

COMPARACIÓN DE LOS FLUJOS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO INORGÁNICOS DISUELTOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO, OBTENIDOS A PARTIR DE CÁMARAS DE INCUBACIÓN *IN SITU* E INCUBACIÓN DE NÚCLEOS DE SEDIMENTO EN LABORATORIO

por

Gabriel R. Navas S.¹, Sven Zea² y Néstor Hernando Campos³

Resumen

Navas S., Gabriel, Sven Zea & Néstor H. Campos: Comparación de los flujos de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano, obtenidos a partir de cámaras de incubación *in situ* e incubación de núcleos de sedimento en laboratorio. Rev. Acad. Colomb. Cienc. **26**(101): 519-531. ISSN 0370-3908.

En este trabajo se comparan los resultados de dos métodos de bajo costo para determinar los flujos nitrógeno y fósforo en forma iónica en la interfase agua - sedimento blando en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Se emplearon cámaras transparentes ubicadas *in situ* y núcleos de sedimento incubados en el laboratorio. En el interior de las cámaras se presentó una disminución rápida de la concentración de oxígeno disuelto por lo que la incubación no pudo extenderse más allá de seis horas, tiempo durante el cual no se detectaron variaciones importantes en las especies químicas consideradas. Además, las cámaras fueron difíciles de manipular. Los núcleos de sedimento incubados en el laboratorio por 24 horas no presentaron disminuciones acusadas de oxígeno disuelto y los cambios de concentración iónica fueron en general suficientes para obtener una cuantificación de los flujos.

Palabras clave: Nitrógeno, Fósforo, Flujos, Sedimento, Ciénaga, Caribe, Colombia.

1. Investigador Adjunto. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR-. Apartado Aéreo 1016, Santa Marta, Colombia.
2. Profesor Asociado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. INVEMAR, Apartado Aéreo 1016, Santa Marta, Colombia.
3. Profesor Asociado. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. INVEMAR, Apartado Aéreo 1016, Santa Marta, Colombia.

Abstract

This research focused on the comparison of low cost methodologies to determine ionic nitrogen and phosphorous fluxes across the soft sediment-water interface in Ciénaga Grande de Santa Marta. *In situ* transparent incubation chambers and sediment cores for laboratory incubation were employed. It was found that inside the incubation chambers a depletion of dissolved oxygen occurred thus the incubation can not be extended for more than six hours, time insufficiently to detect important variations in concentration of the analyzed ions. Furthermore in addition, chambers were difficult to handle. Twenty-four hour sediment core incubation in the laboratory did not have the above-mentioned problems. Oxygen concentration could be kept constant, and ion concentration changes were generally large enough to allow quantitative estimations of the fluxes.

Key words: Nitrogen, Phosphorous, Flows, Sediment, Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribbean, Colombia.

Introducción

Las lagunas costeras tropicales se caracterizan por mantener una producción biológica primaria superior a la de otras aguas marinas tropicales durante todo el año (Morell y Corredor, 1993). El primer eslabón en la producción de biomasa son los organismos productores primarios (fitoplancton), los cuales para su existencia y desarrollo necesitan primordialmente un espacio físico, radiación solar, agua, dióxido de carbono y macro y micronutrientes. Los elementos considerados como principales fuentes nutritivas (macro) son el nitrógeno y el fósforo, los cuales se encuentran en estos sistemas principalmente en forma iónica como nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y fosfato (PO_4^- , HPO_4^{3-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, dependiendo del pH) (Santschi *et al.*, 1990; DeAngelis *et al.*, 1989). Estos compuestos se incorporan generalmente en una relación por átomo de 106C:16N:1P, la cual es la relación generalizada de los constituyentes químicos de la materia (DeAngelis *et al.*, 1989).

Para aproximarse al entendimiento de la producción biológica en las lagunas costeras tropicales una de las estrategias más utilizadas ha sido el modelar los procesos que controlan el intercambio de nutrientes, particularmente del nitrógeno y fósforo, entre los diferentes compartimientos del ecosistema. Uno de los intercambios más importante es el que se presenta entre el sedimento y agua. Varios estudios (Simon, 1988; Teague *et al.*, 1988; Arenas y De la Lanza, 1990; Dollar *et al.*, 1991; DeAngelis *et al.*, 1989; Raaphorst *et al.*, 1992; Farías *et al.*, 1995) realizados en lagunas costeras tropicales han demostrado que el sedimento aporta generalmente una fracción significativa de los requerimientos diarios de nitrógeno y fósforo del fitoplancton en la columna de agua.

Para la medición de los flujos de los nutrientes inorgánicos disueltos al o desde el fondo se utilizan va-

rias metodologías, siendo las más usuales los perfiles de concentración al interior del sedimento (Reeburgh, 1967; Krom y Berner, 1980; Raaphorst *et al.*, 1992; Morell y Corredor, 1993; Farías *et al.*, 1995; Farías *et al.*, 1996), la incubación en cámaras *in situ* (Boynton *et al.*, 1980; Hopkinson, 1987; Teague *et al.*, 1988; Dollar *et al.*, 1991; Raaphorst *et al.*, 1992; Farías *et al.*, 1995), y la incubación en el laboratorio de núcleos de sedimento (Hopkinson, 1987; Corredor y Morell, 1989; Raaphorst *et al.*, 1990, 1992; Farías *et al.*, 1995, 1996; Jensen *et al.*, 1995). Con los perfiles de concentración se busca determinar la concentración de la sustancia en el gradiente vertical de la columna de sedimento con el fin de calcular la cantidad que fluye por difusión debido a la diferencia de concentraciones entre el sedimento y la columna del agua utilizando la ley de Fick. Las cámaras de incubación y los núcleos de sedimento se emplean para determinar los flujos a partir del cambio de la concentración del ión en el agua sobrenadante, en el caso de las cámaras, *in situ*, y en el caso de los núcleos, en el laboratorio.

En este trabajo se comparan los resultados obtenidos en la determinación de los flujos de nitrógeno y fósforo en forma iónica en la interfase agua - sedimento blando en la Ciénaga Grande de Santa Marta, CGSM, mediante incubaciones *in situ* con cámaras, y en el laboratorio con núcleos de sedimento. Para ambos casos se empleó una metodología de bajo costo adaptada a los equipos e infraestructura disponibles. Los resultados de la evaluación de flujos a lo largo del ciclo climático y entre estaciones se presentan aparte (Navas, 1998).

Área de estudio

La CGSM se encuentra ubicada en la costa Caribe de Colombia haciendo parte del delta exterior del río Magdalena, uno de los ecosistemas laguno-estuarinos más importantes de la cuenca del Caribe tanto a nivel

ecológico como económico (Giraldo *et al.*, 1995; Rueda y Mancera, 1995). El delta está conformado por un sistema de caños, lagunas y pantanos de manglar con un área aproximada de 1.819 km², y por el espejo de agua de la CGSM de aproximadamente 450 km², lo que la convierte en la laguna costera tropical más grande de Colombia (CETIH, 1978, Wiedemann, 1973) (Fig. 1). La región tiene clima semiárido (CETIH, 1978) con 4 épocas climáticas descritas por Kaufmann & Hevert (1973) así: sequía (diciembre-abril), lluviosa menor (mayo-junio), seca menor (julio-agosto), y lluviosa mayor (septiembre-noviembre). La temperatura media anual oscila entre 27 y 29°C y el régimen de precipitación anual es de 400 a 1.300 mm, mostrando un potencial de evapotranspiración anual de aproximadamente 1.800 mm. Los altos niveles de evapotranspiración y las bajas precipitaciones originan un déficit hídrico anual de 1.029 mm (IGAC, 1973; HIMAT, 1992). El área está influenciada por los vientos Alisios del Norte y Noreste que pueden alcanzar velocidades de 0,6 ms⁻¹, los cuales alternan con períodos de calma; en la época de máximas lluvias soplan los vientos ecuatoriales del sur (Erffa, 1973; Simon, 1981) produciendo fuerte oleaje. La CGSM tiene una profundidad que oscila entre 1,5 y 2 m (Wiedemann, 1973). El nivel de marea oscila entre 20 cm entre marea alta y marea baja (Wiedemann, 1973). La temperatura del agua varía a lo largo del año entre 25 y 33°C, y la salinidad fluctúa fuertemente entre 0 y 33‰ dependiendo principalmente

del sitio y de las condiciones meteorológicas estacionales (Simon, 1981).

