

EFFECTO DEL CADMIO Y EL COBRE SOBRE EL FLUJO DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LA INTERFASE AGUA-SEDIMENTO EN UNA LAGUNA COSTERA TROPICAL

por

Maribeb Castro-González¹ & Néstor Hernando Campos²

Resumen

Castro-González, M. & N. H. Campos: Efecto del cadmio y el cobre sobre el flujo de nitrógeno y fósforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* **28** (109): 535-543, 2004. ISSN: 0370-3908.

Se determinó el efecto del cadmio y el cobre sobre la circulación de amonio, nitrito y ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua en la laguna costera tropical Ciénaga Grande de Santa Marta en el Caribe Colombiano; en el laboratorio se incubaron núcleos de sedimento tomados en dos sitios de muestreo con características contrastantes de salinidad, contenido de materia orgánica total y granulometría; durante cuatro períodos de muestreo, entre 1996 y 1997. El cadmio afectó los procesos de amonificación y de nitrificación en la mayoría de las épocas para los dos sitios de muestreo; el cobre afectó levemente la desnitrificación en río Sevilla, y el flujo de ortofosfatos no fue afectado por la adición de metales. Por otra parte, la densidad bacterial determinada en los sedimentos estuvo estrechamente relacionada con la salinidad, el contenido de materia orgánica, el tipo de sedimento y los flujos de nutrientes inorgánicos en la interfase agua-sedimento.

Palabras clave: metales, flujos, nutrientes, contaminación, lagunas costeras.

Abstract

In this work the effect of cadmium and copper addition over the ammonium, nitrite and orthophosphate fluxes between the sediment and water column of the Ciénaga Grande de Santa Marta were analyzed in the Colombian Caribbean. The experiments were carried out in the laboratory with cores of sediment taken in two sampling sites with different characteristics of salinity, organic

¹ Universidad de Concepción, Dpto. Oceanografía maribecas@udec.cl

² ICN-Universidad Nacional de Colombia - INVEMAR, A. A. 1016, Santa Marta, Colombia. nhcampos@ciencias.unal.edu.co

matter contents and type of sediment, during four periods between 1996 and 1997. The cadmium affected the ammonification and nitrification process in the majority of periods at both sites; the copper affected lightly the denitrification at Río Sevilla and the orthophosphate fluxes weren't affected for metal addition. The bacterial density in sediments was strongly related to salinity, organic matter content, the type of sediment and fluxes of inorganic nutrients in the water – sediment, interface.

Key words: metals, fluxes, nutrients, contamination, coastal lagoons.

Introducción

El Caribe colombiano es propenso a una alta descarga de contaminantes y en especial de metales pesados, procedentes de procesos industriales o naturales. En este sentido, se debe tener en cuenta que Colombia presenta una de las mayores tasas de deforestación del Caribe y por lo tanto los procesos orogénicos aportan gran cantidad de metales pesados al sistema fluvial del Magdalena (**Gajraj**, 1981). Adicionalmente, sobre los Andes colombianos vive cerca del 80% de la población del país y en esta región se lleva a cabo la mayor parte de la actividad industrial, la cual hace uso directo o indirecto de metales (**Hernández**, 1979). Todos los residuos procedentes de estos procesos son descargados al río Magdalena, que por su recorrido se convierte en el mayor sistema recolector de los desechos producidos a lo largo del país y que en última instancia, van a desembocar en el mar Caribe (**Palacio**, 1975).

Las investigaciones sobre la incidencia de metales pesados en el Caribe Colombiano comenzaron en 1982, y se han orientado principalmente a la determinación de sus contenidos en peces (**Campos**, 1989, 1992) y bivalvos (**Campos**, 1984, 1988a, 1988b, 1991). En la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se han realizado determinaciones de metales en agua, material suspendido y sedimentos (**Usme**, 1984, **Ramírez** 1995, **Gallo & Campos**, 1997); detectando las principales fuentes de descarga de metales pesados al sistema, pero hasta el momento no se ha desarrollado ningún estudio sobre el efecto de metales como el cadmio y el cobre en el ciclo del nitrógeno o el fósforo, en sistemas altamente productivos como lo es la CGSM.

Se conoce el efecto de inhibición que sobre los procesos metabólicos celulares pueden tener metales pesados como el cadmio y el cobre en la fijación de nitrógeno y la reducción de nitrato (**Waara** 1992, **Klinkenberg et al.**, 1990), la amonificación (**Capone et al.**, 1987), el flujo de carbono en el sedimento, la metanogénesis, la reducción del sulfato, la biomasa microbial en sedimentos (**Capone et al.**, 1983), la actividad microbial (**Roth et al.**, 1992) y la producción primaria (**Wikfors**, 1982).

