

FLUJO DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LA INTERFASE AGUA - SEDIMENTO EN UNA LAGUNA COSTERA TROPICAL (CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO)

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

¹Museo de Historia Natural Marina de Colombia, INVEMAR, Cerro de Punta de Betín, Apartado Aéreo 1016, Santa Marta, Colombia. Gnavas@invemar.org.co. ²Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, c/o INVEMAR. Szea@invemar.org.co. ³Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. c/o INVEMAR. nhcampos@invemar.org.co.

RESUMEN. Para evaluar el papel del sedimento sobre la alta producción primaria de una laguna costera tropical, Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe, Colombia), se midió el flujo de nitrógeno y fósforo (inorgánico disuelto, particulado) en la interfase agua-sedimento. Entre 1996 y 1997 se incubaron núcleos de sedimento en el laboratorio y se ubicaron trampas de partículas en campo, en dos estaciones contrastadas por la influencia de aguas dulces y marinas. Los flujos tuvieron una alta variabilidad espacial y temporal pero no mostraron esquemas claros en su dirección e intensidad en relación con las características de los sedimentos o de la columna de agua de las dos estaciones. Esto evidencia una alta heterogeneidad en la naturaleza y actividad de los organismos responsables de los procesos biogeoquímicos. Los sedimentos liberaron en promedio al agua $1643 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ de amonio y $1.3 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ de nitrito, aportando a la columna el 1.90-3.41 % de lo requerido en la producción. En condiciones óxicas normales, el sedimento actuó como sifón del fósforo, absorbiendo en promedio $178 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ disueltos y recibiendo $36277 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ particulados. Pero el fósforo se mantiene en exceso en la columna, en parte, por liberación desde el sedimento en condiciones anóxicas durante florecimientos microalgales masivos.

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

Flux of nitrogen and phosphorus at the water - sediment boundary in a tropical coastal lagoon (Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean).

ABSTRACT. To evaluate the role of the sediment in the high primary production of a tropical coastal lagoon, "Ciénaga Grande de Santa Marta" (Caribbean, Colombia), the flux of nitrogen and phosphorous (dissolved, inorganic, particulate) in the water-sediment boundary was measured. From 1996 to 1997 sediment cores were incubated in the laboratory and sediment traps were deployed in the field, in two sites contrasted by the influence of fresh and marine waters. The fluxes were spatially and temporally highly variable but did not show clear patterns in their direction and intensity in relation to the sediment or water column characteristics at the two sites. This evidences a high heterogeneity in the nature and activity of the organisms responsible of the biogeochemical processes. The sediments liberated to the water on average $1643 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ of ammonium and $1.3 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ of nitrite, offering 1.90-3.41 % of the amount required in production. In normal oxic conditions, the sediment acted as a phosphorous sink, absorbing on average $178 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ dissolved and receiving $36277 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ particulate. But the phosphorous is maintained in excess in the column, in part, due to its liberation from the sediment in anoxic conditions during massive algal blooms.

Key words: Nitrogen, Phosphorous, Sediment, Caribbean, Colombia.

Navas S.G.R., S. Zea & N.H. Campos. 2003. Flujo de nitrógeno y fósforo en la interfase agua - sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano). *CICIMAROceánides*, 18 (2): 45-67.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno y el fósforo en lagunas costeras tropicales se encuentran predominantemente en forma disuelta como iones nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y fosfatos (PO_4^- , HPO_4^{3-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, dependiendo del pH) (DeAngelis *et al.*, 1989; Santschi *et al.* 1990). La mayoría del N y P entra a las lagunas costeras por los ríos

y escorrentía (Hopkinson, 1987; Teague *et al.*, 1988; DeAngelis *et al.*, 1989; Valdés & Real, 1994), como parte de la materia orgánica (MO) particulada y disuelta, y en forma inorgánica disuelta (NID, PID). Gran parte de este material cae en el sedimento, donde se entierra, o es involucrado gradualmente en diversos procesos físicos, químicos y biológicos, que terminan por liberar los iones que la com-

ponen (Boon & Cain, 1988; DeAngelis *et al.*, 1989; Cotner & Gardner, 1993).

El nitrógeno presente en la materia orgánica al interior del sedimento es utilizado por los organismos bentónicos, incorporándolo en sus tejidos, o como medio para obtener energía. Los principales procesos bioquímicos que involucran al nitrógeno en el sedimento son la amonificación, la nitrificación, la desnitrificación y la fijación de nitrógeno (Raaphorst *et al.*, 1992; Farías *et al.*, 1995; Santschi *et al.*, 1990 & Sloth *et al.*, 1995). La amonificación, o liberación de NH_4^+ , ocurre por hidrólisis de materia orgánica y posterior deaminación de aminoácidos. La toma y digestión de materia orgánica y posterior excreción y defecación por invertebrados bentónicos, la autólisis de algas muertas, y la acción exoenzimática de bacterias sobre el material orgánico, contribuyen a liberación de NH_4^+ (Santschi *et al.*, 1990). La nitrificación es un proceso microbiano activo bajo condiciones subóxicas en sedimentos estuarinos y ribereños, en el cual el NH_4^+ actúa como donador de electrones en el proceso de producción quimioautotrófica, siendo oxidado por O_2 a NO_3^- que son luego liberados al medio (Santschi *et al.*, 1990; Law *et al.*, 1991; Rivera-Monroy & Twilley, 1996). Posteriormente, las reacciones de respiración microbiana en la superficie de los sedimentos utilizan el NO_3^- o NO_2^- como aceptor terminal de electrones, produciendo N_2 y N_2O que se liberan a la atmósfera. Finalmente, muchos microorganismos fijan nitrógeno a través de sistemas respiratorios que emplean elementos diferentes al oxígeno como aceptores terminales de electrones, utilizando la energía obtenida para reducir CO_2 a carbohidratos. (Santschi *et al.*, 1990; Law *et al.*, 1991; Raaphorst, *et al.*, 1992).

El fósforo contenido en el material sedimentado puede ser liberado o incorporado al sedimento de acuerdo a la cantidad y naturaleza de la materia orgánica que se deposita, a la actividad de los organismos y a las características (en especial al potencial redox) de los sedimentos. Generalmente los fosfatos son retenidos en sedimentos oxidados, como es el caso de las capas superiores del sedimento (Arenas & De la Lanza, 1990; Raaphorst *et al.*,

1992). Además, parte de éste puede ser retenido por adsorción de los iones disueltos en las partículas de sedimento y en agregados orgánicos y por la formación de hidróxidos de hierro y aluminio (Raaphorst *et al.*, 1990, 1992; Jensen *et al.*, 1995). Sin embargo, parte del fósforo constituyente de la materia orgánica depositada recientemente sobre el sedimento se libera rápidamente a partir de la actividad degradadora de bacterias y alimentaria de ciliados (DeAngelis *et al.*, 1989; Jensen *et al.*, 1995). Parte del fósforo depositado o acumulado en las capas más profundas del sedimento es también liberado gradualmente por procesos de reducción química (Arenas & De la Lanza, 1990; DeAngelis *et al.*, 1989).

Al interior del sedimento se forma un gradiente en la concentración de los elementos nutritivos desde los puntos donde se generan, o están en mayor concentración, hasta los lugares donde se consumen o hacia la columna de agua. La velocidad de dicho flujo depende principalmente, además del gradiente de concentración, del coeficiente de difusión específico de cada ion, y de las características del sedimento (Santschi *et al.*, 1990). La cantidad de nitrógeno y fósforo que fluye del sedimento varía también de acuerdo al régimen climático que, determina la cantidad y calidad de la MO que entra por aporte de los ríos y por escorrentía, y las características fisicoquímicas del agua sobrenadante, las cuales a su vez condicionan tanto a la comunidad presente como a los procesos químicos y biológicos (Boon & Cain, 1988; Teague *et al.*, 1988; Law *et al.*, 1991; Bak & Nieuwland, 1992; Valdés & Real, 1994). En lagunas costeras tropicales someras, los intercambios de N y P entre el agua y el sedimento pueden ser modificados por la resuspensión de sedimentos producto del régimen de vientos (Santschi *et al.*, 1990; Farías *et al.*, 1994).

Varios estudios (Simon, 1988; Teague *et al.*, 1988; Arenas & De la Lanza, 1990; Dollar *et al.*, 1991; De Angelis *et al.*, 1989; Raaphorst *et al.*, 1992; Farías *et al.*, 1995) realizados en lagunas costeras tropicales han demostrado que el sedimento aporta una fracción significativa de los requerimientos de nitrógeno y fósforo del fitoplancton en la colum-

na de agua, constituyendo entre el 0 % y el 190 del nitrógeno y el 52 % y el 330 % del fósforo requeridos. Esta investigación se enfocó en el intercambio de N y P en la interfase agua-sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta -CGSM, una laguna costera tropical somera en el Caribe colombiano, que sostiene una de las más altas producciones primarias brutas del mundo (Hernández & Gocke, 1989 - 1990; Sánchez & Zea, 2000). Buscó describir y comparar el comportamiento de los flujos de acuerdo con las características estuarinas y de fuerte influencia de agua dulce y las épocas climáticas, y relacionar los flujos de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos con la composición granulométrica y contenido de materia orgánica del sedimento. Habiéndose evaluado más o menos simultáneamente el papel del metabolismo del N y P en la columna de agua (Sánchez & Zea, 2000), se pretendió también valorar el papel relativo del aporte de N y P del sedimento en la alta producción primaria de la CGSM.

ÁREA DE ESTUDIO

En el sistema de caños, lagunas y pantanos de manglar que conforman el delta exterior del Río Magdalena en la costa Caribe de Colombia (10°43' -11°00' N; 74°16' -74°35' W, IGAC, 1973), se encuentra el espejo de agua de la CGSM (Fig. 1). Con sus aproximadamente 450 km² de área, se constituye en la laguna costera tropical más grande de Colombia (CETIH, 1978, Wiedemann, 1973) y en uno de los ecosistemas lacustro estuarino más importantes de la cuenca del Caribe (Giraldo *et al.*, 1995; Rueda & Mancera, 1995).

La región tiene clima semiárido (CETIH, 1978) con cuatro épocas climáticas: sequía (diciembre - abril), lluviosa menor (mayo - junio), seca menor (julio - agosto), y lluviosa mayor (septiembre - noviembre) (Kauffman & Hebert, 1973). La temperatura media anual del aire oscila entre 27 y 29 °C y el régimen de precipitación anual es de 400 a 1300 mm, mostrando un potencial de evapotranspiración anual de aproximadamente 1800 mm (IGAC, 1973; HIMAT, 1992). El área está influenciada por los vientos Alisios del norte y noreste, alternando con periodos de calma; en la época

de máximas lluvias soplan los vientos ecuatoriales del sur (Erffa, 1973; Simon, 1981). La CGSM tiene una profundidad que oscila entre 1,5 y 2 m (Wiedemann, 1973). El nivel de marea varía menos de 20 cm, oscilando la profundidad en mayor medida por las inundaciones estacionales (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 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 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 suroriente 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 (Kauffman & Hebert, 1973; CETIH, 1978; Botero, 1988; Hernández & Gocke 1989-1990).