La CGSM está separada del mar Caribe por una barrera arenosa denominada Isla de Salamanca, comunicándose a través de la boca de la Barra, un estrecho artificial de 200 a 300 m de ancho, y otras bocas efímeras que se presentan a lo largo de la Isla (IGAC, 1973). Por el sur y suroeste desembocan directamente varios ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta (Aracataca, Sevilla, Frío y Fundación), y por el occidente le llegan aguas provenientes del río Magdalena, a través del complejo de ciénagas de Pajarales y varios caños artificiales (Kauffman y Hebert, 1973; CETIH, 1978; Botero, 1988; Hernández & Gocke, 1989-1990).

La laguna está rodeada por manglares, principalmente de las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (Hoppe *et al.*, 1983; Rueda y Mancera, 1995). Los sedimentos blandos cubren gran parte del fondo y están conformados en gran parte por arcillas y fangos arenosos, arcillosos y limosos (Moreno, 1990). En algunos sectores, sobre todo al norte, se halla tapizado por conchas y bancos de la ostra *Crassostrea rhizophorae* (Botero, 1988; Rueda & Mancera, 1995).

Materiales y métodos

Fase experimental

Se realizaron dos faenas de muestreo con el fin de comparar los resultados arrojados por los métodos para determinar los flujos de iones de nitrógeno y fósforo inorgánicos. En la primera faena (octubre - noviembre de 1995) se determinaron los flujos por medio de cámaras de incubación *in situ*, a partir de incubaciones en las estaciones frente a Islas del Rosario -IR- y frente a la desembocadura del río Sevilla -RS- (Fig. 1), tanto en período de máxima iluminación (9:00 - 15:00), como en la noche (21:00 - 3:00). En la segunda, de marzo a mayo de 1996, en IR y RS, se obtuvieron en tres días diferentes núcleos de sedimento que se incubaron por 24 h en laboratorio.

Cámaras de incubación

Para la incubación se emplearon 3 cámaras de fondo abierto y una de fondo cerrado. Éstas se diseñaron teniendo en cuenta las empleadas por Boynton *et al.* (1980), Teague *et al.* (1988), Dollar *et al.* (1991) y Fariás *et al.* (1995). Se construyeron en acrílico transparente de 3 mm de grosor, 50 cm de largo y ancho y 20 cm de altura (Fig. 2A), medidas que permitan cubrir una superficie de 0,25 m² y encerrar un volumen aproximado de 25 l. La presencia de un tope externo

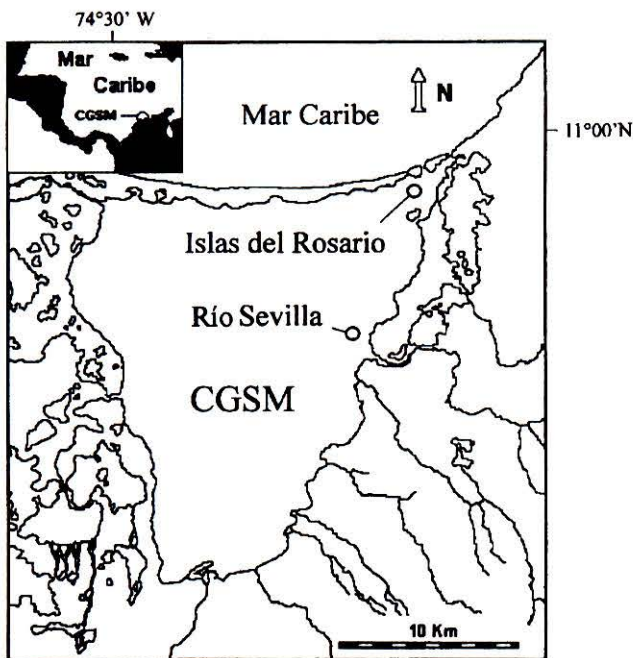


Figura 1

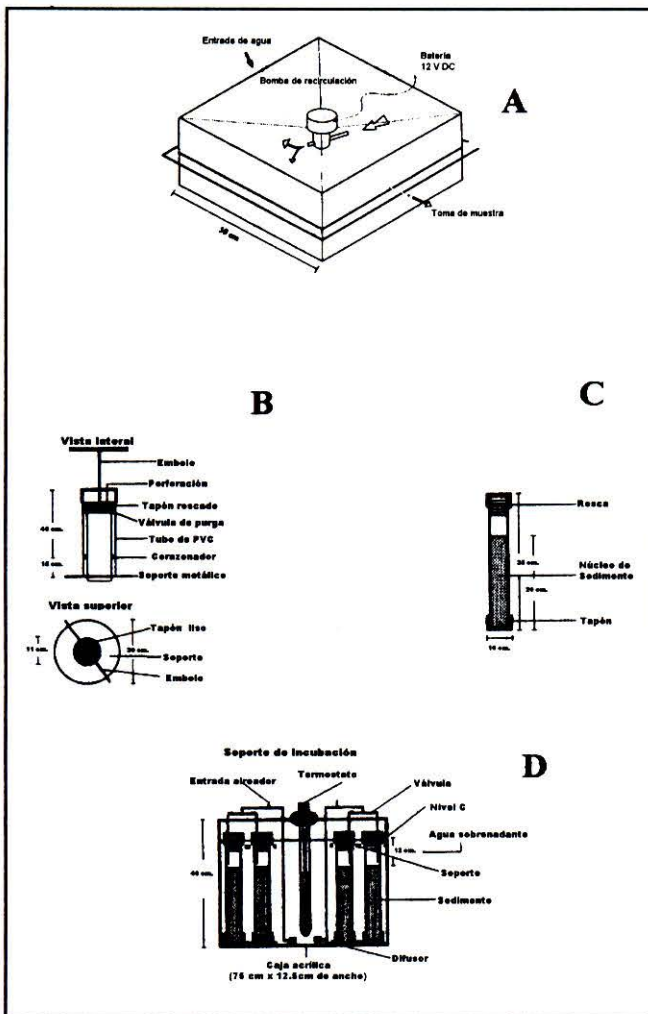


Figura 2

limitaba a 10 cm la entrada de las cámaras en el sedimento. Para evitar formación de gradientes en las especies químicas a cuantificar, se ubicó en el interior de cada cámara una bomba magnética sumergible cuya velocidad de giro se controló por un reóstato conectado a una batería de 12 v, ubicada en un bote anclado al lado de las cámaras. Las cámaras contaron con un pequeño orificio en la parte superior que aseguró que la muestra que se extraía desde el bote, por medio de una manguera y una bomba de vacío manual, fuera reemplazada por agua del medio y no por agua intersticial proveniente del sedimento. El agua reemplazada en cada determinación puntual de nutrientes (300 ml) fue de aproximadamente 1,2% del volumen total de la cámara.

Una vez colocadas sobre el sedimento las 3 cámaras de fondo abierto y la cámara de fondo cerrado, se dejaron reposar alrededor de 15 min, se encendieron las bombas,

y al cabo de 15 min más se inició la extracción de las muestras cada hora durante un total de 6 horas.