Es sabido que la toxicidad de los metales pesados es debida en parte a su alta afinidad con los grupos amino y sulfhidrilo y se basa en diversas formas de influencia en los procesos fisiológicos y metabólicos de los organismos (**Campos**, 1984). La toxicidad del cadmio y cobre es muy compleja y se basa en las múltiples posibilidades que tienen para formar macromoléculas, así como la capacidad de reemplazar otros metales que desempeñan un papel importante en la actividad enzimática, reaccionando con grupos biológicos activos como carbohidratos, fenol y otros, dependiendo de las condiciones redox del sedimento y de su especiación (**Moffett et al.**, 1997). Por lo tanto, este trabajo pretende evaluar el papel y la potencialidad del efecto del cadmio y cobre sobre la utilización y reciclaje de nutrientes en un área altamente productiva, como lo es la CGSM, mediante la incubación experimental en laboratorio de sedimentos tratados con estos metales, midiendo el efecto sobre los flujos de nitrato, amonio y ortofosfatos en la interfase sedimento-agua. Se tomó como base el hecho de que estos nutrientes son producto principalmente, de los procesos metabólicos de los microorganismos bentónicos, siendo las bacterias las más importantes dentro de los procesos de remineralización en el sedimento y posiblemente las más afectadas en áreas sometidas a una alta descarga de contaminantes, como lo es la CGSM.

Materiales y métodos

Se escogieron dos estaciones en la Ciénaga Grande de Santa Marta, la cual forma parte del complejo del mismo nombre, localizada al nor-occidente del Departamento del Magdalena, entre los paralelos 10° 35' y 11° 01' N y entre las longitudes 74° 15' y 74° 40' W. La primera estación se situó a un kilómetro aproximadamente de la desembocadura del río Sevilla (RS), y la segunda cerca a la boca de la barra por su influencia marina, en el sitio denominado Islas del Rosario (IR).

Se recolectaron núcleos de sedimento de 10 cm de largo con tubos de PVC de 60 x 2.5 cm en cada una de las estaciones, durante 10 períodos de muestreo, distribuidos

a lo largo de las cuatro épocas climáticas (octubre 1996 a agosto 1997). Se tomaron 18 núcleos de sedimento por muestreo y por sitio; se midió la salinidad y se tomaron muestras de sedimento para determinar el contenido de materia orgánica (Parker, 1983) y la composición granulométrica.

En el laboratorio a cada núcleo, se le extrajo el agua suprayacente y se le asignó aleatoriamente y por triplicado el tratamiento correspondiente. A los núcleos seleccionados para la prueba con metales, se le inyectó a través de un tapón de silicona ubicado en la parte inferior del núcleo, una solución de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ($>2\text{mg/l}$) ó $\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ($>61\text{ mg/l}$) (Modificado de Capone *et al.*, 1987). Para diferenciar la parte del flujo de los nutrientes asociada a la remineralización microbiológica, de los procesos físicos y químicos, se trataron otros núcleos adicionalmente con bactericida (penicilina), a una concentración de 150 mg/l (Arenas & De La Lanza Espino, 1990), para un total de seis tratamientos: (1) control, (2) cadmio, (3) cobre, (4) cadmio más antibiótico, (5) cobre más antibiótico (6) antibiótico. Se dejó en reposo 1 hora y luego se adicionaron suavemente sobre el sedimento 200 ml de agua del sitio de muestreo previamente filtrada (filtro de membrana de $0.45\text{ }\mu\text{m}$ de poro) para eliminar los constituyentes del plancton. Se tomaron y fijaron muestras de agua (25 ml) a 1, 12, 24 y 48 horas de incubación para cuantificar amonio, nitritos y ortofostatos de acuerdo con la metodología de Gocke (1987).

Finalizado el período de incubación se analizó la fracción biodisponible de cadmio y cobre en el sedimento superficial de cada núcleo, para estimar la cantidad de metal que actuó sobre los flujos de nutrientes. Para el análisis se le adicionó a 0.66 g de sedimento seco, 10 ml de HCl suprapuro (0.1N), se dejó en agitación durante 24 h a 1200 rpm a temperatura ambiente y se centrifugó a 4000 rpm durante 20 min . El sobrenadante se aforó a 10 ml con HCl suprapuro (0.1N), y se cuantificó luego por espectrofotometría de emisión atómica acoplada a plasma tipo "Spectro".

El flujo de cada ión durante el período de incubación, se expresó como tasa en $\mu\text{mol/m}^2/\text{día}$. Los resultados se analizaron estadísticamente por medio de un ANOVA mixto (para determinar las diferencias entre efecto de los tratamientos y los diferentes flujos de nutrientes) y por regresión lineal simple para determinar la relación entre las concentraciones finales de cadmio y cobre en los núcleos con los flujos de cada ión, en cada sitio y por época. Los flujos positivos indican paso del nutriente desde el sedimento hacia la columna de agua y los negativos lo contrario.

Resultados

Granulometría, salinidad, contenido de materia orgánica

La estación IR se caracterizó por tener un contenido de arenas y limos gruesos en la misma proporción, que correspondieron en promedio al $95 \pm 2\%$ de la fracción total de sedimento, mientras que en RS predominaron los limos muy finos con un promedio de $97 \pm 2\%$ de la fracción total. El menor contenido de agua intersticial se midió en IR (31.4%) y el mayor en RS (72.5%). La salinidad fluctuó en IR, entre $5\text{-}35$, y el contenido de materia orgánica entre $2.8 \pm 0.4\%$ y $4.3 \pm 0.5\%$, mientras que en RS la salinidad fluctuó entre $0\text{-}24$ y el contenido de materia orgánica entre $12.9 \pm 1.8\%$ y $14.9 \pm 6.3\%$.