Los sedimentos blandos cubren gran parte del fondo y están conformados principalmente por arcillas y fangos arenosos, arcillosos y limosos (Moreno 1990). En algunos sectores, sobre todo al norte, se halla tapizado por conchas y bancos (hoy muertos) de la ostra *Crassostrea rhizophorae* (Botero, 1988; Rueda & Mancera, 1995). El aporte alóctono al espejo de agua de la CGSM de nutrientes y MO, provenientes del manglar de borde que lo rodea y de los ríos que desembocan allí, aunado a un intenso movimiento y dispersión de los materiales provocado por corrientes, turbulencia y resuspensión, e intensos y complejos procesos de reciclaje en la columna de agua y en el fondo, contribuyen a mantener los altos niveles de producción primaria (Hernández & Gocke, 1989-1990; Sánchez & Zea, 2000). Fuentes adicionales de nutrientes y MO, aparentemente en incremento, son los desechos antropogénicos provenientes de aguas residuales de los pueblos de borde y palafíticos, y de la agroindustria del banano y palma africana.

Los muestreos se realizaron en dos sitios: el primero ubicado frente al poblado de Islas del Rosario, a varios centenares de metros al occidente de la Boca de la Barra, y el segundo, cerca y un poco hacia el norte de la desembocadura del Río Sevilla (Fig. 1). Estos sitios fueron escogidos para contrastar la influencia de las características granulométricas y de materia orgánica del sedimento y la entrada de pulsos mareales de aguas marinas o de flujo de agua dulce proveniente de un río, so-

bre los procesos metabólicos de N y P del sedimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación de los flujos de N y P inorgánicos disueltos y particulados se realizaron cuatro faenas de muestreo así: marzo a mayo de 1996, septiembre de 1996, febrero de 1997 y mayo de 1997. En cada una se realizaron muestreos en tres días diferentes sepa-

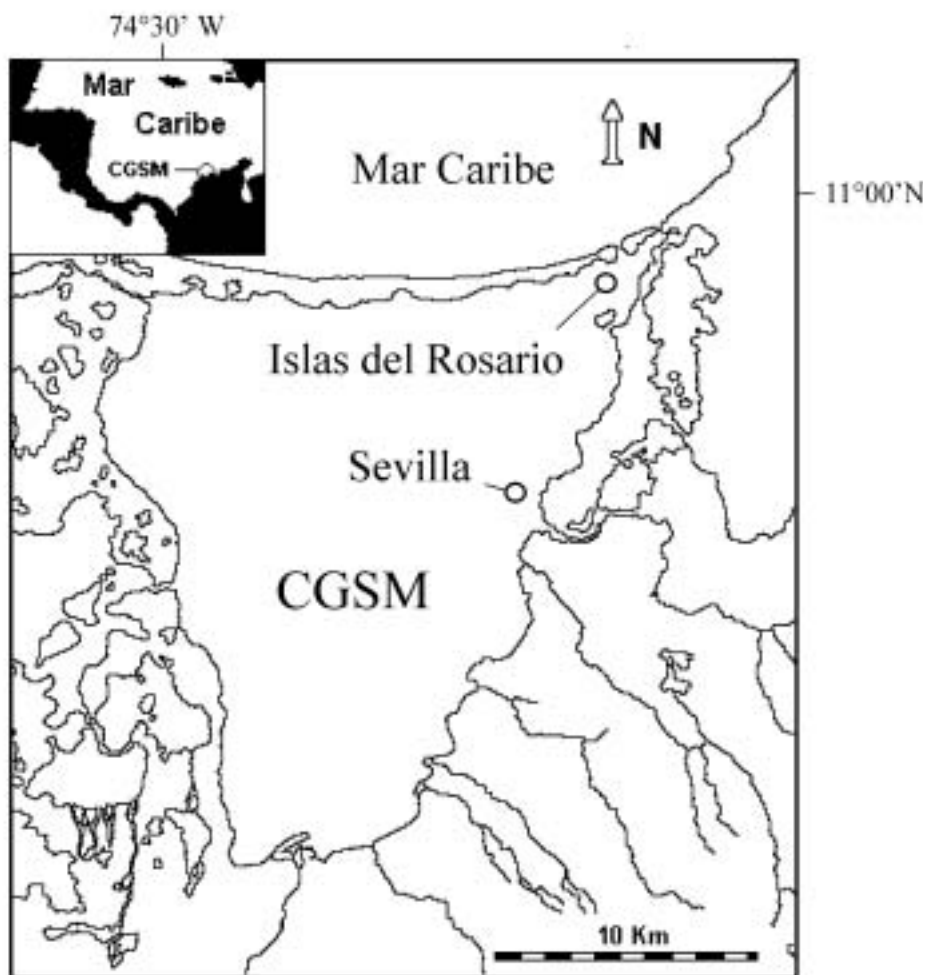


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo de Islas del Rosario y de la desembocadura del Río Sevilla en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

Figure 1. Sampling stations at Islas del Rosario and the mouth of Sevilla River at "Ciénaga Grande de Santa Marta".

rados entre sí por al menos una semana, para un total de 12.

Características del medio pelágico

Para caracterizar el medio pelágico de los sitios de muestreo, se utilizaron datos de transparencia del agua (medida con disco Secchi), temperatura y salinidad superficial, y concentraciones superficiales de nitrito, nitrato, amonio y ortofosfatos, obtenidos quincenalmente por INVEMAR durante la temporada de muestreo en las cercanías de los sitios.

Flujo de N y P inorgánicos disueltos

Se tomaron cuatro núcleos intactos de sedimento por estación, empleando un pistón de émbolo manual provisto de una válvula de purga, construido de tal manera que enterrara hasta 20 cm de profundidad en el sedimento un corazonador cilíndrico de PVC de 35 cm de largo y 10 cm de diámetro interno, dejando así un espacio para ajustar una columna de agua de 12 cm de altura (ver detalles en Navas *et al.*, 2002). Los corazonadores con sus núcleos de sedimento y agua sobrenadante fueron cerrados herméticamente, se ubicaron en un soporte dentro de un recipiente de poliestireno, y se transportaron al laboratorio dentro de las siguientes cuatro horas. Adicionalmente, se tomaron 5 l de agua de cada estación, la cual se filtró en el laboratorio para remover el plancton y el material particulado, a través de filtros GF/C de 0.45 μm de poro, previamente combustiónadas a 550 °C por 8 h y prelavados con agua destilada. La salinidad del agua se determinó por medio de sonda electrométrica (± 0.1).

En el laboratorio los corazonadores con sus núcleos fueron envueltos en bolsas plásticas oscuras 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 según datos tomados por el INVEMAR) controlada por medio de un

termostato. Después de 15 min de reposo el agua sobrenadante se sifoneó y reemplazó con agua filtrada del lugar de origen. Se mantuvo oxigenada por un lento burbujeo continuo empleando aireadores magnéticos, lo cual también evitó la estratificación. El oxígeno en el agua sobrenadante a los núcleos se mantuvo siempre por encima de 3.5 mg l^{-1} (4.0 a 5.8 mg l^{-1} para los núcleos de Islas del Rosario, 3.5 a 5.5 mg l^{-1} para los de Río Sevilla). Estos valores estuvieron en el intervalo de concentración normal medido unos pocos cm sobre el sedimento en ambas estaciones (3 - 5.3 mg l^{-1} en Islas del Rosario y 3-6.5 mg l^{-1} en Río Sevilla, ver Navas, 1999, y Navas *et al.*, 2002).

Durante la incubación, se tomó una muestra inicial y luego cuatro muestras a intervalos regulares de 6 h hasta 24 h. Las muestras fueron filtradas con filtros GF/C precombustionados y prelavados, y se procesaron inmediatamente. La concentración de los iones de N y P se determinó espectrofotométricamente por medio de la metodología estándar de Greenberg *et al.* (1992), siguiendo las modificaciones propuestas por Gocke (1984) para lagunas costeras. Los límites de detección de la concentración fueron 0.1 $\mu\text{mol}(\text{N o P})^{-1}$ para amonio, nitrito y fosfatos, y 0.2 $\mu\text{mol N l}^{-1}$ para nitrato.

Análisis de sedimentos

Una vez finalizada la incubación de núcleos, el sedimento contenido en cada uno se partió longitudinalmente, empleando una mitad para la determinación granulométrica, y la otra para la medición del contenido de materia orgánica. Cada mitad fue secada a temperatura ambiente y posteriormente en estufa a 75 °C hasta peso constante (Holme & McIntyre, 1971). Para la caracterización granulométrica de cada núcleo se empleó el método de tamizaje en húmedo descrito por Holme & McIntyre (1971), se tomó 25 g del sedimento seco previamente homogenizado, se dispersó con una solución de hexametáfosfato de sodio (6.2 g l^{-1}), se lavó con agua corriente en tamices de 2000, 1000, 500, 250, 125 y 63 μm de poro, y se secó nuevamente cada fracción a 75 °C

hasta peso constante. La determinación del contenido de materia orgánica se efectuó aplicando el protocolo gravimétrico de combustión en mufla a 475 °C (Buchanan & Kain, 1971; Farías *et al.*, 1996). En ambos casos se empleó una balanza de 0.0001 g de precisión.