Cada muestra se recolectó en botellas plásticas previamente lavadas con HCl al 10% y agua desionizada; se determinó electrométicamente el oxígeno disuelto y la temperatura por medio de un oxímetro portátil WTW; luego se filtró con papel Whatman GF/C (0,45 mm de poro) previamente combustionado a 550 °C por 8 h, se guardó en neveras de poliestireno con hielo y se congeló a la llegada al laboratorio, analizándose a más tardar 15 días después.

Incubación de núcleos de sedimento

La metodología para la colecta de núcleos de sedimento y su incubación en laboratorio se diseñó teniendo en cuenta los trabajos de Raaphorst & Brinkman (1984), Corredor & Morell (1989), Raaphorst *et al.* (1992), Sloth *et al.* (1995) y Farías *et al.* (1995). En las estaciones IR y RS se tomaron 4 núcleos de sedimento mediante un pistón de émbolo manual provisto de una válvula de purga (Fig. 2B). Éste fue construido de tal manera que enterrara en el sedimento (hasta 20 cm de profundidad) un corazonador de PVC de 35 cm de largo y 10 cm de diámetro interno. Estas medidas aseguraba el dejar el espacio suficiente para ajustar una columna de agua de 12 cm (Fig. 2C). Los corazonadores con sus núcleos de sedimento y agua sobrenadante fueron cerrados herméticamente por medio de un tapón roscado en la parte superior y con un tapón liso impregnado de vaselina en la inferior, se ubicaron en un soporte dentro de un recipiente de poliestireno, y se transportaron al laboratorio dentro de las siguientes 4 horas.

Adicionalmente se tomaron 5 l de agua de cada estación, la cual, una vez en el laboratorio, fue filtrada dos veces a través de filtros GF/C de 0,45 mm de poro para remover el plancton y el material particulado.

En el laboratorio los corazonadores con sus núcleos fueron envueltos en bolsas plásticas y colocados en un acuario de acrílico transparente rodeados de agua de grifo a una temperatura de 29 +/- 2 °C (valor promedio para la CGSM) controlada por medio de un termostato (Fig. 2D).

Después de un tiempo de reposo (15 min) el agua sobrenadante en cada núcleo fue cuidadosamente sifoneada y reemplazada con agua filtrada del lugar de origen. Ésta se mantuvo oxigenada por burbujeo continuo empleando aireadores magnéticos, lo cual al mismo tiempo evitó la estratificación en la concentración de las especies químicas a medir. La incubación se prolongó por un período de 24 h (excepto el muestreo 2, por 12 horas

solamente) en oscuridad (teniendo en cuenta que la cantidad de luz que llega al fondo de la ciénaga es usualmente baja). Durante la incubación, se tomó una muestra inicial y luego muestras a intervalos regulares de 6 h hasta 24 h, para un total de 40 muestras por experimento (8 núcleos, 5 muestras). Las muestras fueron filtradas con membranas GF/C previamente combustionadas a 550°C por 8 h y fueron procesadas inmediatamente para la determinación de la concentración de las especies químicas consideradas. Al inicio y final de las incubaciones se midió el contenido de oxígeno con un oxímetro WTW y la temperatura con termómetro de mercurio.

Análisis químicos

La concentración de los iones se determinó espectrofotométricamente por medio de la metodología estándar (Greenberg *et al.*, 1992) siguiendo las modificaciones propuestas por Gocke (1984) para lagunas costeras. El amonio se cuantificó por el método del azul de indofenol, utilizando como catalizador hipoclorito de sodio comercial, incubando por 12 horas y leyendo en celda de 1 cm a 630 nm. La concentración de nitrito se midió por el método de la sulfanilamida y el N[Naftil-(1)]-etilendiaminodihidratado leyendo la absorbancia 30 minutos más tarde, en celda de 5 cm a 540 nm. El ortofosfato se determinó por medio del método del ácido ascórbico, luego de 30 minutos de coloración, en celda de 5 cm a 880 nm; en esta determinación están incluidas no solamente los aniones ortofosfato, sino también cantidades desconocidas de otros compuestos orgánicos e inorgánicos con compuestos fosforados (Krom & Berner, 1980).

Análisis de gabinete

Para calcular las tasas de flujo de las especies químicas evaluadas hacia el agua sobrenadante (flujos positivos) o hacia el sedimento (flujos negativos), se graficó la cantidad de micromoles fluidas, al o desde el medio acuático, calculada a partir de los datos de cambio de concentración, en función del tiempo de incubación en horas. Al igual que en trabajos como el de Dollar *et al.* (1991), en algunas de las gráficas, los puntos claramente diferentes, o que cambiaban bruscamente la tendencia de los demás no fueron tenidos en cuenta al momento de calcular las tasas de flujo de los iones. En total, de 96 gráficas se excluyó un punto en 8 de ellas.

Cámaras de incubación

En las gráficas de la cantidad de los iones que fluyó al y desde el medio acuático, los puntos fueron ajustados por regresión a una línea recta y la pendiente de la misma

fue considerada como la tasa a la cual fluyen (Dollar *et al.*, 1991; Farías *et al.*, 1995). La tasa fue referida al volumen y área de la cámara y se expresó en $\text{mmolm}^{-2}\text{h}^{-1}$. Adicionalmente se graficó la concentración de oxígeno (mg l^{-1}), en función del tiempo de incubación.

Incubación de núcleos de sedimento

Las tasas de flujo fueron determinadas a partir de la pendiente de la regresión obtenida al graficar la cantidad acumulada de sustancia que fluyó (mmol) en cada uno de los intervalos de tiempo, corregida al volumen de incubación que disminuía a medida que se obtenían muestras. Los valores fueron expresados en $\text{mmolm}^{-2}\text{h}^{-1}$ (Corredor & Morell 1989; Farías *et al.*, 1996).

Comparación entre métodos

Se realizó gráficamente comparando el comportamiento obtenido (para cada una de las especies químicas consideradas) de la cantidad de micromoles fluidas al o desde el medio acuático en función del tiempo de incubación, a partir de las réplicas de cada una de las cámaras y núcleos para cada incubación. Adicionalmente, los valores promedio y error estándar de los flujos obtenidos para los dos sitios por cada método fueron consignados en una tabla y comparados gráficamente. Finalmente, se realizó un breve análisis sobre las consideraciones logísticas inherentes a cada uno de los métodos empleados.

Resultados

Cambios de concentración

Oxígeno

Se observó una disminución progresiva de la concentración de oxígeno a lo largo del tiempo en las cámaras abiertas al fondo en ambas estaciones (Fig. 3), siendo más acusada en RS que en IR. Al cabo de las seis horas únicamente en una de las cámaras el oxígeno fue superior a 2 mg l^{-1} , mientras que para IR casi todas tenían concentraciones superiores a 2 mg l^{-1} . En las cámaras cerradas al fondo la concentración de oxígeno tuvo un comportamiento más homogéneo y constante a lo largo del tiempo, tanto entre estaciones como entre períodos del día y muestreos.

En la incubación con núcleos de sedimento, la concentración de oxígeno siempre se mantuvo por encima de $3,5 \text{ mg l}^{-1}$, debido a que éste era suministrado por medio de la aireación de los núcleos con las bombas magnéticas. Los valores máximos y mínimos en IR fueron $5,8$ y $4,0 \text{ mg l}^{-1}$, y para RS $5,5$ y $3,5 \text{ mg l}^{-1}$.