Tasas de flujo de experimentos control

Los resultados del ANOVA a una vía, entre los iones y las tasas de flujo, mostraron que el ión amonio fue significativamente diferente de los otros dos iones con tasas de flujo positivas principalmente. El amonio presentó los mayores flujos en un rango de -645 a $1764\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ en RS y 550 a $1988\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ en IR, en la mayoría de los casos con tasas positivas (excepto en RS, marzo), indicando que existe un flujo desde el sedimento a la columna de agua, como se corroboró con el valor promedio de la tasa de amonio para todos los muestreos de $575.5 \pm 77.3\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ (Figura 1).

Por su parte, el nitrito presentó tasas bajas, en un rango de -1 a $-266\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ en RS y -24 a $7.4\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ en IR, con un valor promedio para todos los muestreos de $-71.23 \pm 34\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$, lo que indica una difusión activa desde la columna de agua al sedimento, como se observó para la mayoría de las épocas en RS, con algunas excepciones puntuales y para la mayoría de las tasas en agosto y octubre en IR. En este último sitio se observó que las tasas son mayoritariamente positivas y muy bajas en marzo y mayo, indicio de flujo desde el sedimento a la columna de agua. (Figura 1)

El ortofosfato también presentó valores bajos en sus tasas de flujo promedio, entre -389 a $435\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ para IR y entre -3810 a $274\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$ para RS. RS presentó mayor variación en la difusión desde el sedimento a la columna de agua con respecto a IR. En promedio se observó un flujo de ortofosfato desde la columna de agua al sedimento en mayo en las dos estaciones a una tasa de $-202.51 \pm 55.7\text{ }\mu\text{mol/m}^2/\text{d}$. Sin embargo en RS e IR se cuantificaron flujos positivos en marzo y agosto (Figura 1).

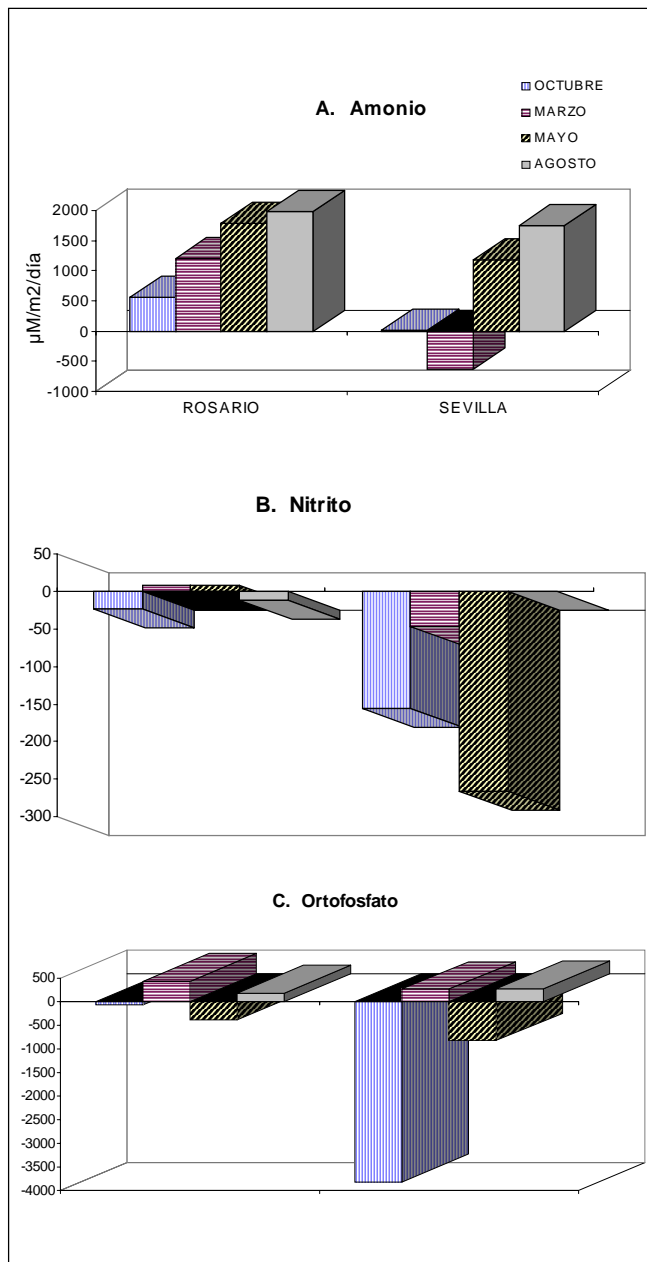


Figura 1. Tasas de flujo de los nutrientes inorgánicos en los experimentos control para las cuatro épocas climáticas y los dos sitios de muestreo en la CGSM.