Flujo de N y P particulados

Para determinar las tasas de flujo de partículas (sedimentos, Np, Pp) se emplearon trampas de sedimento diseñadas de acuerdo con Farías *et al.* (1994) y Zea (1994). Estas consistieron en un tubo soporte de hierro galvanizado de 2.5 cm de diámetro enterrado verticalmente en el sedimento y conteniendo cuatro trampas. Dos de ellas fueron bandejas plásticas rectangulares de 13.2 x 10.8 cm de lado y 1 cm de profundidad, las cuales se introducían en sendos orificios cortados en una lámina de acrílico transparente que descansaba sobre el fondo, de tal manera que sus bocas quedaran a ras con el fondo. Las otras dos consistieron en dos tubos de PVC de 5.4 cm de diámetro interno y 30 cm de altura colocados a 20 cm del fondo en ganchos atornillados al soporte. Las bandejas se utilizaron para determinar el flujo neto de partículas (asumiendo que por estar a ras de fondo se tiene el mismo efecto natural por deposición y resuspensión a que está sometida ese punto del fondo), mientras que los tubos se emplearon para determinar los flujos de partículas hacia abajo, considerando que por su altura lo que se deposita no se resuspende. En cada estación fueron ubicados tres soportes en un área de aproximadamente 10 m². De los 12 días de muestreo para núcleos, solo se ubicaron trampas de sedimento en nueve. Los soportes fueron recuperados luego de dos horas, y los contenidos de las trampas, agua y sedimento, trasvasados a recipientes plásticos. Adicionalmente, se colectaron aproximadamente 500 ml de agua del lugar para estimar la cantidad de N y P particulados en el agua. Las muestras se almacenaron en neveras de poliestireno con hielo, se transportaron al laboratorio y se congelaron hasta su análisis. De cada soporte se eligió al azar una muestra proveniente de caja y una de tubo y, junto con la muestra de agua, se dejaron descongelar para luego ser filtra-

das con membranas precombustionadas GF/C de 0.45 µm. Los filtros se secaron en estufa a 75 °C hasta peso constante (Holme & McIntyre, 1971), se pesó la cantidad de material retenido y se almacenaron en desecador. El contenido de N y P total en los filtros, previamente macerados, se midió mediante digestión con peroxodisulfato en olla de presión, que libera el nitrógeno como nitrato y el fósforo como ortofosfato, los cuales se miden posteriormente por espectrofotometría (Koroleff, 1970; Raimbault & Slawyk, 1991). El método asume la total oxidación del N y P, y el límite de detección es el mismo determinado para el nitrito y ortofosfato.

Debido a la poca cantidad retenida por cada filtro, se reunieron los filtros obtenidos de las tres bandejas, y los de los tres tubos para cada muestreo, y por ello se obtuvo para cada día de muestreo un solo valor de Np y Pp total por tipo de trampa y para la columna de agua.

Análisis de datos

En el diseño experimental se consideraron las estaciones de muestreo (sitios) como un factor fijo, puesto que fueron escogidas a priori por sus condiciones particulares, y porque los flujos serían el resultado de la interacción entre las propiedades del sedimento con el medio ambiente local. Las faenas (4), así como los muestreos (12), anidados en faenas (de a tres por cada una), se consideraron como factores aleatorios. Los datos se presentan, según el caso, en promedios por factor (\pm 1 error estándar).

Las tasas de flujo de iones disueltos se calcularon a partir de la pendiente de la regresión de la cantidad acumulada de sustancia que fluyó (µmol) al agua sobrenadante de los núcleos de sedimento por intervalo de tiempo, referida al volumen de incubación, que disminuía a medida que se obtenían muestras. Al igual que Dollar *et al.* (1991), se inspeccionaron las gráficas de regresión, para excluir de los cálculos aquellos puntos claramente fuera del esquema general, o que cambiaban bruscamente la tendencia de los demás. En total, de las 96 gráficas se excluyó un punto en ocho

de ellas. Los flujos fueron expresados en $\mu\text{mol}(\text{N o P})\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Corredor & Morell 1989; Farías *et al.*, 1996), positivos si hubo flujo hacia el agua sobrenadante y negativos si hubo flujo hacia el sedimento. Para las 24 horas de incubación, asumiendo flujo en una sola dirección y con mínimo un cambio detectable entre muestreos, los límites de detección de los flujos (teniendo en cuenta los límites de detección experimental ya mencionados) fueron de $\pm 0.75 \mu\text{mol}(\text{N o P})\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ para amonio, nitrito y PID, y de $\pm 1.5 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para nitrato. En los casos en que los cambios fueron erráticos en ambas direcciones, se calcularon flujos aún menores.

La variación en los flujos de iones se analizó por un ANOVA multifactorial complejo (sitios, faenas, muestreos, interacciones) usando la opción "random" de SAS (1988). Los valores de tasas de flujo antes de ser corridos los ANOVAS se transformaron mediante el procedimiento de Box-Cox, empleando la rutina BASTAT (Rohlf, 1981). Una vez corridos los ANOVAS se analizó la normalidad y homogeneidad de varianzas de los residuos mediante los tests de Kolmogorov-Smirnov y de Bartlett (Sokal & Rohlf 1981), respectivamente. De otro lado, para cada ion, se verificó si el promedio global de flujo por sitio era diferente a cero mediante una prueba de t-Student (Sokal & Rohlf, 1981).

Los porcentajes en peso de cada fracción granulométrica de los sedimentos en los núcleos se usaron en un análisis de componentes principales (ACP) (Clarke & Warwick, 1994) para ordenar los núcleos e interpretar sus diferencias entre sitios y al interior de ellos. El contenido de materia orgánica de los sedimentos se calculó como porcentaje en peso. La tasa de sedimentación de partículas totales en $\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ se determinó a partir de los datos de cantidad de sedimento depositado, luego de serle restada, a cada una de las tres réplicas por tipo de trampa, la cantidad de sólidos presentes en la columna de agua (una sola muestra). Se calculó la tasa de flujo ($\mu\text{molm}^{-2}\text{d}^{-1}$) de Np y Pp para cada una de las tres réplicas por tipo de trampa multiplicando la cantidad de material retenido por el porcentaje de N y P determinado en el correspondiente

muestreo (una muestra), restándole previamente la cantidad presente en el volumen del agua colectado con los sedimentos en las trampas.

Para determinar la posible relación entre las tasas de flujo de los iones entre sí, y entre éstos y el porcentaje de materia orgánica de los núcleos y las coordenadas de cada núcleo en los componentes uno y dos de la ordenación granulométrica, se utilizó un análisis de correlación por rangos de Spearman (Sokal & Rohlf, 1981), en general ($n = 96$) y por separado para cada sitio ($n = 48$ por sitio). Estas correlaciones se hicieron sin tener en cuenta que los factores de clasificación del diseño muestral (faena, día de muestreo, núcleo) introducen autocorrelación y falta de independencia de una manera compleja (Zea *et al.*, 1998). Por ello, sólo pueden ser tomadas como guía de posibles relaciones de causalidad y deben ser interpretadas con cautela. Para correlacionar la salinidad y los flujos de particulados con los flujos de iones disueltos, se utilizaron los promedios por día de muestreo ($n = 12$ para salinidad e iones disueltos, $n = 9$ para particulados).

RESULTADOS

Características generales del medio pelágico en las estaciones de muestreo

Aunque en ambas estaciones el comportamiento estacional de la salinidad fue bastante similar ($r_s = 0.89$, $p = 0.0001$, $n = 12$), ésta fue ligeramente mayor en Islas del Rosario (6.5 - 35.3, promedio de 20.2) que en Río Sevilla (2.8 - 26.2, promedio 15.5), evidenciando la mayor influencia de entrada de aguas marinas en la primera por su cercanía al mar y de aguas dulces en la segunda. Mientras que Islas del Rosario presentó valores de salinidad superiores a 20 entre enero y julio, en Río Sevilla éstos ocurrieron apenas entre abril y mayo. La profundidad del disco Sechi en Islas del Rosario osciló a lo largo del año entre 25 y 70 cm (promedio 45 cm), mientras que en Río Sevilla lo hizo entre 20 y 90 cm (promedio 49 cm). La temperatura promedio en Islas del Rosario fue 30.9°C (28.6 - 32.8°C), ligeramente supe-

rior a la de Río Sevilla (25.8 - 31.9 °C promedio 29.7 °C). En la columna de agua las concentraciones de los iones fueron bajas y la mayor parte de las veces no fueron detectables (Islas del Rosario: NH_4^+ : 0 - 2.8, promedio 0.2 $\mu\text{mol l}^{-1}$; NO_2^- : 0 - 0.2, promedio 0.1 $\mu\text{mol l}^{-1}$; NO_3^- : 0 - 1.4, promedio 0.3 $\mu\text{mol l}^{-1}$; PO_4^{3-} : 0 - 0.4, promedio 0.6 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Río Sevilla: NH_4^+ : 0 - 2.9, promedio 0.23 $\mu\text{mol l}^{-1}$; NO_2^- : 0.01- 0.4, promedio 0.13 $\mu\text{mol l}^{-1}$; NO_3^- : 0 - 1.4, promedio 0.14 $\mu\text{mol l}^{-1}$; PO_4^{3-} : 0 - 6.4, promedio 1.36 $\mu\text{mol l}^{-1}$).

Los esquemas estacionales de la concentración de nutrientes en la columna de agua fueron complejos y no se presentan en este trabajo (ver Navas, 1999).

Características de los sedimentos

Los sedimentos fueron claramente diferentes entre las dos estaciones. En el análisis de componentes principales realizado con base en la composición granulométrica de los sedimentos (Fig. 2), los núcleos se segregaron en el primer componente de acuerdo con el sitio. La segregación se debió al mayor componente de arenas muy finas en Islas del Rosario (40.4 ± 0.6 % vs. 5.3 ± 0.4 % en Río Sevilla), y al predominio de limos y arcillas en Río Sevilla (84.7 ± 0.3 % vs. 47.9 ± 1 % en Islas del Rosario). En Islas del Rosario el sedimento era compacto, de consistencia arenosa y de olor sulfuroso débil, mientras que en Río Sevilla era flojo, de consistencia limosa y con abundancia de restos de conchas de bivalvos; estaba cubierto en su parte superior por una gruesa capa floculenta granulosa café oscuro y en la parte inferior era negro, y presentaba un fuerte olor sulfuroso. Las coordenadas de cada núcleo en este primer componente resultaron significativamente correlacionadas con su contenido de MO ($r_s = 0.75$, $p = 0.0001$, $n = 96$), que alcanzó un promedio de 3.6 ± 0.1 % del peso en Islas del Rosario, y fue casi 4 veces mayor en Río Sevilla (12.6 ± 0.3 %). No se observó una relación entre el esquema de distribución entre la composición granulométrica de las muestras ni de su contenido de MO y el ciclo climático, aunque los núcleos de ca-

da día de muestreo tendieron a agruparse en el análisis de componentes, probablemente porque en cada caso estaban ubicados en un área de pocos metros cuadrados.

Flujo de NID y PID

En ningún caso para amonio y nitrito, y en unos pocos casos para PID (5 de 96), hubo flujos calculados por núcleo de cero, indicando que al menos una medida de cambio de concentración en 6 horas estuvo por encima de los límites de detección instrumental. Esto quiere decir que la mayoría de los flujos calculados tiene una base real. Para nitrato, en cambio, 32 de 96 valores calculados fueron cero, seguramente por efecto de la menor precisión experimental de su medida, por lo que sus flujos pudieron subestimarse.

Con excepción del nitrito, cuyo flujo fue significativamente diferente entre sitios y entre días de muestreo, ninguno de los otros iones disueltos presentó diferencias estadísticamente significativas entre los factores principales del diseño experimental (sitio, faena, muestreo, ANOVA multifactorial, $p > 0.05$). Esto se debió a una gran variabilidad, tanto en la magnitud como en la dirección de los flujos, en todos los iones, con frecuencia entre núcleos individuales de un mismo día y casi siempre entre sitios para cada día de muestreo (interacción sitio*muestreo). Las variaciones temporales presentaron un esquema complejo y siempre hubo al menos algún día de cada faena con fuerte desviación respecto de los otros (ver Navas, 1999). Por ello, aquí sólo se presentan comparaciones generales y entre sitios.