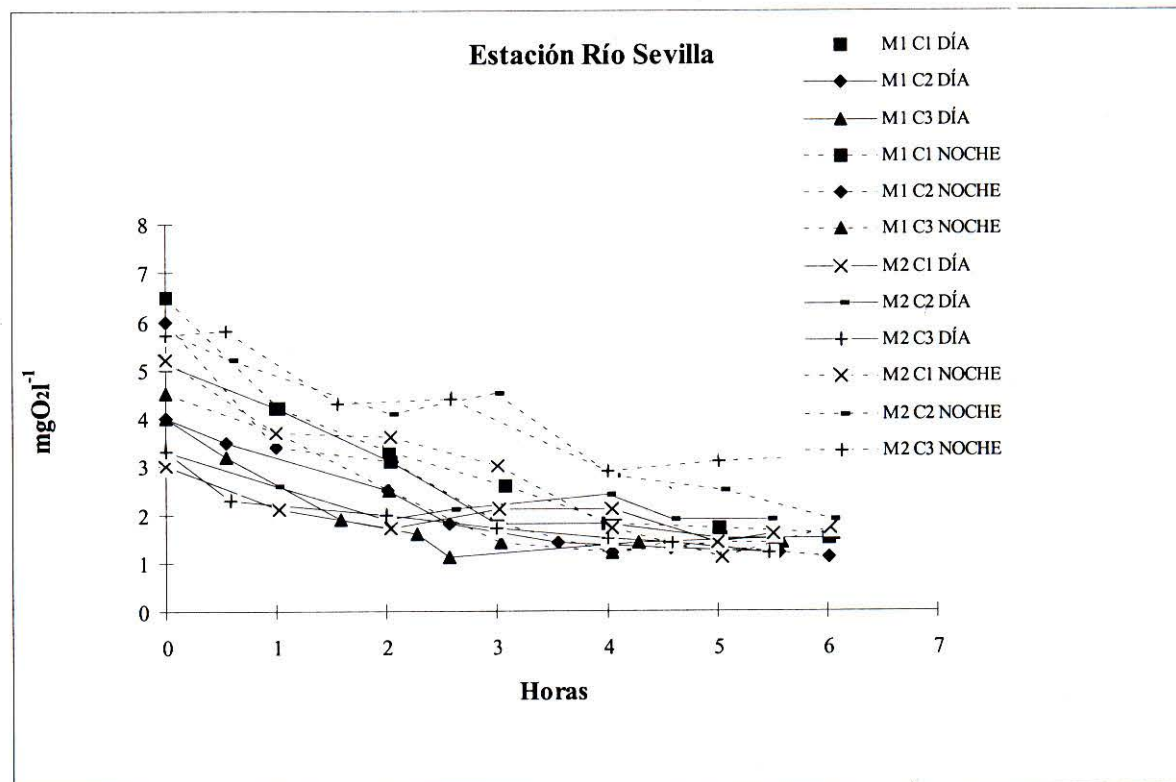
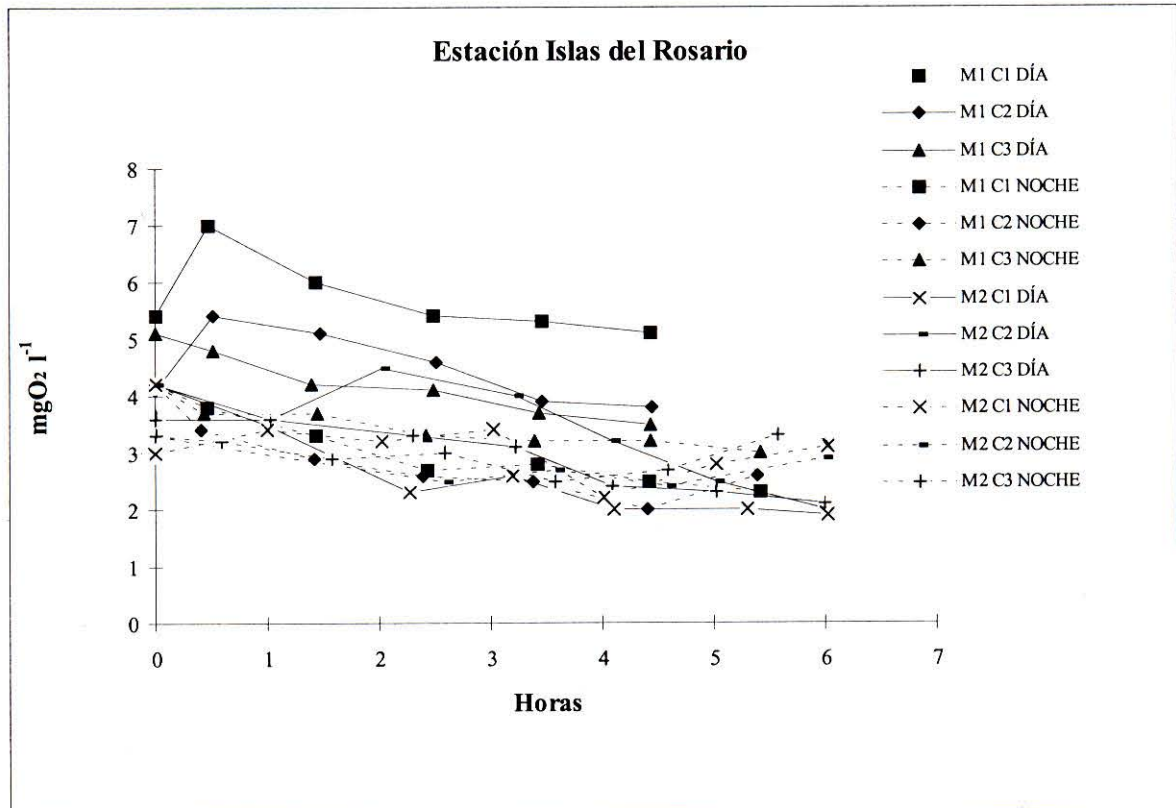


Figura 3

Iones

En la figura 4 se muestran como ejemplos los comportamientos de los cambios de concentración del amonio y los ortofosfatos en función del tiempo de incubación en cámaras abiertas al fondo. En general, se encontró una elevada variación tanto entre cámaras, como entre concentraciones de los iones al interior de las cámaras a lo largo del tiempo. Las cámaras cerradas al fondo mostraron un comportamiento similar, variando en la mayoría de los casos entre los mismos límites. Ni el amonio ni el nitrito mostraron comportamientos de variación de concentración que hicieran suponer alguna tendencia de flujo en una u otra dirección a lo largo del tiempo. El comportamiento de los ortofosfatos fue similarmente variable, aunque en varios casos las concentraciones fueron indetectables.

Para los tres iones considerados, los flujos entre cámaras abiertas al fondo, cerradas al fondo y muestreos no presentaron diferencias entre los períodos del día. Sin embargo, para el ortofosfato se presentó en RS un aumento de la cantidad que fluyó al agua sobrenadante a lo largo del tiempo en casi todas las cámaras, especialmente a partir de la segunda hora de muestreo, y que fue más acusado en el muestreo 1 de noche.

Al igual que en el caso de las cámaras abiertas al fondo, los cambios de concentración de los iones en función del tiempo de incubación en núcleos de sedimento mostraron una elevada variación, tanto entre núcleos como al interior de cada núcleo (Fig. 5). Empero, en general los tres iones mostraron un comportamiento más homogéneo de cambio que en las cámaras abiertas y de fondo cerrado, lo que permitió vislumbrar en la mayoría de los casos para cada núcleo un comportamiento consistente de flujo neto en una u otra dirección. Además, los cambios de concentración dentro de las seis primeras horas fueron mayores para los núcleos de sedimento. En particular, para el amonio las concentraciones aumentaron casi siempre, aunque se pudo observar una menor intensidad de aumento luego de 12 horas. Para el nitrito sólo se detectaron ligeros aumentos a lo largo del tiempo en una de las estaciones. Para los ortofosfatos, en cambio, aunque el comportamiento general fue más homogéneo en los núcleos que en las cámaras, también hubo variación en la dirección del flujo durante la incubación al interior de los núcleos; empero, hubo casos claros de cambios de concentración consistentes con flujos netos en una u otra dirección.