Efecto de cadmio y cobre sobre el flujo de nutrientes inorgánicos

Los resultados del ANOVA multifactorial mixto (Tabla 1), mostraron diferencias significativas en los flujos de amonio entre los tratamientos realizados en IR en todos los muestreos. Los resultados de IR presentados en la Fi-

gura 2 muestran el efecto inhibitor del antibiótico sobre la actividad bacteriana, también que los sedimentos tratados con Cd+antibiótico y Cu+antibiótico presentaron flujos muy inferiores a los medidos en los controles aunque fueron tanto positivos como negativos y con gran variabilidad intrasemanal y que el Cd incrementó las tasas de flujo de amonio en marzo y las disminuyó en mayo y agosto. El cobre tuvo un efecto significativo sólo en las últimas semanas de mayo y agosto, disminuyendo e incrementando los flujos respectivamente. En la estación RS (Figura 3) los flujos de amonio entre tratamientos mostraron diferencias significativas en los meses de marzo y agosto solamente. En marzo, el Cd produjo flujos hacia la columna de agua, mientras que el Cu, Cd+antibiótico y Cu+antibiótico inhibieron (primera semana) o aumentaron el flujo hacia el sedimento (segunda semana). En agosto el flujo de amonio desde el sedimento al agua se inhibió en todos los tratamientos con diferente

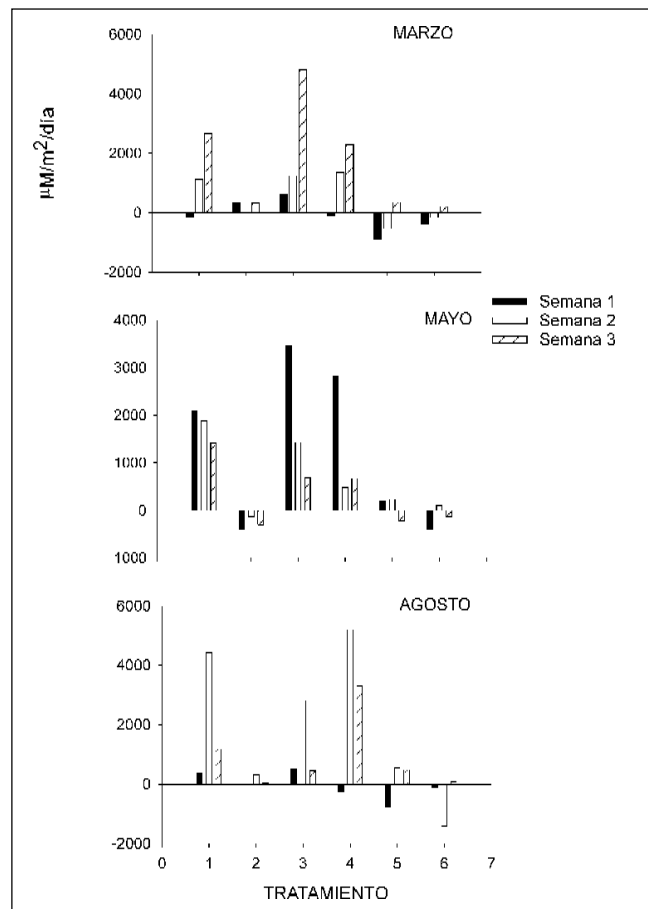


Figura 2. Flujo de amonio en la interfase agua-sedimento de Isla Rosario en tratamientos: 1. Control, 2. Antibiótico, 3. Cd, 4. Cu, 5. Cd + antibiótico, 6. Cu + antibiótico, durante las tres semanas de cada período de muestreo.

Tabla 1. Resultados (valor de probabilidad) del ANOVA multifactorial mixto usando los tratamientos como factor fijo y tres semanas consecutivas de muestreo como factor aleatorio para cada sitio, época y cada uno de los tres iones. Los números en negrilla indican diferencias significativas para ese factor dados por los tratamientos subrayados. Incremento de los flujos(+), disminución de los flujos (-) con respecto al control.

		ESTACIÓN: IR (Islas del Rosario)			ESTACIÓN: RS (río Sevilla)		
ION	FACTOR	Marzo 97	Mayo 97	Agosto 97	Marzo 97	Mayo 97	Agosto 97
Amonio	Tratamiento	0.000	0.0000	0.002	0.034	0.073	0.000
	Semanas	0.000	0.0017	0.004	0.540	0.290	0.745
	Interacción	0.002	0.008	0.078	0.320	0.910	0.954
		Antibiót,	Antibiót,	Antibiót.	+Cd		Antib.
		+Cd	-Cd+Ab	-Cd+Ab	±Cu		-Cd+Ab
		-Cd+Ab	-Cu+Ab	-Cu+Ab	±Cu+ant		-Cu+Ab
	-Cu+Ab	±Cd	-Cd	±Cd+ant			
		±Cu	+Cu				
Nitrito	Tratamiento	0.380	0.000	0.000	0.002	0.160	0.210
	Semanas	0.320	0.004	0.007	0.230	0.000	0.000
	Interacción	0.480	0.002	0.000	0.970	0.136	0.670
	Dado por:		+Cd, +Cd+Ab	+Cd	+Cd		
				+Cd+Ab	+Cu+Ab		
Fosfato	Tratamiento	0.762	0.035	0.223	0.163	0.179	0.584
	Semanas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Interacción	0.149	0.032	0.000	0.075	0.684	0.019

magnitud. En general, el flujo de amonio presentó mayor variabilidad intrasemanal en IR que en RS, en su respuesta a los diferentes tratamientos con Cd y Cu en todas las épocas de muestreo. Por lo tanto es difícil determinar un patrón de comportamiento ante la adición de los metales sobre la amonificación.