El flujo de amonio varió entre -2658 y +7814 $\mu\text{mol Nm}^{-2}\text{d}^{-1}$ y mostró un aporte promedio general neto del sedimento al agua de $+1643 \pm 177$ $\mu\text{mol Nm}^{-2}\text{d}^{-1}$, siendo $+1914 \pm 173$ $\mu\text{mol Nm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para Islas del Rosario y $+1372 \pm 306$ $\mu\text{mol Nm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para Río Sevilla. (Fig. 3A). Estos promedios fueron significativamente diferentes de cero (t-Student, $p > 0.0001$). En cuanto al nitrito, la intensidad

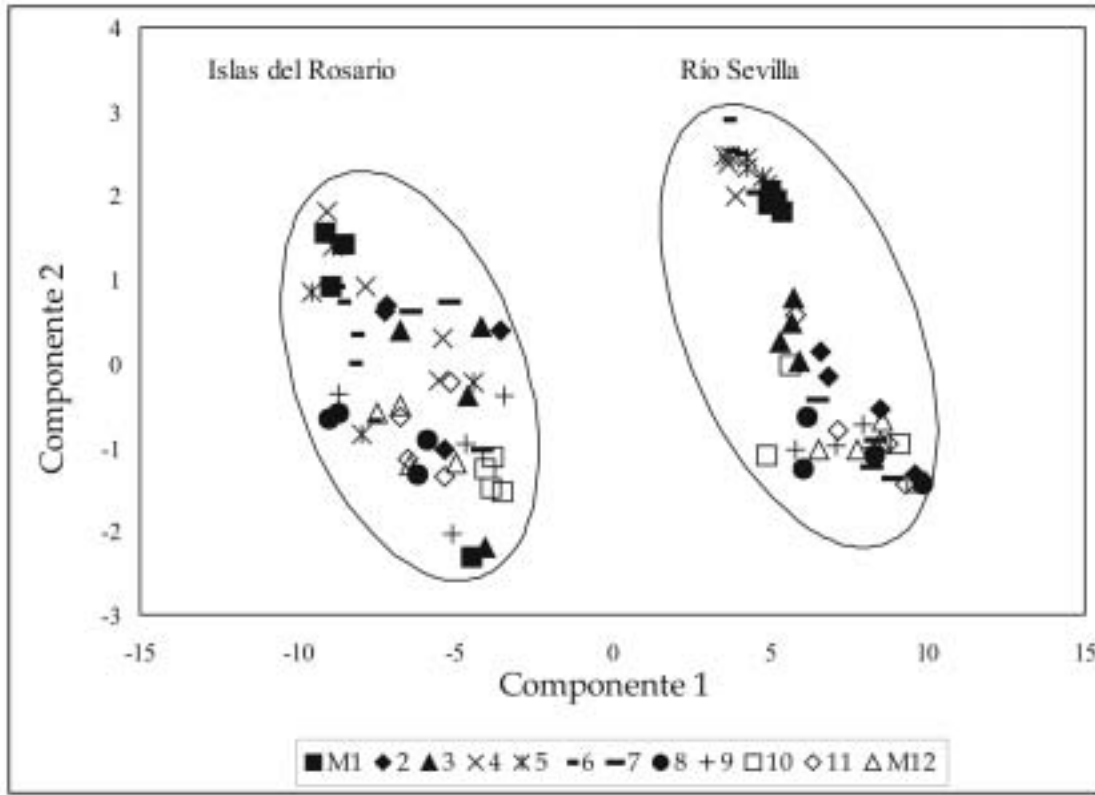


Figura 2. Ordenación (análisis de componentes principales, ACP) de los sedimentos de los núcleos incubados con base en su composición granulométrica para las estaciones de Islas del Rosario y Río Sevilla. El porcentaje de variación explicado por el componente 1 fue del 95.4 %, y de la suma de los componentes 1 y 2 fue del 99.1 %. Los códigos corresponden a las réplicas de los muestreos 1 a 12.

Figure 2. Ordination (principal components analysis, PCA) of the incubated core sediments based on granulometric composition. The percent variance explained by component 1 was 95.4 % and of both components 1 and 2 was 99.1 %. The symbols correspond to the replicates of samplings 1 to 12.

de flujo fue uno a dos órdenes de magnitud menor que para el amonio (-125 a $+56 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$), y ocurrieron diferencias significativas entre sitios en la dirección del flujo (Islas del Rosario: $+9.6 \pm 2.6 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$; Río Sevilla: $-7.1 \pm 3.4 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$, ANOVA, $p < 0.05$), con un promedio general de liberación neta ($+1.3 \pm 2.3 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$) aunque no significativamente diferente de cero (t-Student, $p = 0.58$) (Fig. 3B). Para el nitrato, los flujos promedio general y para cada sitio no fueron significativamente diferentes de cero (t-Student, $p > 0.05$). La mayoría de los valores de flujo de nitrato estuvieron en el mismo orden de magnitud del nitrito, con unos pocos alcanzando magnitudes importantes en ambos sentidos (intervalo total, -661 a $+399 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$).

$^2\text{d}^{-1}$). El flujo total de NID (como la suma simple de amonio, nitrito y nitrato, Fig. 3D), siguió el esquema del amonio, con un aporte neto general a la columna de agua de $+1642 \pm 179 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Islas del Rosario: $+1936 \pm 174 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$; Río Sevilla: $+1348 \pm 310 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$). El PID fluyó en magnitudes extremas similares al amonio (-2084 a $+7805 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$), aunque en promedio, en general y para cada sitio, hubo absorción de fósforo por el sedimento (general: $-178 \pm 77 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$; Islas del Rosario: $-176 \pm 116 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$; Río Sevilla: $-179 \pm 102 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$). Pero solo el promedio general fue significativamente diferente de cero (t-Student, $p = 0.03$) (Fig. 3E).

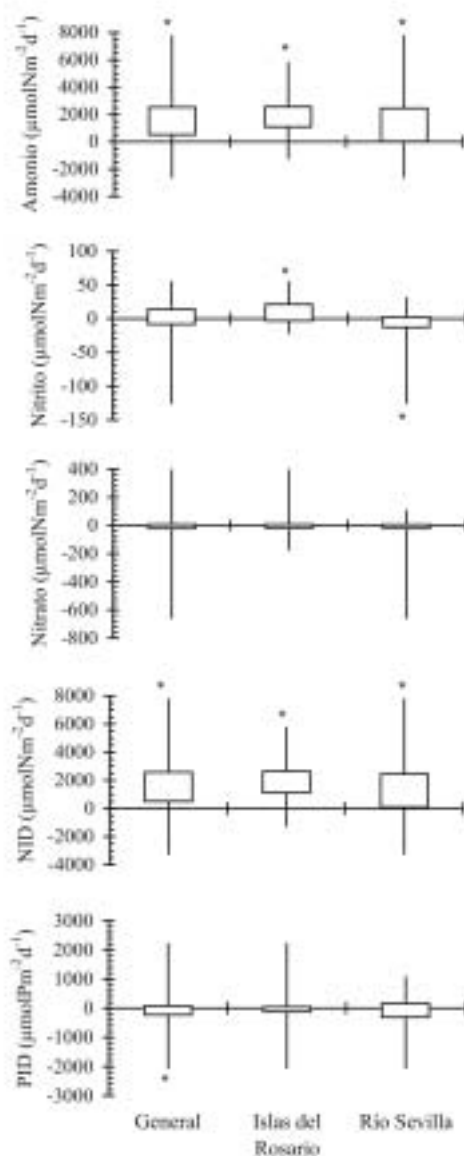


Figura 3. Variación de las tasas de flujo de amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno inorgánico total (NID) y ortofosfatos (PID), entre el agua y el sedimento en núcleos incubados en el laboratorio. Los valores son cambios netos de concentración en el agua sobrenadante ocurridos durante 24 horas (a partir de la pendiente de la regresión de concentración vs. tiempo) en $n=48$ núcleos por sitio ($n = 96$ general); negativos indican absorción neta por el sedimento, positivos liberación neta. Las cajas representan el intervalo de variación entre el primer y el tercer cuartil (25% y 75% de la frecuencia acumulada de los datos) y la línea vertical representa el intervalo entre los extremos mínimo y máximo. *=promedio significativamente diferente de cero (prueba t-Student de dos colas, $p<0.05$).

Figure 3. Variation of of ammonium, nitrite, nitrate, total dissolved inorganic nitrogen (DIN) and ortophosphates (PID) flux rates at the water-sediment boundary in cores incubated in the laboratory. Values are net changes in concentration in the supernatant water occurred throughout 24 hours (calculated from the regression slope of concentration vs. time) in $n= 48$ cores per site (general $n = 96$); negative values indicate net absorption by the sediment, positives a net liberation. Boxes represent the range of variation between the first and third quartile (respectively 25 % and 75 % of the cumulative frequency of the data), and the vertical line represents the interval between the minimal and maximal extremes. *=mean significantly different from zero (t-Student test, two-tailed, $p<0.05$).