Flujos

Reflejando los resultados arriba presentados, las tasas de flujo calculadas presentaron en general amplia variación

entre réplicas, sin tener en cuenta si se obtuvieron a partir de cámaras abiertas al fondo, cerradas al fondo, o núcleos.

El valor promedio de las tasas de flujo mostró que las más intensas son las de amonio y las más bajas las de nitrito (Fig. 6). En todos los casos se detectaron tasas promedio positivas de amonio. Las incubaciones mediante núcleos permitieron inferir tasas mayores que con las cámaras; igualmente, los núcleos como las cámaras mostraron una mayor tasa promedio de flujo en RS que en IR. Las cámaras de fondo cerrado fueron las que mostraron la menor tasa promedio de flujo de amonio.

Las tasas de flujo calculadas por medio de las cámaras abiertas, cerradas y núcleos, mostraron comportamientos contradictorios en cuanto al flujo obtenido de nitrito. Las mayores tasas se obtuvieron en las cámaras abiertas, las cuales mostraron un flujo negativo en IR y positivo en RS; mientras que en núcleos y cámaras cerradas se presentó un flujo inverso, con magnitudes de tasa de flujo similares y menores que las detectadas con las cámaras abiertas. Para ortofosfatos tanto en las cámaras abiertas como en los núcleos (en menor medida), se detectó un flujo positivo del ión en RS. En IR los métodos mostraron resultados contradictorios, un flujo pequeño positivo en las cámaras abiertas y uno negativo y ligeramente más intenso en los núcleos. Las cámaras cerradas permitieron inferir un flujo negativo en IR, más intenso que los medidos con los otros dos métodos, y un flujo negativo de menor intensidad en RS.

Aspectos logísticos

Durante los muestreos se encontró que la incubación de cámaras *in situ* presentó varios problemas. En tres de los muestreos se presentó turbulencia en el agua en cuestión de minutos, la cual fue lo suficientemente fuerte para soltar el bote, y provocar que las cámaras se aflojaran y en algunos casos se abrieran, haciendo necesario reanudar la incubación. La fuerte corriente de entrada o salida del agua por la Boca de la Barra ocasionó en varios muestreos el arrastre de sedimentos alrededor de las cámaras, llegando en algunos casos a levantarlas del lado que estaba en contra de la corriente. En las bombas magnéticas sumergibles se detectó que a medida que el tiempo de muestreo transcurría la batería se iba descargando, con lo cual la agitación cada vez se iba haciendo más débil. La evidencia más clara de esta variación se observó en uno de los muestreos, en el cual fue necesario reemplazar la batería por descarga, y al arrancar las bombas con la nueva batería, el agua salió turbia y el oxígeno bajó bruscamente, lo que evidenció una perturbación de los sedimentos. El elevado consumo de oxígeno por el fondo en ambas estaciones, no permitió que el tiempo de incubación fuera mayor