El flujo de nitrito presentó una variación significativa en IR en mayo y agosto, incrementando su flujo hacia la columna de agua en dos órdenes de magnitud en los tratamientos con Cd y Cd+antibiótico. En RS los flujos de nitrito se incrementaron solo en marzo, hacia la columna de agua por el Cd y hacia el sedimento por el Cu+antibiótico (Figura 4 y 5).

El flujo de ortofosfato en IR y RS no mostró diferencias significativas entre tratamientos ni épocas.

Las concentraciones de Cd y Cu biodisponible en los sedimentos tratados, presentaron una variación amplia en ambas estaciones (0.001 – 2 mg Cd/ml y 0.034 – 0.227 mg Cu/ml en IR, y entre 0.0076-10.6 mg Cd/ml y 0.0013-0.278 mg Cu/ml para RS). Estas concentraciones no se relacionaron significativamente con las tasas de flujo de cada ión.

Discusión

La amonificación parece ser un proceso dominante en la CGSM y probablemente la principal fuente de amonio

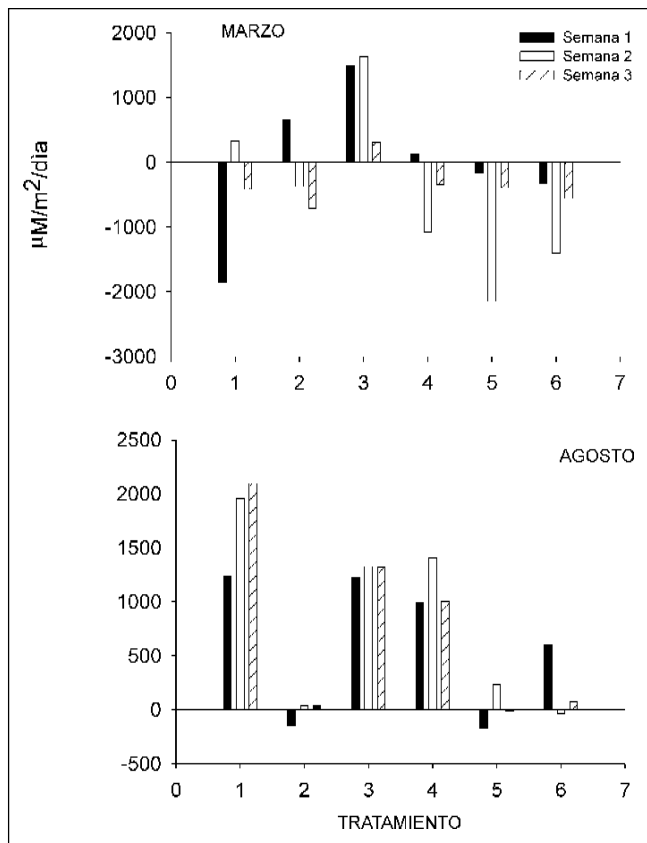


Figura 3. Flujo de amonio en la interfase agua-sedimento del Río Sevilla en tratamientos: 1.Control, 2. Antibiótico, 3. Cd, 4. Cu, 5. Cd + antibiótico, 6. Cu + antibiótico, durante las tres semanas de cada período de muestreo.

hacia la columna de agua viene de la descomposición de la materia orgánica en el sedimento, además de la excreción de organismos bentónicos. El flujo de amonio observado desde el sedimento hacia la columna de agua en ambas estaciones de muestreo, indica que la amonificación ocurre con mayor intensidad cerca a la interfase agua-sedimento, específicamente en los sedimentos superficiales, donde se sabe que las bacterias son más activas (Warwick & Downes, 1981). Sin embargo, las mayores tasas de flujo de amonio fueron observadas en IR, indicando predominio de procesos aeróbicos como la nitrificación, favorecido por la baja cantidad de MO (2.7-4.3%) y de bacterias ($1.8 \pm 1.0 \times 10^6$ cél/ml), dentro de un sedimento arenoso-limoso de grano grande que permanece más oxigenado como ha sido reportado también por Koike & Hattori (1978) en sedimentos costeros de la bahía de Mangoku-Ura, Japón.

En cambio, la actividad desnitrificante en los sedimentos de RS parece ser la responsable de la toma activa del nitrito en ésta área. Corredor & Morell (1989) registraron este proceso en ecosistemas semejantes a la CGSM,