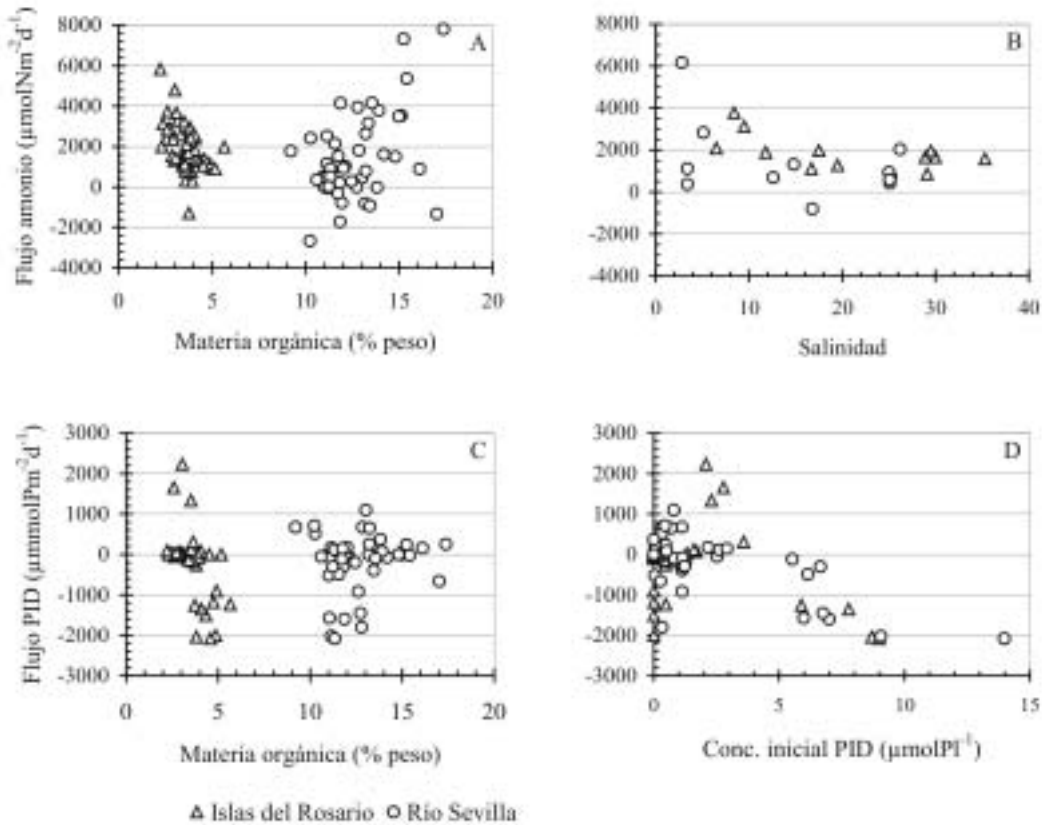


Figura 4. Relación entre flujos de nutrientes y algunas variables del sedimento y la columna de agua para los dos sitios de muestreo. (A) Materia orgánica del sedimento vs. flujo de amonio ($n = 48$ núcleos por sitios); (B) salinidad del agua vs. flujo de amonio (promedio por día de muestreo, $n = 12$ datos por sitio); (C) materia orgánica del sedimento vs. flujo de PID ($n = 96$ núcleos), (D) concentración inicial de PID vs. flujo de PID ($n = 48$ núcleos por sitios).

Figure 4. Relationship between nutrient fluxes and some sediment and water column variables. (A) Sediment organic matter vs. ammonium flux ($n = 48$ cores per site); (B) water salinity vs. ammonium flux (means per sampling day, $n = 12$ per site); (C) sediment organic matter vs. PID flux ($n = 48$ cores per site); (D) initial PID concentration vs. PID flux ($n = 48$ cores per site).

La intensidad y dirección de flujo tuvo poca relación entre los diferentes iones. A pesar de que en algunos casos hubo correlación significativa entre sus flujos (negativa para nitrato vs PID y para amonio vs. nitrito), inspección visual de las gráficas de dispersión de puntos no mostró esquemas consistentes de liberación o absorción en ninguno de los casos. Igualmente, los flujos estuvieron con frecuencia significativamente correlacionados con la concentración inicial de los iones en el agua sobrenadante a los núcleos, pero tampoco en un esquema consistente de liberación o absorción. Solamente en el caso de PID (Fig. 4D), se en-

contraron flujos en ambas direcciones en concentraciones iniciales menores a $10 \mu\text{molPl}^{-1}$, pero sólo flujos negativos (absorción) por encima de dicha concentración. Esto indicaría que en altas concentraciones en el medio pelágico se induce su difusión pasiva al sedimento.

A pesar de las grandes diferencias en contenido de MO en el sedimento (y concomitantemente con la proporción de arenas muy finas y limos) entre Islas del Rosario y Río Sevilla, no hubo una variación consistente en las tasas de flujo de ningún ion con la concentra-

ción de MO, ni con el primer componente de granulometría de los sedimentos. En cambio, si hubo un comportamiento diferencial entre sitios en los flujos en relación con el contenido de MO y la granulometría. Por ejemplo, existió un esquema consistente de disminución de la liberación de amonio a medida que se incrementó la concentración de MO en los núcleos de Islas del Rosario ($r_s = -0.47$, $p = 0.0007$) (Fig. 4A), mientras que no lo hubo para Río Sevilla. El flujo de PID también estuvo correlacionado con la MO en Islas del Rosario ($r_s = -0.51$, $p = 0.0002$), pareciendo ser liberado significativamente en algunos casos sólo en porcentajes de MO menores a 3.6%, y casi siempre absorbido en porcentajes mayores de MO (Fig. 4C). Esto no ocurrió en Río Sevilla. Hubo otras correlaciones significativas entre las tasas de flujo de iones disueltos y las características del sedimento, pero por inspección visual de las gráficas de dispersión no se encontraron esquemas consistentes de liberación o absorción de iones.

En promedio por día de muestreo, solamente los flujos de amonio presentaron una relación consistente con la salinidad del medio. Los mayores valores de liberación promedio ($>2000 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$) ocurrieron en días con salinidades inferiores a 10, independientemente del sitio (Fig. 4B). En salinidades superiores los valores fluctuaron ampliamente debajo de $2000 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$. Para los otros iones no hubo influencia de la salinidad sobre sus flujos.

Flujo de sedimentos, Np y Pp

Como era de esperarse, para las dos estaciones se encontró un mayor flujo de sedimentos hacia abajo que el flujo neto ($-1636 \pm 215 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ vs. $-1135 \pm 133 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$) (Fig. 5A) mostrando que el sistema resuspendió en promedio aproximadamente un 31% de las partículas que se sedimentan. Adicionalmente, aunque bastante variable, siempre hubo un flujo neto de sedimentos hacia el fondo en los sitios de muestreo. Así, asumiendo que el sistema experimental de bandejas empleado refleja los procesos reales de sedimentación y resuspensión, el régimen sedimentario

es deposicional. En Islas del Rosario, con mayor predominio de arenas muy finas, las tasas de sedimentación fueron ligeramente más bajas que en Río Sevilla, aunque la resuspensión fue mayor (42% vs. 12% en Río Sevilla, Fig. 5A) debido a la mayor turbulencia local. En Islas del Rosario se sedimentaron en promedio $-747 \pm 142 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$, mientras que en Río Sevilla $-1513 \pm 380 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$.

De un relativamente alto porcentaje en peso de Np ($1.00 \pm 0.14 \%$) y Pp ($0.47 \pm 0.07 \%$) de las partículas suspendidas en la columna de agua, probablemente como parte de la MOP viva, solamente una fracción minúscula permaneció en el material neto sedimentado, siendo menor para Np (0.002 % en promedio) que para Pp (0.092 % en promedio) (Figs. 5B y 5C). La mayoría de los valores de porcentaje de Np en los sedimentos fueron cero, indicando que los niveles reales están por debajo de los límites de detección del método.

Tanto la cantidad de Pp en agua como en los sedimentos que fluyan hacia abajo como en los que se quedan permanentemente en el fondo (neto), hubo mayores porcentajes de Pp en Río Sevilla en relación con Islas del Rosario (Fig. 5C). Notoriamente, para Pp el material en suspensión posee un mayor porcentaje (0.47 %) que el que fluye hacia abajo (0.198 %) y que el neto que se deposita (0.092 %), indicando sucesivos estados de degradación (Fig. 5C).

El flujo neto de Np hacia el sedimento fue muy bajo en general ($-2043 \pm 1064 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$) y para ambos sitios ($-3937 \pm 2081 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en Islas del Rosario, $-148 \pm 91 \mu\text{molNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en Río Sevilla), y en ningún caso significativamente diferente de cero (prueba t-Student, $p > 0.05$, Fig. 5D). Empero, por la naturaleza aparentemente deposicional del régimen sedimentario, significan un aporte neto de Np al sedimento, y de una magnitud similar a la de liberación de NID desde el sedimento. El depósito neto de Pp, en cambio, ocurrió en una magnitud mucho mayor (promedio general $-36272 \pm 6164 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$), siendo mayor en Río Sevilla ($-59900 \pm 10438 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$) que en Islas del Rosario ($-12650 \pm 1735 \mu\text{molPm}^{-2}\text{d}^{-1}$) (Fig. 5E), y en todos los casos

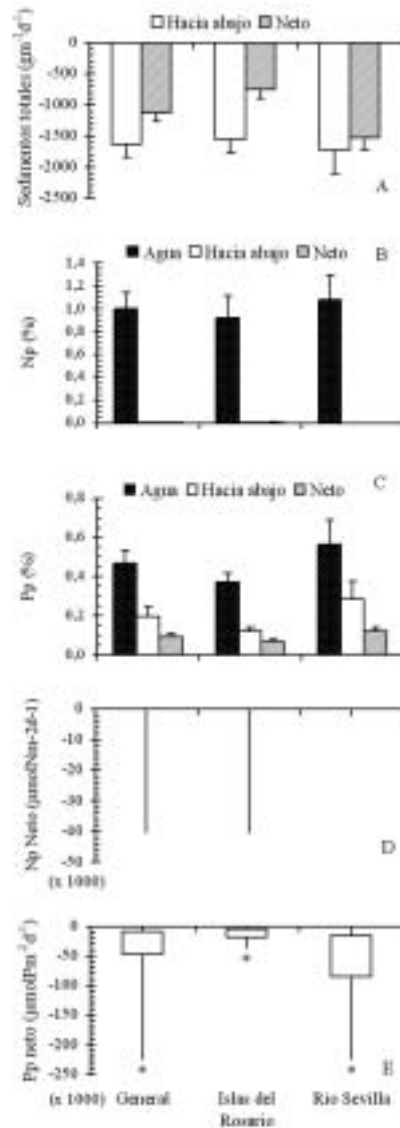


Figura 5. Flujo de material particulado de la columna del agua al fondo medido en trampas de sedimento. Flujo hacia abajo medido en cilindros con la boca a 30-50 cm del fondo ($n = 27$ para Islas del Rosario; $n = 25$ para Río Sevilla; $n = 52$ general); flujo neto medido en bandejas a ras de fondo ($n = 27$ por sitio; $n = 54$ general). (A) Sedimentos totales; (B) y (C) porcentaje de nitrógeno y fósforo en el agua sobrenadante y en los sedimentos atrapados ($n = 9$ medidas por por día de muestreo en cada sitio; $n = 18$ general); (D) flujo neto hacia el fondo de nitrógeno (Np) y fósforo (Pp) particulados (* = promedio significativamente diferente de cero (prueba t-Student de dos colas, $p < 0.05$)).

Figure 5. Flux of particulate material from the water column to the bottom, measured in sediment traps. (A) Total sediments. Downward flux measured in cylinders with their mouth 30-50 cm above the bottom ($n = 27$ for "Islas del Rosario"; $n = 25$ for "Río Sevilla", $n = 52$ general); net flux measured in shallow trays located even with the bottom ($n = 27$ per site, $n = 54$ general). (B) and (C) percentage of nitrogen and phosphorous in the supernatant water and in the trapped sediments ($n = 9$ measurements per sampling day at each site, $n = 18$ general). (D) Net flux to the bottom of particulate nitrogen (Np) and phosphorous (Pp); number of replicates as in (A). * = mean significantly different from zero (t-Student test, two-tailed, $p < 0.05$).

significativamente diferente de cero (prueba t-Student, $p = 0.0001$). Este aporte neto contrasta con la tendencia del sedimento a absorber PID.

