Golfo de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33:702-724.

- Sloth N. P., Nielsen L. P. & Blackburn T. H. 1992. *Limnol Oceanogr*, 37 1108
- Tapanes, J. J. y González-Coya, 1980. Hidrometeorología del Golfo de México y Banco de Campeche. *Geof. Int.* 19(4): 335-354.
- Tibbles B.J., C.L. Davis, J.M. Harris y M.I. Lucas. 1992. Estimate of bacterial productivity in marine sediments and water from a temperate saltmarsh lagoon. *Microb. Ecol.* 23:195-209
- Underhill, S.E. 1990. Techniques for studying the microbial ecology of nitrification. En: Grigorova, R. y J. R. Morris (eds.) 1990. *Methods in Microbiology*. Academic Press. London-New York. vol. 22. p 417-445.
- Valdés D. S., y Real E. 1999. *Indian Journal of Marine Sciences*, 28 pp. 424-428.
- Valiela, I. 1995. *Marine Ecological Processes*. Springer Verlag. New York. 2a ed. p: 433-454
- Van Wambeke, 1988. Numération et taille des bactéries planctoniques au moyen de l'analyse d'images couplée à l'épifluorescence. *Ann. Inst. Pasteur/Microbiol.* 139:261-272.
- Vázquez de la Cerda, A. M., 1979. *Circulación del agua en el sureste del Golfo de México. Sria. de Marina*. Dirección General de Oceanografía, México. 26 p.
- Ward.B.B.2000. Nitrification and the marine nitrogen cycle. p. 427-453. En Kirchman, D. L (ed). *Microbial ecology of the oceans*. Wiley-Liss. New York.
- Yáñez-Arancibia & Day, W. J. Jr., 1982. Ecological characterization of Terminos Lagoon: a tropical lagoon ecological system, Campeche Mexico. *An. Inst. Cien. Mar y Limnol., Univ. Nac. Autón. Mex.* 10: 137-176.
- Zehr, J. P., M. T. Mellon y S. Zani. 1998. New nitrogen-fixing microorganisms detected oligotrophic oceans by amplification of nitrogenase (*nifH*) genes. *App. Environ. Microbiol.* 64(9):3444-3450.
- Zehr, J., B. B. Ward. 2002. Nitrogen cycling in the ocean: New perspectives on processes and paradigms. *App. Environ. Microbiol.* 68(3):1015-1024
- Ward, B.B. 2000. Nitrification and the marine nitrogen cycle. p. 427-453. En Kirchman, D.L (ed.). *Microbial Ecology of the Oceans*. Wiley Series in Ecology and Applied Microbiology. Ralph Mitchell, Series Editor. Wiley-Liss, New York.

XI. ANEXOS

Medio de dilución

NaCl

H₂O destilada

Medios de cultivo

Bacterias Oxidadoras de Amonio

(NH₄)₂SO₄

NaHCO₃

K₂HPO₄

Sol de Oligoelementos

Sol de vitaminas

H₂O mar artificial

H₂O destilada

pH 8.5

Bacterias Oxidadoras de Nitritos

NaNO₂

NaHCO₃

K₂HPO₄

Sol de Oligoelementos

Sol de vitaminas

H₂O mar artificial

H₂O destilada

pH 8.5

Nitrato reductoras

Caldo de nitratos

H₂O mar artificial

pH 7.0 ± 0.

Fijadoras de Nitrógeno

Succinato de Na

MgSO₄ · 7H₂O

CaCl₂

NaMoO₄ · H₂O

MnSO₄

H₃BO₃

Sal de mar

Agar bacteriológico

pH 7.0

Amonificantes

Peptona

K₂HPO₄

KH₂PO₄

MgSO₄ · 7H₂O

H₂O mar artificial

pH 7.0 ó 7.5

Reactivos

Nessler A

Yoduro mercúrico

Yoduro de potasio

H₂O destilada

Nessler B

Hidróxido de potasio

H₂O destilada

Griess A

Ac sulfanílico

Ac acético 5N (1 parte de ac acético glacial x 2.5 partes de agua)

Griess B

Dimethyl- α -naphthalamina

Ac acético

Solución stock de vitaminas Balch

	mg/100ml
D-biotina (Vit H)	10
Ac Fólico	10
Riboflavina (B2)	25
Tiamina (B1)	25
Piridoxina (B6)	50
D L, Pantotenato de calcio (B5)	25
Ac. Nicótico	25
Cianocobalamina	0.5
Ac. p-aminobenzoico	25
Ac. lipoico (DL-6,8 ac. thioctico)	25
Agua destilada	100 ml