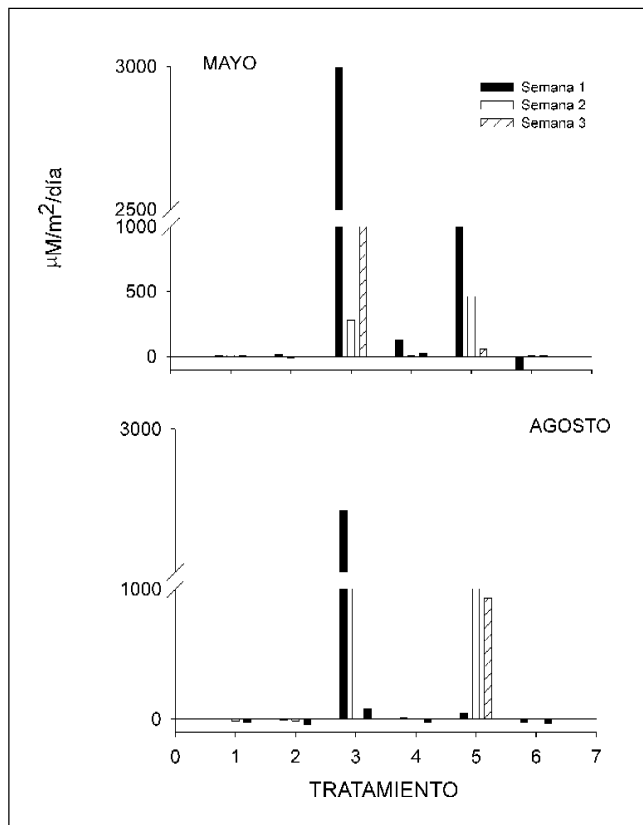


Figura 4. Flujo de nitrito en la interfase agua-sedimento de Isla Rosario en tratamientos: 1. Control, 2. Antibiótico, 3. Cd, 4. Cu, 5. Cd + antibiótico, 6. Cu + antibiótico, durante las tres semanas de cada período de muestreo.

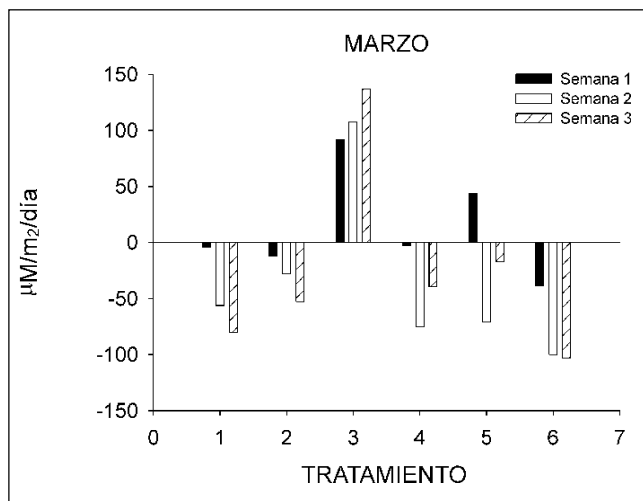


Figura 5. Flujo de nitrito en la interfase agua-sedimento del Río Sevilla en tratamientos: 1.Control, 2. Antibiótico, 3. Cd, 4. Cu, 5. Cd + antibiótico, 6. Cu + antibiótico, durante las tres semanas de cada período de muestreo.

con sedimentos anaeróbicos y ricos en materia orgánica oxidable; como es el caso en RS, en donde el contenido de MO fluctuó entre 11.4 y 15.3%, favoreciendo además, una mayor abundancia bacteriana ($5.4 \pm 2.3 \times 10^6$ cél/ml) como ha sido señalado en otros ambientes marinos (Montagna, 1982).

El flujo de ortofosfato observado desde el sedimento hacia la columna de agua puede ser el resultado de los procesos de remineralización microbiológica o de descomposición de la materia orgánica, como lo anotan Propp *et al.*, (1980); o bien por la liberación del fósforo sedimentario a causa del cambio en las condiciones químicas en cada núcleo (O_2 y pH) durante la incubación y/o por la presencia de invertebrados bentónicos que puedan producir bioturbación (Sinke & Cappenberg, 1988). Ahora, el retorno del fósforo al sedimento que también fue observado en algunos experimentos, puede ser causado por procesos de asimilación por parte de la microbiota (microalgas y bacterias fotosintetizadoras) y/o procesos de precipitación e inmovilización en las que intervienen elementos como el Fe, Al, Mn, SO_4^- , Ca, compuestos orgánicos y arcillas, dependiendo de los cambios en el pH y las condiciones de oxido-reducción presentes, como lo han señalado Sinke & Cappenberg (1988) en sedimentos eutróficos. De hecho, el efecto nulo de la adición de Cd o Cu sobre el flujo de ortofosfato, sugiere el predominio de procesos físico-químicos en el reciclaje de este ión en la CGSM.

Ahora, las diferencias observadas en el efecto inhibitorio del antibiótico sobre las bacterias responsables del flujo de amonio y de nitrito dentro del sedimento y entre sitios de muestreo puede ser indicio de una resistencia previa de la población microbiana a los antibióticos en IR principalmente. En este sentido Dijk & Joorde (1976) encontraron en experimentos de laboratorio, que las bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) no son inhibidas fácilmente por sustancias antimicrobiales y que bacterias de sedimentos estuarinos presentan resistencia a uno o más antibióticos.

De otra parte, aunque algunos resultados sugieren que el Cd puede estimular la amonificación, como se ha indicado, sobre la metanogénesis en sedimentos costeros (Capone *et al.*, 1983) y sobre la reducción asimilativa de nitrato en microalgas bentónicas (Moffett *et al.*, 1997); también su efecto inhibitorio diferencial sobre la amonificación y la utilización de nitrito fue observado. Es probable que diferencias en la formación de complejos con ligandos inorgánicos u orgánicos dentro del sedimento haya determinado la cantidad de Cd libre capaz de afectar a la comunidad microbiana en uno u otro lugar