DISCUSIÓN

Magnitud y variación de las tasas de flujo de iones y partículas

En este estudio, el método de incubación de núcleos de sedimento en laboratorio presentó una mayor confiabilidad experimental que el uso de cámaras cerradas in-situ, debido a que permitieron mantener constantes las condiciones ambientales del medio (evitaron el agotamiento del oxígeno en el agua sobrenadante al sedimento) el tiempo suficiente para poder detectar los cambios de concentración de los iones considerados por medio de los métodos empleados (Navas *et al.*, 2002). Empero, es posible que se favorezcan los procesos de difusión o desorción de nutrientes durante la resuspensión de sedimentos, que suele ser episódica y elevada en lagunas costeras someras como la CGSM (Toncel, 1983). Esto conllevaría a subestimar, al menos, las tasas de liberación. Sin embargo, las tasas de flujo de NID y PID estimadas para la CGSM son similares, tanto en magnitud como en su elevada variación, a las encontradas por diversos autores y métodos en otras áreas productivas como estuarios y lagunas costeras (Tabla 1).

La variación natural en los flujos puede ser el resultado de diferentes procesos, o de un mismo proceso que está actuando a diferentes tasas (Hopkinson, 1987; Farías *et al.*, 1995). Estos procesos están segregados por la heterogeneidad horizontal y vertical del fondo a pequeña escala espacial al interior de los sitios, que genera microambientes bióticos y abióticos que condicionan tanto el tipo como el metabolismo de las comunidades que lo habitan, y los procesos fisicoquímicos que se suceden (Hopkinson, 1987). La heterogeneidad espacial en las características del fondo de la CGSM es bastante alta debido a la elevada deposición de MOP, en diferentes calidades y cantidades y en varios estados de descompo-

sición, y la elevada variabilidad entre y al interior de los sitios debido a la dinámica de la descarga y la dirección de los ríos y caños y a la dinámica de flujos de marea desde la Boca de la Barra. Por ello, las diferencias entre y dentro de los sitios en el comportamiento de los flujos puede ser el reflejo de que no solo el contenido de MO y la granulometría del sedimento los están condicionando, sino que influyen además la naturaleza de la MOP, su estado de degradación, y su microambiente biótico (Boon & Cain, 1988; Arenas & De la Lanza 1990; Valdés & Real, 1994).

Uno de los principales procesos que condicionan los flujos en la interfase agua - sedimento es la actividad del macrobentos, el cual afecta los flujos por bioirrigación, bioperturbación y movimiento del agua intersticial (Hopkinson, 1987; Farías *et al.*, 1995). Pueden ocurrir fuertes liberaciones de NID y PID cuando hay una alta presencia de micropastoreadores que liberan por excreción los compuestos que han sido asimilados por las bacterias (Mann 1982). Aunque no se puede descartar que este fenómeno esté sucediendo en la CGSM, los resultados de abundancia de organismos obtenidos por Guzmán (1988) y lo concluido por Moreno (1990) con respecto al metabolismo de los fondos de la CGSM, indican que la actividad de la macrofauna es bastante baja. Incluso, Gómez-López *et al.* (2000) encontraron que los flujos de nitrógeno y fósforo fueron menores sobre las áreas de bancos de ostras, que sobre los sedimentos desnudos.

La cantidad de biomasa bacteriana en sedimentos de áreas costeras puede acercarse a la de la fauna; presenta un rápido recambio debido a su metabolismo y al de los herbívoros asociados, y una amplia variación espacial microescalar debido al tipo de reproducción y a los procesos competitivos (Mann, 1982; Hopkinson, 1987). En la CGSM probablemente una buena parte de los procesos que ocasionan los flujos de nutrientes son generados por las poblaciones bacterianas, las cuales presentan una elevada biomasa y metabolismo (Hoppe *et al.*, 1983; Moreno, 1990) variando ampliamente en el espacio y en el tiempo (Sánchez & Zea, 2000).

Tabla 1. Tasas de flujo (máxima, mínima o media) de amonio, nitrito, nitrato y fosfato ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en la interfase agua-sedimento, y porcentaje de contribución del flujo de nitrógeno a la productividad primaria en la CGSM y otros ecosistemas marinos y estuarinos. Prof.=Profundidad. Temp.=temperatura. Prod.=productividad. *=Valores aproximados. **= Valores recopilados por Farias *et al.* (1995). Los valores en cursiva corresponden a la suma de nitrito y nitrato.

Table 1. Flux rates (maximum, minimum or mean) of ammonium, nitrite, nitrate and phosphate ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) in the water-sediment boundary, and percentage contribution of the nitrogen flux to the primary productivity in the CGSM and other marine and estuarine ecosystems. Prof.=depth. Temp.=temperature. Prod.=productivity. *=Approximate values. **=Values given by Farias *et al.*, 1995 from the literature. Values in italics are the sum of nitrite and nitrate.

Lugar	Prof. (m)	Temp. (°C)	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ²⁻	PO ₄ ³⁻	% N de Prod.	Autor
Lagunas Costeras								
C.G.S.M.	1-3	27-29-2.66-+7.81						Este estudio
Po delta Lagoons, Italia	2-5	15-16	+2.8					**
Chelém, Mexico	0.5-1		-0.02-+12.46	-0-+0.042-	0.02-+0.190	+0.002		Valdés y Real, 1994
Puerto Rico			-18-+6.02	<u>-0.15-0</u>				Corredor y Morell, 1989
Zonas Costeras								
Bahía Sta. Helena, Sistema de Begue-la	45	8-10	+2-+18					**
Costa Danesa	10-100	4-14	+1.2-+2				30-70	**
Bahía de Concepción, Chile								
Mar del Norte	10-100	5-28	-0.2-+2.3*	<u>-0.4-+0.3*</u>			10-50	Raaphorst <i>et al.</i> , 1992
Zonas estuarinas								
Cape Lookout Bight	9	5-27	+0.46-+28.8					**
Long Island Sound	3-30	20-22	+0.09-+7.29				20-25	**
Narraganset Bay	10	3-23	+0.28-+18				25-50	**
Tomales Bay	3.1		+1.22-+2.81		-0.10-+0.06	+0.14-+0.41		Dollar <i>et al.</i> , 1991
California								
Chesapeake Bay	3-5	3-20	-0.11-+0.14		-0.69-+0.23		35	Simon, 1988
Fourleague Bay	1.5	7.5-30	-1.2-+10.8		-16.32-+14.88	-1.2-+0.43		Teague <i>et al.</i> 1988
Louisiana								
Georgia Bight, USA	5	10-28	+1384	<u>+0.26</u>		+0.54	3-93	Hopkinson, 1987
Patuxent River, USA	3	3-29	-1.2-+37.85	-16.18-+16.8		-0.02-+7.08	0-330	Boynton <i>et al.</i> , 1980

De otro lado, tal como lo demostraron Castro y Campos (2001) en la CGSM, los flujos pueden también verse afectados por procesos de contaminación ya sea por tener un efecto sobre los microorganismos, o químicamente sobre los iones. Es posible que la cercanía del sitio Islas del Rosario al poblado del mismo nombre, que a su vez es atravesado por una carretera troncal principal de tráfico

pesado, genere descargas periódicas o continuas de metales y aguas de desecho. También, los contaminantes que arrastra el Río Sevilla, luego de su paso por amplias zonas de cultivo presentes en su cuenca, pueden estar depositándose en mosaico en frente de su desembocadura.

Al igual que las tasas de flujo de los iones, las tasas de flujo de partículas también presentaron una amplia variación entre las réplicas en los diferentes muestreos. Toncel (1983) encontró un comportamiento similar, y sugirió que éste era el resultado del complejo transporte del material suspendido cerca del fondo debido principalmente a la escasa profundidad de la CGSM, al efecto de vientos relativamente fuertes que provocan turbulencias hasta el fondo y a las corrientes en varias direcciones producidas por las descargas de los ríos afluentes, manteniéndose en consecuencia, una gran inestabilidad en el fondo.

En algunos casos las características físico-químicas y biológicas de la columna de agua pueden condicionar los flujos de nutrientes en la interfase agua-sedimento (Boynton *et al.*, 1980; Corredor & Morell 1989; Valdés & Real, 1994). Aunque la salinidad parece jugar un papel importante en los procesos que se suceden en la columna de agua en la CGSM (Guzmán, 1988; Giraldo *et al.*, 1995), exceptuando el caso del amonio, la salinidad no tuvo una influencia consistente sobre los flujos de nutrientes. Aparte de cierta influencia sobre el flujo de PID, la concentración inicial de los nutrientes en la columna de agua tampoco parece tener influencia clara sobre la magnitud de sus flujos desde o hacia el sedimento. Tampoco hubo correlación clara entre los flujos de nutrientes disueltos y los flujos de partículas. Esto implica que los procesos biogeoquímicos del sedimento son lo suficientemente fuertes como para que sean influenciados significativamente, por lo menos en una escala pequeña de tiempo, por los procesos y condiciones en la columna de agua, y por el contenido de Np y Pp de las partículas que se están sedimentando.

Posible origen de los flujos

En la CGSM se encontró en conjunto un aporte neto desde el sedimento de amonio y gran variación entre liberación y aporte de los otros nutrientes inorgánicos disueltos. En otras lagunas costeras tropicales se han encontrado aportes promedio del sedimento al agua de todos los nutrientes, en orden de

magnitud, de amonio, nitrato, nitrito y ortofosfato (Corredor & Morell, 1989; Arenas & De la Lanza 1990; Valdés & Real, 1994; Farías *et al.*, 1995). Adicionalmente, los flujos de NID y PID tuvieron comportamientos en general diferentes también entre los dos sitios muestreados en la CGSM. En Islas del Rosario se presentó un mayor aporte promedio a la columna de agua de amonio, nitrito y nitrato y menor retención de ortofosfato; en Río Sevilla se presentó un menor aporte promedio de amonio y absorción de nitrito, nitrato y mayor de ortofosfato. El origen de los flujos y la posible explicación a las diferencias mencionadas se discuten a continuación.