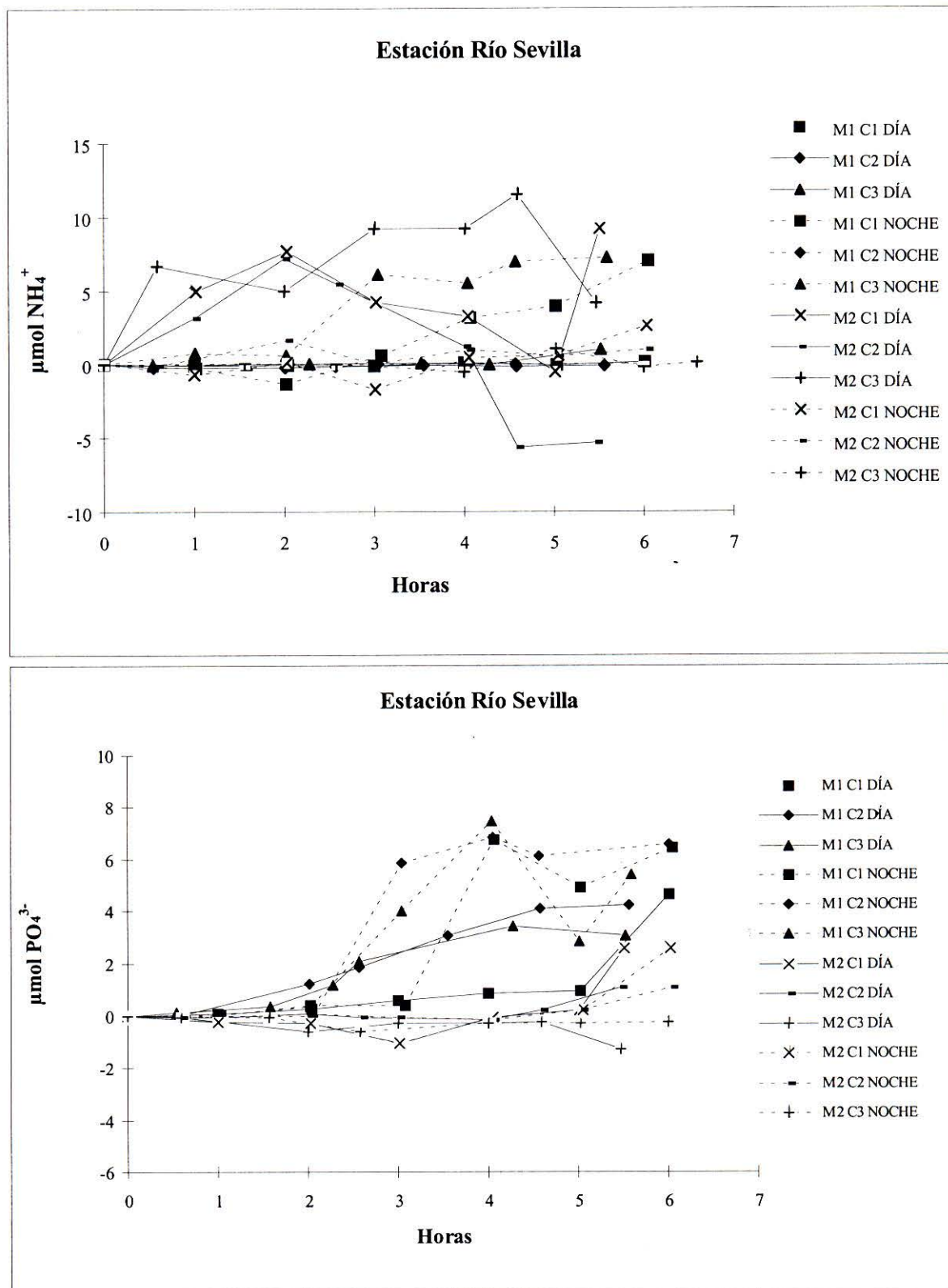


Figura 4

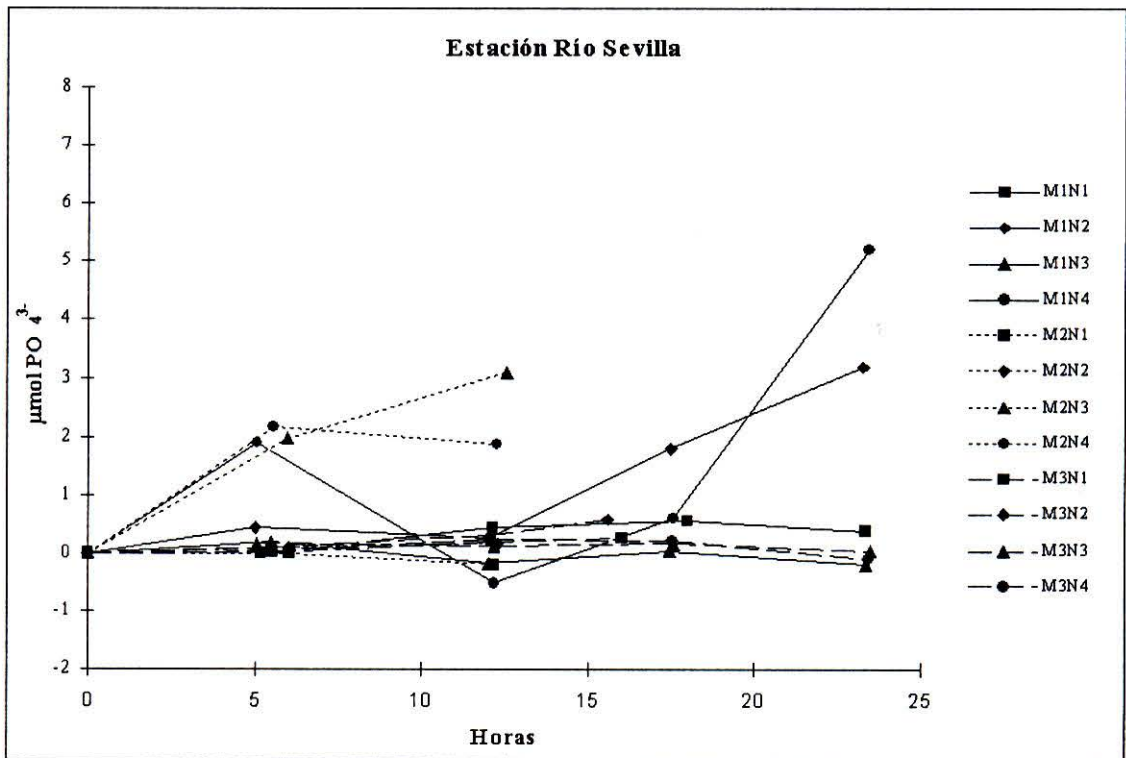
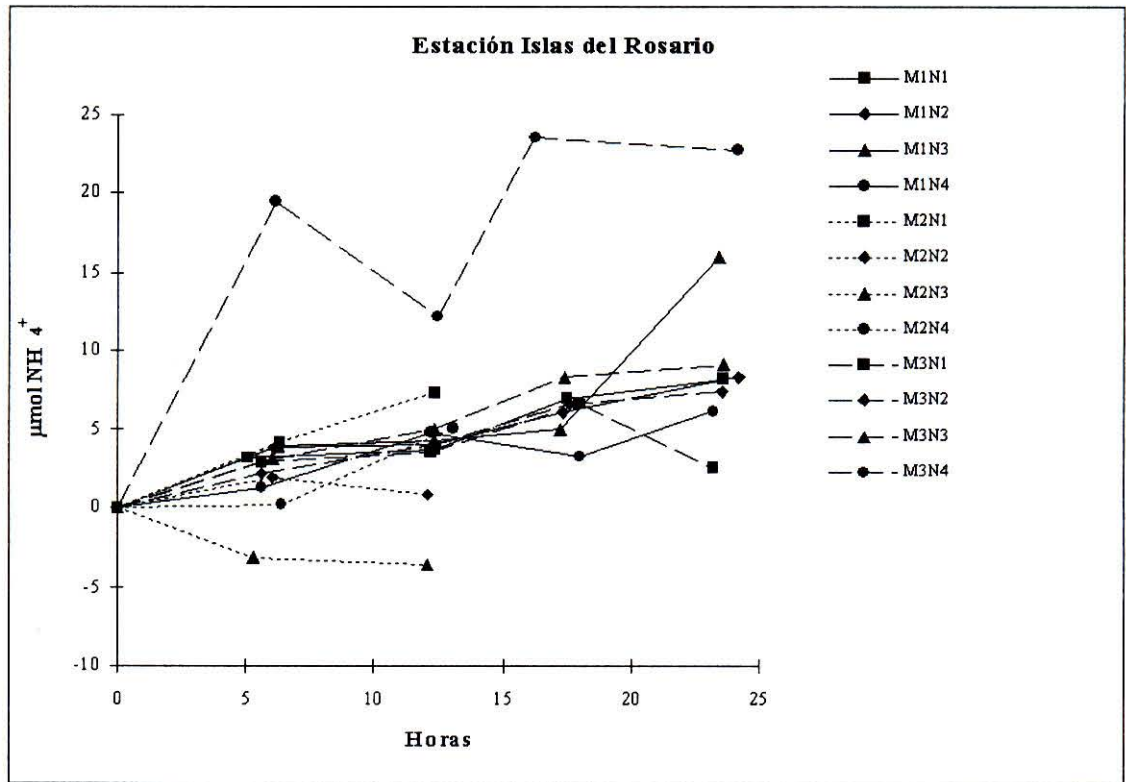