(Moffett *et al.*, 1997). Sin embargo, nuestros resultados no mostraron una correlación clara entre la concentración de metal biodisponible en el sedimento y las tasas de flujo observadas. Asimismo, la fuerte acumulación de nitrito observada en nuestros experimentos con Cd se puede atribuir a su efecto tóxico sobre las bacterias *Nitrobacter* (responsables de la transformación a nitrato), ya que se ha señalado que este metal puede modificar las propiedades del sustrato de la oxidasa de nitrito, inhibiendo así su actividad (Xu *et al.*, 2000). Al respecto, se ha indicado que la toxicidad del Cd genera disminución en la abundancia bacteriana (Modamio & Mallo 1984, Fabiano *et al.*, 1994) e inhibe procesos como la metanogénesis y la reducción de sulfato (Capone *et al.*, 1983). Sin embargo, el claro discernimiento de los efectos positivos o negativos del Cd sobre las diferentes comunidades presentes en el sedimento y por ende sobre las diferentes enzimas responsables del reciclamiento del amonio, nitrito o nitrato, requieren de un estudio detallado y específico en relación con las características químicas del sedimento, como el potencial redox.

La baja inhibición mostrada por el cobre sobre el flujo de amonio, con respecto al cadmio y el mayor efecto inhibitorio en IR que en RS, sugiere el efecto de diferentes procesos sobre la concentración de Cu^{+2} libre dentro del sedimento. Uno de ellos es la capacidad de formar complejos rápidamente con la materia orgánica, lo cual puede ser el caso en RS y la velocidad con que los forme dependerá de los ligandos inorgánicos y en especial de los orgánicos, así como de la concentración de los sulfuros presentes (Moffett *et al.*, 1997). También, se debe tener en cuenta que éste es un elemento esencial y está presente en muchas de las enzimas que intervienen en los procesos de oxidación del amonio a nitrato (Xu *et al.*, 2000). Quizá por esto, se observó una mayor utilización de nitrito dentro del sedimento al adicionar el Cu. De otra parte, las bacterias en RS pueden tener ventaja selectiva sobre las de IR ya que están sometidas a unas concentraciones de Cu mayores, si se tiene en cuenta que éste es uno de los lugares de mayor descarga de Cu a la Ciénaga; al igual como se ha observado en otros ambientes marinos contaminados (Stephen *et al.*, 1999, Timoney *et al.*, 1978). Además, estas poblaciones bacterianas, como ha sido descrito por Allen *et al.*, (1977), Nakahara *et al.*, (1977), Timoney *et al.*, (1978) y Devanas *et al.*, (1980), pueden haber desarrollado mecanismos para su detoxificación ante las altas concentraciones de metales pesados en el medio y en especial en aquellas áreas con alto grado de contaminación.

La alta variabilidad en la concentración de Cd y Cu biodisponible en los sedimentos de ambos sitios de

muestreo, indican el efecto de procesos químicos como adsorción, precipitación y complejidad, los cuales dependen en gran medida de cambios en las condiciones de oxido-reducción, pH, contenido de materia orgánica, porosidad y permeabilidad del sedimento, así como la salinidad, entre otros factores (Mantoura *et al.*, 1978; Mittelman & Geesey 1985; Commans 1987; Fu & Allen 1992; Barcellos & Lacerda 1993; Alloway 1995). Estos factores presentan gran variabilidad dentro de un ecosistema, de manera que es muy difícil discernir el papel de cada uno de ellos en la especiación de cada metal. Por esto, se hace necesario desarrollar más estudios que permitan acoplar mejor el componente químico con el biológico y determinar su impacto potencial en el ecosistema estuarino.

Conclusiones

A pesar de la gran variabilidad espacio-temporal observada durante este estudio, destacamos que los flujos de amonio y nitrito se vieron afectados diferencialmente, por la presencia de Cd y Cu en ambas áreas de estudio. En RS se observó un mayor efecto en la época lluviosa, mientras que en IR la oscilación natural de los flujos a lo largo del año no mostró diferencias. El Cd inhibió la utilización del nitrito y activó la amonificación, mientras que el Cu estimuló la utilización del nitrito en la interfase agua-sedimento. Por ende, el incremento en la concentración de uno u otro metal en los sedimentos de la CGSM puede afectar negativamente el ciclo del nitrógeno, alterando significativamente el reciclaje de amonio y nitrito y conllevando a efectos negativos sobre la producción biológica del estuario. Sin embargo, desde un punto de vista global, es probable que, a pesar de que están entrando grandes cantidades de estos contaminantes, el sistema esté en capacidad de mantenerse en equilibrio sin presentar mayores cambios en los flujos de nitrógeno y fósforo a una mayor escala espacio-temporal.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Universidad Nacional de Colombia y fue desarrollado como parte de la tesis presentada por MCG como requisito parcial para optar al grado de Magister Scientiae en Biología – Biología Marina, convenio UN – INVEMAR. Agradecemos a R. Sánchez y G. Navas por su colaboración en el trabajo de campo y de laboratorio, al Dr. S. Zea por su colaboración en el análisis estadístico y al INVEMAR por su apoyo logístico.