NID. El flujo de amonio del sedimento al agua es originado principalmente en los lugares donde se presenta una abundante deposición de MO alóctona que se descompone en condiciones anaeróbicas. Este proceso es favorecido cuando los sedimentos están constituidos predominantemente por limos y arcillas que limitan la entrada de oxígeno únicamente a la película superficial (Boucher *et al.*, 1994; Valdés & Real 1994; Farías *et al.*, 1996). Flujos de amonio del agua al sedimento también se presentan en lagunas costeras tropicales, pero generalmente en sitios bien oxigenados, preferentemente en sedimentos arenosos y removidos por las corrientes de marea (Valdés & Real 1994). En contraste con lo anterior, no hubo una clara relación positiva entre el porcentaje de materia orgánica en el sedimento de la CGSM y la liberación de amonio, y se produjeron fuertes y predominantes flujos positivos de amonio en la misma magnitud en los dos sitios de muestreo, a pesar de tener tan diferentes contenidos de MO. La mayor parte de los flujos de amonio medidos en Islas del Rosario fueron positivos, pese a su menor contenido de MO en los sedimentos y menor porcentaje de limos y arcillas. Incluso, en su relativamente bajo intervalo de contenido de MO, hubo una disminución progresiva del amonio fluido a la columna de agua a medida que aumentaba la MO. En Río Sevilla, aunque predominaron los flujos positivos, hubo tanto fuertes liberaciones como fuertes consumos de amonio, con independencia del contenido de MO. Esto quiere decir que hay otros procesos particulares que están modificando el flujo de amo-

nio, con independencia de las características generales de los sedimentos. Entre varios posibles, en particular se sabe que si hay bajos niveles del ion en la fase sedimentaria, el amonio puede ser inmovilizado por reacciones fisicoquímicas o asimilado por la microbiota, si se presenta una abundante disponibilidad de carbono y otros elementos (Corredor & Morell 1989; Arenas & De la Lanza 1990; Raaphorst *et al.*, 1990; Farías *et al.*, 1995). Sin embargo, este no fue el caso para la CGSM, pues a bajas concentraciones en el medio hubo flujos de amonio en ambas direcciones. Por otro lado, puede aumentar aún más la liberación de amonio por excreción de micropastoreadores y macrobentos (Mann 1982; Arenas & De la Lanza 1990; Raaphorst *et al.*, 1992; Slomp *et al.*, 1992), que podrían existir en mayor proporción en los sedimentos de arena fina de Islas del Rosario. Según se encontró en este trabajo, la alta salinidad que periódica o pulsantemente se presenta en ambos sitios de la CGSM, parece ser un factor adicional que está poniéndole un límite máximo a la magnitud de los flujos positivos de amonio, probablemente a través de efectos fisiológicos sobre los microorganismos habitantes del sedimento.

Las bajas tasas de flujo de nitrito y nitrato, así como la elevada variación y la falta de esquemas de liberación o consumo en correlación con variables sedimentarias y ambientales, generan una gran incertidumbre en cuanto a sus flujos reales. Los bajos límites de detección del nitrato pueden estar subestimando su flujo. Sin embargo, si se observan únicamente los valores promedio, los resultados parecen indicar que en Islas del Rosario se estaría presentando una activa nitrificación u oxidación del amonio liberado a nitrito y nitrato, debido probablemente a que la estructura granulométrica más arenosa de los sedimentos y la elevada dinámica de la columna de agua, mientras que en Río Sevilla podría existir denitrificación. Sin embargo, Herrera-Martínez *et al.* (2000) encontraron muy pocas instancias significativas de desnitrificación en la CGSM, aunque el mayor valor sí correspondió al sitio de muestreo de Río Sevilla.

PID. Bajo las condiciones normalmente anóxicas del sedimento en lagunas costeras (Arenas & De la Lanza, 1990; Raaphorst *et al.*, 1992) se esperan altos flujos positivos de PID, porque debido a la reducción de los óxidos de hierro y la oxidación anóxica del sulfato, se precipita el hierro y se libera el fósforo adsorbido (Jensen *et al.*, 1995). Contrasta con esto la ligera preponderancia hacia la absorción de PID por el sedimento encontrada en este estudio en la CGSM, y particularmente en el de Río Sevilla; la cual puede ser el resultado de la retención, favorecida en condiciones óxicas, de fosfatos en los sedimentos por adsorción por parte de compuestos de alta superficie específica como los oxihidróxidos de hierro y aluminio, que son abundantes en los limos y arcillas que conforman la mayor parte de los sedimentos de las lagunas costeras tropicales (Krom & Berner, 1980; Slomp *et al.*, 1992). En la CGSM las concentraciones de oxígeno disuelto fueron altas por la gran producción primaria, y cerca del fondo fueron relativamente altas en ambos sitios de muestreo ($3-5 \text{ mgO}_2\text{l}^{-1}$) (ver Navas *et al.*, 2002), concentración que se mantuvo en esos niveles durante las condiciones de incubación de los núcleos en el laboratorio. A pesar de que el interior de los sedimentos es anóxico, la oxigenación de la columna de agua quizás está favoreciendo su retención o adsorción en la interfase con el sedimento. En este sentido, en incubaciones con cámaras cerradas al agua y abiertas al fondo, realizadas al inicio de este estudio, se indujeron fuertes liberaciones de PID sólo después de que el oxígeno comenzara a disminuir ostensiblemente (Navas *et al.*, 2002). También se conoce de episodios de altas liberaciones de PID en la CGSM y en otros sitios, durante condiciones anóxicas producidas en la noche por florecimientos masivos de microalgas (Mancera & Vidal, 1994). En todo caso, una vez restablecidas las condiciones óxicas, se estaría produciendo absorción del PID excesivo por el sedimento, tal como lo mostraron los resultados de las incubaciones de los núcleos en que el PID en el agua sobrenadante era inicialmente alto.

Igual que en el caso del amonio, se asume que a diferencia de muchos otros sistemas costeros (Arenas & De la Lanza 1990;

Raaphorst *et al.*, 1992; Slomp *et al.*, 1992), la actividad macrobentónica sobre los flujos de fosfato en la CGSM sería de menor importancia comparada con la acción de los microorganismos.

Np y Pp. El alto contenido de Np y Pp en el material particulado de la columna de agua de la CGSM indicó que en su mayoría está incorporado en organismos vivos, mientras que en el material que se está depositando se presentó un avanzado estado de descomposición, habiendo liberado casi la totalidad de los compuestos nitrogenados y fosforados. El mayor porcentaje de fósforo que de nitrógeno en los sedimentos probablemente es debido a que este elemento es más refractario que el nitrógeno, y a que es fácilmente retenido por los sedimentos característicos de las lagunas costeras (Krom & Berner, 1980; Slomp *et al.*, 1992).

El hecho de que se presentara un mayor contenido de fósforo en los tubos que midieron el flujo total de sedimentos hacia abajo, que en las bandejas, que midieron el flujo neto, probablemente se deba a que en los primeros se atrapa material proveniente de la columna de agua, mientras que las segundas se queda el material no solo que cae, sino el que es arrastrado cerca al fondo (saltación) por el movimiento de agua, que tendría un mayor tiempo de permanencia en el sistema y por consiguiente un mayor proceso de degradación. El mayor porcentaje de fósforo particulado sedimentado en Río Sevilla, con respecto a Islas del Rosario, puede ser debido probablemente a la presencia de material en menor grado de descomposición en el primer sitio, recientemente aportado por el río.

Contribución de N y P del sedimento a la producción primaria

En otros estuarios y lagunas costeras, los procesos biogeoquímicos del sedimento aportan entre 0 y 330 % del nitrógeno que requeriría el fitoplancton para la producción primaria (Tabla 1). La producción primaria bruta en la CGSM fue calculada en 4.512 y 5.328 gCm⁻²d⁻¹ para áreas cercanas a Islas del Rosario y

Río Sevilla respectivamente (Hernández & Gocke, 1989 -1990). Estos niveles de producción no han variado ostensiblemente desde entonces (Sánchez & Zea, 2000). Con este alto nivel de producción, aunque las magnitudes de flujo son similares a las de otros sitios, el sedimento en la CGSM estaría ofreciendo al agua en promedio apenas un 3.41 ± 0.31 % en Islas del Rosario y un 1.90 ± 0.44 % en Río Sevilla, del nitrógeno requerido por el fitoplancton en la producción primaria bruta.

Sánchez & Zea (2000) postularon que en la CGSM la gran oferta actual de PID en la columna de agua, y una oferta de NID en promedio ligeramente mayor a la demanda por el fitoplancton, acoplados a intensos procesos internos, uso de reservas y de reciclaje, alcanzan para mantener los altos niveles de producción primaria encontrados. Estos resultados fueron obtenidos de incubaciones en botellas cerradas, demostrando que no es necesario un subsidio instantáneo adicional de NID y PID para la alta producción. Empero, la oferta de nitrógeno se puede, al menos, mantener, por el reciclaje que ocurre en el sedimento, a través de un depósito neto en forma particulada, y una liberación neta en forma disuelta (principalmente amonio) de aproximadamente la misma magnitud, como se mostró en este trabajo. En la CGSM no hay pérdidas significativas por desnitrificación (Herrera-Martínez *et al.*, 2000), que es un mecanismo depurativo del exceso de nitrógeno común en otros sistemas (Mosquera *et al.*, 1998; Corredor *et al.*, 1999). La sobreoferta de fósforo que viene aumentando paulatinamente en los últimos años procede de la descarga de ríos y escorrentía (ver Sánchez & Zea, 2000), se estaría secuestrando en el fondo en condiciones normales óxicas, como se mostró en este trabajo, a la vez que se deposita en forma particulada en magnitudes mucho mayores. Sin embargo, se puede liberar periódicamente del sedimento, en forma localizada pero masiva, en eventos episódicos nocturnos de anoxia total de la columna de agua durante florecimientos masivos de microalgas (Mancera & Vidal, 1995). Así, poco es el fósforo que se pierde del sistema definitivamente, aumentando su oferta. En este sentido, se configura un ciclo perverso de florecimiento de microalgas por sobreoferta de

nutrientes, seguido de un aumento de los episodios de anoxia (aparentes por la información de los medios periodísticos locales y nacionales en relación con mortandades masivas de peces, ver Mancera & Vidal, 1994) que a su vez liberan más fósforo. El aumento paulatino de la concentración de fósforo indica que su secuestro por el sedimento en condiciones óxicas normales no está compensando la liberación en momentos de anoxia. De otro lado, es probable que la resuspensión en ambas estaciones sea un proceso importante en facilitar la difusión para el intercambio de nutrientes disueltos en la interfase agua-sedimento, y ayude a contribuir a los altos niveles de NID y PID en la columna de agua (Sánchez & Zea, 2000). Esto no se pudo evidenciar en este trabajo dadas las condiciones experimentales de bajo movimiento del agua en los núcleos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo económico de COLCIENCIAS, en el marco de los proyectos CO-1101-09-031-93 y 2105-09-11248, llevado a cabo 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. Contribución 811 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis" -INVEMAR-, y 223 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar -CECIMAR, de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Arenas, V. & 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.
- Bak, R.P.M. & G. Nieuwland. 1992. Responses of benthic heterotrophic nanoflagellates to settlement of organic matter under experimental conditions. *Neth. Inst. Sea Res.*, 40:35-38.
- Boon, P.I. & S. Cain. 1988. Nitrogen cycling in salt-marsh and mangrove sediments at Western Port, Victoria. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 39:607-623. <https://doi.org/10.1071/MF9880607>
- 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. (Ed.) *Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta*, informe primera etapa. Proyecto COLCIENCIAS - INVEMAR, Santa Marta, 200 p.
- Boucher, G., J. Clavier & C. Garrigue. 1994. Oxygen and carbon dioxide fluxes at the water-sediment interface of a tropical lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 107:185-193. <https://doi.org/10.3354/meps107185>
- Boynton, W.R., W.M. Kemp & C.G. Osborne. 1980. Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary, 93-109. En: Kennedy, V.S. (Ed.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press, New York. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404060-1.50016-2>
- Buchanan, J.B. & J.M. Kain. 1971. Measurement of the physical and chemical environment sediment, 41-65. En: Holme, N.A. & A.D. McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook N° 16, Oxford. 334 p.
- Castro, M. & N.H. Campos. 2001. Efecto del cadmio y del cobre sobre el flujo de nitrógeno y fósforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical. *Resúmenes ampliados*, IX COLACMAR, San Andrés Isla, 109:1-5.
- CETIH. 1978. *Diagnóstico sobre el comportamiento hídrico de la Ciénaga Grande de Santa Marta*. INDERENA, Universidad de los Andes, Bogotá, 54 p.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Nat. Env. Res. Council, UK, 144 p.