Figura 5

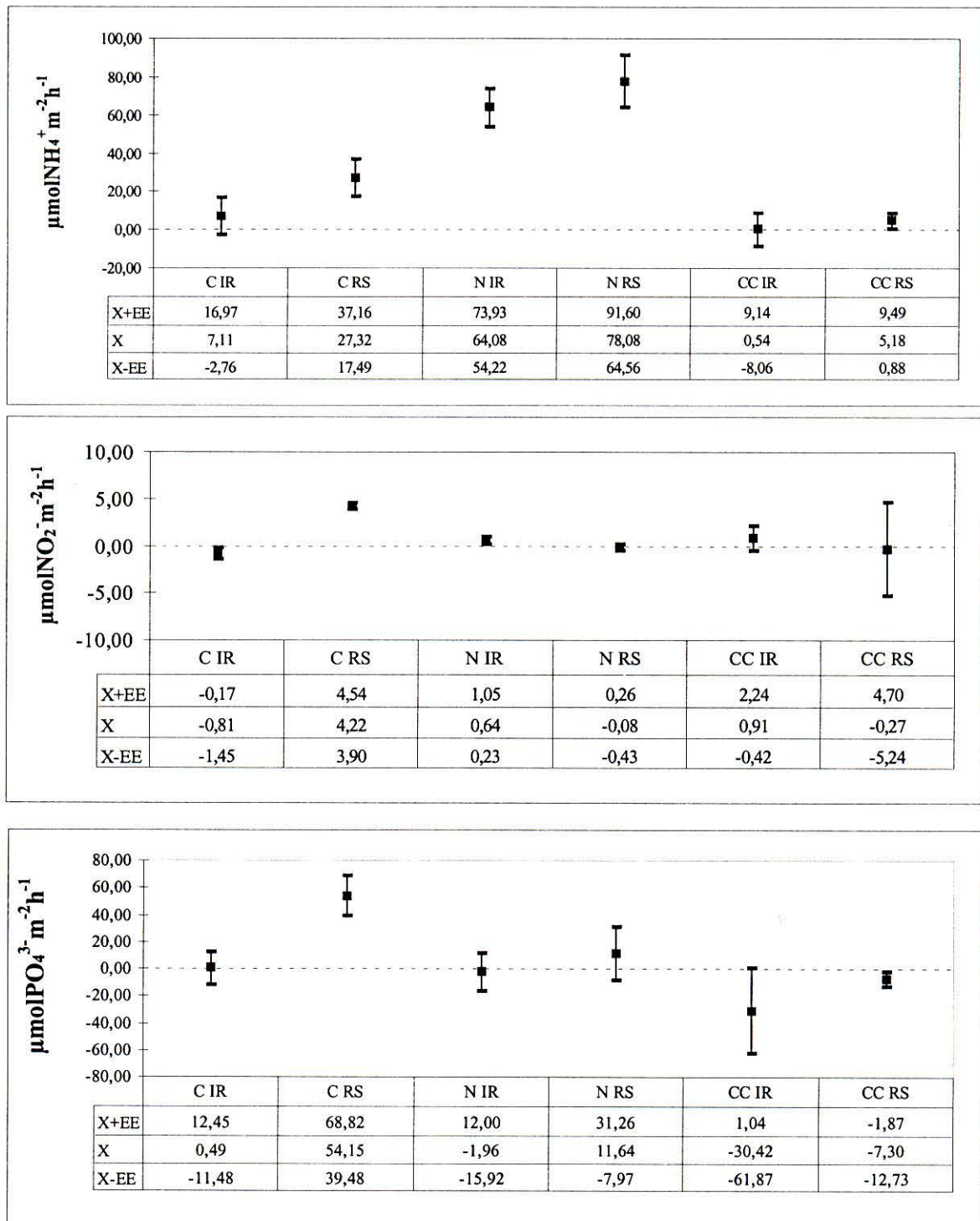


Figura 6

a seis horas, tiempo que no alcanzó para permitir medir en varios casos cambios de concentración lo suficientemente altos para obtener datos de flujo confiables. Finalmente, debido a la falta de equipos adecuados para obtener determinaciones de nutrientes en el campo, y la elevada cantidad de muestras tomadas con cámaras, fue necesario congelarlas y efectuar las determinaciones finales en algunos casos hasta dos semanas después.

En la incubación de núcleos de sedimento, el hecho de extraer el sedimento del medio e incubarlo en laboratorio, el mantener la concentración de oxígeno constante y alta mediante aireación continua, y el incubar los núcleos en la oscuridad, seguramente afectaron los flujos que se sucederían naturalmente en los fondos de la CGSM.

Discusión

Oxígeno

La progresiva disminución en la concentración de oxígeno en las incubaciones de sedimentos en la CGSM, demuestra que las cámaras efectivamente aislaron eficientemente la parte del fondo que cubrieron. La disminución de la concentración de oxígeno en tan sólo 6 horas en ambas estaciones es un claro indicativo de la elevada actividad metabólica en la CGSM (Hoppe *et al.*, 1983), que consume oxígeno a tasas más altas que en otros estuarios y lagunas costeras (Teague *et al.*, 1988; Arenas & De la Lanza, 1990). Moreno (1990) encontró también que para la CGSM los componentes bacterial y químico del sedimento presentaron un elevado consumo de oxígeno. Este autor propuso que el elevado consumo es debido al alto aporte de detritus que reciben estos fondos, lo cual favorece el florecimiento de la comunidad bacterial. Señaló además que los excedentes orgánicos que se depositan generan actividades anaeróbicas subsuperficiales, que producen materiales reducidos, que se difunden hasta la superficie aeróbica del sedimento consumiendo oxígeno, y que este proceso se ve favorecido por el carácter limo-arcilloso de los sedimentos. En concordancia, el mayor consumo de oxígeno de los fondos de RS, detectado tanto con cámaras abiertas al fondo como con los núcleos de sedimento incubados aireados, probablemente es el efecto del mayor contenido de materia orgánica en esta estación, de su menor estado de degradación, de su composición granulométrica y de una comunidad microbiana probablemente diferente de la de IR (Navas, 1998).

La aparente estabilización de las curvas al final de la incubación implicaría una toma diferencial del oxígeno por el fondo. Esto puede deberse a que los organismos agotan el oxígeno hasta cierto nivel, y luego tenderían a

emplear otras fuentes metabólicas (Santschi *et al.*, 1990; Boucher *et al.*, 1994).

La comunidad planctónica encerrada en el agua sobrenadante en las cámaras probablemente no presentó un efecto significativo en los flujos de oxígeno, puesto que no se presentaron diferencias en el comportamiento de éstos en los períodos del día en ambas estaciones. Este resultado difiere del encontrado por Arenas & De la Lanza (1990) quienes en una laguna costera tropical mexicana encontraron flujos positivos promedio de oxígeno de $0,06 \text{ ml}^{-1}\text{h}^{-1}$ en bolsas de plástico cerradas durante las horas de luz.

En las cámaras cerradas la concentración de oxígeno no presentó variaciones a lo largo del tiempo de incubación y no sigue un patrón que pueda relacionarse con las estaciones ni con los períodos del día o muestreos.

Flujos

El comportamiento de las curvas de cambio de concentración de amonio, nitrito y ortofosfato a lo largo del tiempo fue más variable en las cámaras abiertas al fondo, que en los núcleos. En general, los núcleos permitieron detectar flujos más consistentes y tasas más altas que las cámaras abiertas al fondo.

Esta variabilidad fue semejante a la encontrada por Morell & Corredor (1993) y Farías *et al.* (1995, 1996) en zonas costeras.

Las diferencias en los flujos determinados con cámaras incubadas en el mismo sitio y al mismo tiempo, es una evidencia de que dentro de la escala espacial de muestreo (aprox. 10 m^2), las comunidades y/o las características de los sedimentos presentan importantes variaciones.

El comportamiento contradictorio de los flujos de NO_3^- estimados con cámaras y núcleos, así como los bajos valores obtenidos en las concentraciones puntuales durante las incubaciones puede ser un resultado aleatorio debido a la baja magnitud de las concentraciones y a la variabilidad intrínseca de los datos, y probablemente no indique un flujo real en la interfase.

El hecho de que con las cámaras abiertas al fondo se detectaron mayores flujos de ortofosfatos hacia la columna de agua puede ser el reflejo de la mayor oxigenación a que estuvieron sometidos los núcleos en el laboratorio, pues en condiciones aeróbicas éstos tienden a ser retenidos por el sedimento (Slomp *et al.*, 1992; Jensen. *et al.*, 1995).

Finalmente, la incubación de núcleos de sedimento en laboratorio demostró ser menos dispendiosa y permitió analizar las concentraciones de los iones inmediatamente. En general, se puede concluir que con la incubación de núcleos de sedimento se obtuvieron tasas más altas y menos variables.

Variación entre cámaras abiertas y cerradas

Para el amonio, nitrito y ortofosfato las variaciones en la concentración a lo largo del tiempo en las cámaras cerradas al fondo fueron erráticas, muy variables y las tasas de menor intensidad que las detectadas en las cámaras de fondo abierto. Esto demuestra que la actividad metabólica sobre estos iones en la columna de agua es muy baja comparada con la de los sedimentos. Alternativamente, mostrarían que el reciclaje es extremadamente alto y los elementos disponibles son reincorporados inmediatamente (Sánchez & Zea, en prensa). Implica, además, que el efecto del agua sobrenadante sobre los flujos en la interfase agua-sedimento es despreciable para lagunas costeras y otros ecosistemas marinos (Dollar *et al.*, 1991).

Variación de los flujos entre períodos del día

Para los tres iones considerados, los flujos entre cámaras abiertas y cerradas y muestreos no presentaron diferencias entre el día y la noche. Sin embargo, para el ortofosfato se presentó en RS un aumento de la cantidad que fluyó al agua sobrenadante a lo largo del tiempo en casi todas las cámaras, especialmente a partir de la segunda hora de muestreo, y que fue más acusado en el muestreo 1 de noche. Raaphorst *et al.* (1992) mencionan que las tasas de intercambio de fosfato pueden ser influidas por las condiciones de luz prevalecientes, tendiendo a ser consumido por los sedimentos iluminados y liberado en la oscuridad. Mancera y Vidal (1994) proponen que los eventos de mortandades masivas de peces en la CGSM pueden estar relacionadas con florecimientos de algas tóxicas originados, al menos en parte, por un aumento en la concentración de ortofosfato en la columna de agua, provenientes del fondo que se ha tornado anóxico (Sánchez y Zea, en prensa), también encontraron liberación neta de fósforo directamente en la columna de agua durante la noche en la CGSM.