- Corredor, J.E. & J.M. Morell. 1989. Assessment of inorganic-nitrogen fluxes across the sediment-water interfase in a tropical lagoon. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 28:339-345.
[https://doi.org/10.1016/0272-7714\(89\)90022-X](https://doi.org/10.1016/0272-7714(89)90022-X)
- Corredor, J.E., R.W. Howarth, R.R. Twiley & J.M. Morell. 1999. Nitrogen cycling and anthropogenic impact in the tropical inter-american seas. *Biogeochemistry*, 46:163-178.
<https://doi.org/10.1023/A:1006116501466>
<https://doi.org/10.1023/A:1006143927873>
<https://doi.org/10.1007/BF01007578>
- Cotner, J.B. & W.S. Gardner. 1993. Heterotrophic bacterial mediation of ammonium and dissolved free amino acid fluxes in the Mississippi River plume. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 93:75-87.
<https://doi.org/10.3354/meps093075>
- DeAngelis, D.L., P.J. Mulholland, A.V. Palumbo, A.D. Steinman, M.A. Huston & J.W. Elwood. 1989. Nutrient dynamics and food-web stability. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 20: 71-95.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.000443>
- Dollar, S.J., S.V. Smith, S.M. Vink, S. Obrebsky & 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.
<https://doi.org/10.3354/meps079115>
- 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 & 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.
- Farías, L., L. Chuecas & M. Salamanca. 1996. Effect of coastal upwelling on nitrogen regeneration from sediments and ammonium supply to the water column in Conception Bay, Chile. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 43:137-155.
<https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0062>
- Farías, L., M.A. Salamanca & L.A. Chuecas. 1994. Variaciones estacionales del flujo de partículas y contenido de materia orgánica a la interfase agua-sedimento en Bahía Concepción, Chile central. *Cienc. Tec. Mar. CONA*, 17:15-31.
- Giraldo, R.H., J. Martínez, L.H. Hurtado, S. Zea & 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.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1995.24.0.380>
- Greenberg, A.E., L.S. Clesci & A.D. Eaton (eds). 1992. *Standard methods for examination of water and waste water*. American Public Health Association, 18 ed., Washington. 981p.
- Gómez D.I., N. H. Campos & E. Mancera. 2000. Flujos de nutrientes en un banco de ostras de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*, 22 (2):271-283.
- Gocke, K. 1984. *Manual para la determinación de procesos de producción y degradación en biotopos marinos, especialmente en lagunas costeras y manglares*. INVE-MAR, Santa Marta 38 p.
- Guzmán, A. 1988. *Relación entre las poblaciones de poliquetos y bivalvos con la materia orgánica de los sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta*. Tesis Biología. Univ. Nacional de Colombia. Bogotá. 98 p.
- Hernández, C. & 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.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1990.19.0.430>
- Herrera-Martínez, Y., N.H. Campos & Ramírez-Triana, G. 2000. Tasas de desnitrificación en una laguna costera tropical, la Ciénaga Grande de Santa Marta, Mar Caribe, Colombia. *Caldasia*, 22 (2):285-298.

- HIMAT. 1992. *Calendario meteorológico 1992*. Instituto Colombiano de Meteorología y Adecuación de Tierras. Ministerio de Agricultura, Bogotá, 169 p.
- Holme, N.A. & A.D. McIntyre 1971. *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook N° 16, Oxford. 334 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. <https://doi.org/10.1007/BF00392905>
- Hoppe, H.G., K. Gocke, D. Zamorano & 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. <https://doi.org/10.1002/iroh.3510680606>
- IGAC. 1973. *Monografía del Departamento del Magdalena*. Inst. Geogr. Agustín Codazzi, Bogotá. 162 p.
- Jensen, H.S., P.B. Mortensen F.O. Andersen E. Rasmussen & A. Jensen. 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.*, 40 (5):908-917. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.5.0908>
- Kauffman, R. & 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. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1973.7.0.550>
- Koroleff, F. 1970. Determination of total nitrogen in natural seawaters by means of persulfate oxidation. *Int. Counc. Explor. Sea (ICES). Pap. C.M.*, 8 p.
- Krom, M.D. & R.A. Berner. 1980. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2):327-337. <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.2.0327>
- Law, C.S., A.P. Rees & N.J.P. Owens. 1991. Temporal variability of denitrification in estuarine sediments. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 33:37-56. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(91\)90069-N](https://doi.org/10.1016/0272-7714(91)90069-N)
- Mancera, J.E. & L.A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortalidad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23:103-117. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1994.23.0.390>
- Mann, K. 1982. *Ecology of coastal waters*. Studies in ecology, University of California Press, Berkeley, V. 8. 322 p.
- Moreno, R. 1990. *Caracterización ecológica: estructura y función de fondos blandos en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano*. Tesis Biología. Univ. Nacional de Colombia. Bogotá. 98 p.
- Mosquera, A.I., J.E. Corredor y J.M. Morell. 1998. Exponential collapse of benthic depurative capacity in a eutrophic tropical marine ecosystem: a threshold response to organic nitrogen loading. *Chemistry and Ecology*, 14:341-355. <https://doi.org/10.1080/02757549808037613>
- Navas, G.R. 1999. *Flujos de nitrógeno y fósforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano)*. Tesis Magister Scientiae, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 91 p.
- Navas, G.R., S.E. Zea & N.H. Campos. En prensa. 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.
- Raaphorst, W.van, H.T. Kloosterhuis, A. Cramer & 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. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(90\)90054-K](https://doi.org/10.1016/0077-7579(90)90054-K)

- Raaphorst, W.van, H.T. Kloosterhuis, E.M. Berghuis, A.J.M. Gieles, J.F.P. Malschaert & 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.
[https://doi.org/10.1016/0077-7579\(92\)90033-B](https://doi.org/10.1016/0077-7579(92)90033-B)
- Raimbault, P. & G. Slawyk. 1991. A semiautomatic, wet-oxidation method for the determination of particulate organic nitrogen collected on filters. *Limnol. Oceanogr.*, 36 (2):405-408.
<https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.2.0405>
- Rivera-Monroy, V.H. & R.R. Twilley. 1996. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnol. Oceanogr.*, 41(2):284-296.
<https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.2.0284>
- Rohlf, F.J. 1981. *BIOM. A package of statistical programs to accompany the text Biometry*. State University of New York, Stony Brook, iv +76 p.
- Rueda, M.E. & J.E. Mancera. 1995. Alteraciones físico-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.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1995.24.0.375>
- Sánchez, R.M. & S. Zea. 2000. Metabolismo de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en la columna de agua en una laguna costera tropical (Caribe colombiano). *Carib. J. Sci.*, 36(1-2):127-140.
- Santschi, P., P. Höhener, G. Benoit & M.B. Brink. 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Mar. Chem.*, 30:269-315.
[https://doi.org/10.1016/0304-4203\(90\)90076-O](https://doi.org/10.1016/0304-4203(90)90076-O)
- SAS Institute. 1988. *SAS/STAT User's guide, release 6.03 edition*. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- 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.
[https://doi.org/10.1016/0272-7714\(88\)90002-9](https://doi.org/10.1016/0272-7714(88)90002-9)
- Slomp, C.P., W.van Raaphorst, J.F.P. Malschaert, A. Kok & A.J.J. Sandee. 1992. The effect of deposition of organic matter on phosphorus dynamics in experimental marine sediment systems. 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 & B. A. Lomstein. 1995. Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 116:163-170.
<https://doi.org/10.3354/meps116163>
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1981. *Biometry*. Freeman and Company, San Francisco. 859 p.
- Teague, K.G., C.J. Madden & J.W. Day. 1988. Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominated estuary. *Estuaries*, 11(1):1-9.
<https://doi.org/10.2307/1351712>
- Toncel, M.A. 1983. *Sedimentación y composición del séston en la Ciénaga Grande de Santa Marta*. Tesis Biología, Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 169 p.
- Valdés, D. & E. Real. 1994. Flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato a través de la interfase sedimento-agua en una laguna costera tropical. *Ciencias Marinas*, 20(1):65-80.
<https://doi.org/10.7773/cm.v20i1.953>
- 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.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1973.7.0.549>
- Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at San-

ta Marta, Colombian Caribbean, 257-264. En: Soest, R.W.M. van & F. Bianchi (Eds.). *Sponges in space and time, Proceedings of the fourth International Porifera Congress*, Balkema, Rotterdam.

Zea, S., R. Giraldo, J.E. Mancera & J. Martínez. 1998. Relaciones contemporáneas y rezagadas entre variables físico - químicas y biológicas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 27:67-85. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1998.27.0.333>

Copyright (c) 2003 Gabriel R. Navas S., Sven Zea & Néstor Hernando Campos.



Este texto está protegido por una licencia [Creative Commons 4.0](#).

Usted es libre para **Compartir** —copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato— y **Adaptar** el documento —remezclar, transformar y crear a partir del material— para cualquier propósito, incluso para fines comerciales, siempre que cumpla la condición de:

Atribución: Usted debe dar crédito a la obra original de manera adecuada, proporcionar un enlace a la licencia, e indicar si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que tiene el apoyo del licenciante o lo recibe por el uso que hace de la obra.

[Resumen de licencia](#) - [Texto completo de la licencia](#)