Contribución No..... del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR-, y No.....del Programa Posgrado en Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo económico de COLCIENCIAS y el BID, en el marco del proyecto "Procesos reguladores de la producción biológica en lagunas costeras tropicales" (CO-1101-09-031-93), realizado en conjunto por la Universidad Nacional de Colombia y el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR-. Los autores desean agradecer muy especialmente al investigador Walberto Troncoso por su ayuda en las determinaciones químicas. Contribuciones del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis" -INVEMAR-, y del Posgrado de Biología, Línea de Biología Marina de la Universidad Nacional de Colombia.

Bibliografía

- Arenas V. y G. De la Lanza. 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Ciencias Marinas*, **16**(3): 45-62.
- Botero L. 1988. Caracterización ecológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta, una laguna costera tropical en la Costa Caribe de Colombia, 1-47. En: Botero, L. (E.) Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta, informe primera etapa. Proyecto Colciencias - Invemar, Santa Marta, 200p.
- Boucher G. J. Clavier y C. Garrigue. 1994. Oxygen and carbon dioxide fluxes at the water-sediment interface of a tropical lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **107**: 185-193.
- Boynton W.R., W.M. Kemp y C.G. Osborne. 1980. Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary. En: V.S. Kennedy (E.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press Inc., New York, 93-109.
- CETIH. 1978. Diagnóstico sobre el comportamiento hídrico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Inderena - Universidad de los Andes, Bogotá, 54 p.
- Corredor J.E. y J.M. Morell. 1989. Assessment of inorganic-nitrogen fluxes across the sediment-water interface in a tropical lagoon. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, **28**: 339-345.
- DeAngelis D.L., Mulholland P.J., Palumbo A.V., Steinman A.D., Huston M.A. y J.W. Elwood. 1989. Nutrient dynamics and food-web stability. *Ann Rev Ecol Syst.*, **20**: 71-95.
- Dollar S.J., S.V. Smith, S.M. Vink, S. Obrebsky y J.T. Hollibaugh. 1991. Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California, and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **79**: 115-125.
- Erffa A.F. von, 1973. Sedimentation, Transport und Erosion an der Nordküste Kolumbiens zwischen Barranquilla und der Sierra Nevada de Santa Marta. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, **7**: 155-209.
- Farías L., L. Chuecas y M. Salamanca. 1995. Flujos de amonio a través de la interfase agua-sedimento de Bahía Concepción

- (Chile centro-sur): Mecanismos de intercambio químico. *Gayana Oceanol.*, **39**(2): 99-118.
- . 1996. Effect of coastal upwelling on nitrogen regeneration from sediments and ammonium supply to the water column in Concepcion Bay, Chile. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, **43**: 137-155.
- Giraldo R.H., J. Martínez, L.H. Hurtado, S. Zea y E.R. Madera.** 1995. Análisis de clasificación de series temporales: el caso de la salinidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **24**: 123-134.
- Gocke K.** 1984. Manual para la determinación de procesos de producción y degradación en biotopos marinos, especialmente en lagunas costeras y manglares, sl, sa, 38p.
- Greenberg, A.E., L.S. Clesceri y A.D. Eaton (Eds.).** 1992. Standard methods for examination of water and wastewater. 18 ed, American Public Health Association, Washington D.C., 981 p.
- Hernández, C. y K. Gocke.** 1989-1990. Productividad primaria en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín*, **19-20**: 101-119.
- HIMAT.** 1992. Calendario meteorológico 1992. Instituto Colombiano de Meteorología y Adecuación de Tierras. Ministerio de Agricultura, Bogotá, 169 p.
- Hopkinson, C.S.** 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.*, **94**: 127-142.
- Hoppe H.G., K. Gocke, D. Zamorano y R. Zimmermann.** 1983. Degradation of macromolecular organic compounds in a tropical lagoon (Ciénaga Grande, Colombia) and its ecological significance. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **68**(6): 811-824.
- IGAC.** 1973. Monografía del departamento del Magdalena. Inst. Geográfico "Agustín Codazzi", Bogotá. 162 p.
- Jensen H.S., P.B. Mortensen F.O. Andersen E. Rasmussen y A. Jensen.** 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.*, **40**(5): 908-917.
- Kaufmann R. y F. Hevert.** 1973. El régimen fluviométrico del río Magdalena y su importancia para la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient., Santa Marta*, **7**: 121-137.
- Krom M.D. y R.A. Berner.** 1980. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **25**(2): 327-337.
- Mancera J.E. y L.A. Vidal.** 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **23**: 103-117.
- Morell J.M. y J.E. Corredor.** 1993. Sediment nitrogen trapping in a mangrove lagoon. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, **37**: 203-212.
- Moreno, R.** 1990. Caracterización ecológica: estructura y función de fondos blandos en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 98 p.
- Navas, G.R.** 1998. Flujos de nitrógeno y fósforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis M.Sc., Universidad Nacional de Colombia, Bogotá., 90 p.
- Raaphorst W. Van y A.G. Brinkman.** 1984. The calculation of transport coefficients of phosphate and calcium fluxes across the sediment-water interface, from experiments with undisturbed sediment cores. *Wat. Sci. Tech.*, **17**: 941-951.
- Raaphorst W. Van y H. Kloosterhuis.** 1993. Phosphorus dynamics in intertidal sediments of the Western Dutch Wadden Sea. *Neth. Inst. Sea Res.*, **50**: 49 p.
- Raaphorst W. Van, H.T. Kloosterhuis, A. Cramer y K.J.M. Bakker.** 1990. Nutrient early diagenesis in the sandy sediments of the Dogger Bank area, North Sea: Pore water results. *Neth. Jour. Of Sea Res.*, **26**(1): 25-52.
- Raaphorst W. Van, H.T. Kloosterhuis, E.M. Berghuis, A.J.M. Gieles, J.F.P. Malschaert y G.J.van Noort.** 1992. Nitrogen cycling in two types of sediments of the Southern North Sea (Frisian Front, Broad Fourteens): field data and mesocosms results. *Neth. Jour. of Sea Res.*, **28**(4): 293-316.
- Reeburgh W.S.** 1967. An improved interstitial water sampler. *Limnol.Oceanogr.*, **12**: 163-165.
- Rueda M.E. y J.E. Mancera.** 1995. Alteraciones fisico-químicas de la columna de agua, generadas por el uso del boliche (método de pesca artesanal) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **24**: 23-37.
- Sánchez, R.M. y S. Zea.** En prensa. Metabolismo de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en el pelagial en una laguna costera tropical. *Carib. J. Sci.*
- Santschi P., P. Höhener, G. Benoit y M.B. Brink.** 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Mar. Chem.*, **30**: 269-315.
- Simon A.** 1981. Bases para el plan regional de ecodesarrollo del complejo estuárico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *INDERENA-PNUMA-UNEP*, 282 p.
- Simon N.S.** 1988. Nitrogen cycling between sediment and the shallow-water column in the transition zone of the Potomac River and estuary. I. Nitrate and ammonium fluxes. *Est. Coast. Shel. Sci.*, **26**: 483-497.
- Slomp C.P., W.van Raaphorst, J.F.P. Malschaert, A. Kok y A.J.J. Sandee.** 1992. The effect of deposition of organic matter on phosphorus dynamics in experimental marine sediment systems. En: Benthic response to eutrophication in manipulated marine sandy sediments, *NIOZ-RAPPORT*, **4**: 1-19.
- Sloth N.P., H. Blackburn, L.S. Hansen, N. Risgaard-Petersen y B. A. Lomstein.** 1995. Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **116**: 163-170.
- Teague K.G., C.J. Madden y J.W. Day.** 1988. Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominant estuary. *Estuaries*, **11**(1): 1-9.
- Wiedemann, H.U.** 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: Physical parameters and geological history. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán, Invest. Cient.*, **7**: 85-119.