Bibliografía

- Allen, D.A., B. Austin & R. Colwell. 1977. Antibiotic resistance patterns of metal-tolerant bacteria isolated from estuary. *Antimicrob. Agents Chemother.* 12: 545-547.
- Alloway, B.J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. 368 p.
- Arenas, V. & G. de la Lanza Espino. 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Cienc. Mar.* 16(3):45-62.
- Barcellos, C. & L.D. Lacerda. 1993. Cadmium behaviour in a tropical estuary. In: CEP consultants (Eds). Heavy metals in the environment. Mc Graw Hill Ed. Toronto. 1:169-172.
- Campos, N.H. 1984. Concentración de metales pesados en algunas especies de bivalvos de la costa caribe colombiana. *Disertación*, Universidad de Kiel, Alemania. 116 p.
- Campos, N. H. 1988a. Selected bivalves for monitoring of heavy metal contamination in the Colombian Caribbean. In: U. Seeliger, L.D. Lacerda & S.R. Patchineelam (Eds). Metals in Coastal Environments of Latin America. Springer-Verlag, Berlín. 270-275 p.
- Campos, N.H. 1988b. Variaciones estacionales de las concentraciones de metales traza en organismos de la Ciénaga Grande de Santa Marta. En: L. Botero (Ed.) Informe final INVEMAR, Proyecto Estudio Ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. 47 p.
- Campos, N.H. 1989. Contenido de metales pesados en el chivo *Mapalé Cathorops spixi* de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Bogotá. En Memorias del Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del mar. C.C.O. pp. 305-313.
- Campos, N.H. 1991. La ostra comercial de la Ciénaga Grande de Santa Marta y la problemática de la contaminación por metales. *Trianea* 4: 623-631.
- Campos, N.H. 1992. Concentración de metales traza en *Ariopsis bonillai* de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 40(2): 179-183.
- Capone, D.G., D. Reese & R.P. Kiene. 1983. Effects of metals on methanogenesis, sulfate reduction, carbon dioxide evolution and microbial biomass in anoxic salt marsh sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 45: 1586-1591.
- Capone, D.G., M.E. Jacobson & J.E. Mackin. 1987. Ammonium production in sediments inhibited with molybdate and bromoethane sulfonic acid: Implications for the sources of ammonium in anoxic sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 53: 2435-2439.
- Commans, R. 1987. Adsorption, desorption and isotopic exchange of cadmium on illite: evidence for complete reversibility. *Water research.* 21:1573-1576.
- Corredor, J.E & J.M. Morell. 1989. Assessment of inorganic nitrogen fluxes across the sediment-water interface in a tropical lagoon. *Est. Coast. Shelf Science.* 28(3): 339-345.
- Devanas, M.A., C.D. Litchfield, C. McClean & J. Gianni. 1980. Coincidence of cadmium and antibiotic resistance in New York

- Bight in benthic microorganisms. *Mar. Poll. Bull.* 11: 264-269.
- Dijck, van der & Joorde, van der.** 1976. Sensitivity of environmental microorganisms to antimicrobial agents. *Appl. Environ. Microb.* 31(3): 332-336.
- Fabiano, M., R. Danovaro, E. Magi & A. Mazzucotelli.** 1994. Effects of heavy metals on benthic bacteria in coastal marine sediments: a field result. *Mar. Poll. Bull.* 28(1): 18-23.
- Fu, G. & H.E. Allen.** 1992. Cadmium adsorption by oxic sediment. *Water Research.* 2: 225-233.
- Gajraj, M.** 1981. Threats to the terrestrial resources of the Caribbean. *Ambio* 10(6): 307-311.
- Gallo, M. C. & N. H. Campos.** 1997. Contenidos de Cd, Cu y Zn en sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Cont. Amb.* 16(28-29): 13-24.
- Gocke, K.** 1987. Manual para determinar "Los procesos de producción y degradación en biotopos marinos, especialmente en lagunas costeras y manglares" Mimeografiado en biblioteca del INVEMAR. 84 p.
- Hernández, J.H.** 1979. Contaminación acuática en Colombia. Informe Museo del Mar No. 17. 14 p.
- Klinkerberg, G., G. Schlunbaum & L. Bruegmann.** 1990. Der Einfluß von Schadstoffen auf den Denitrifikationsprozeß in flachen Küstengewässern - Untersuchungen zur Mikrobiologie und Stoffbilanz. *Limnologia* 20(1): 149-52.
- Koike, I. & A. Hattori.** 1978. Simultaneous determinations of nitrification and nitrate reduction in coastal sediments by a ¹⁵N dilution technique. *Appl. Environ. Microbiol.* 35(5): 853-857.
- Mantoura, F.F., A. Dickson & J. Riley.** 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 6: 387-408.
- Mittelman, M.W. & G.G. Geesey.** 1985. Copper-binding characteristics of exopolymers from a freshwater sediment bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* 49(4): 846-851.
- Modamio, X & S. Mallo.** 1984. Heavy metals effect on bacterial communities from coastal sediments. Acte Coll. GERBAM, Brest 1-5 October 3: 597-600.
- Moffett, J.W., L.E. Brand, P.L. Crott & K. Barbeau.** 1997. Cu speciation and cyanobacterial distribution in harbors subject to anthropogenic Cu inputs. *Limnol. Oceanogr.* 42(5): 789-799.
- Montagna, P.** 1982. Sampling design and enumeration statistics for bacteria extracted from marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 43(6): 366-1372.
- Nakahara, H., J. Ishikawa, Y. Saray, I. Kondo, H. Kozukue & S. Silver.** 1977. Linkage of mercury, cadmium, arsenic and drug resistance in clinical isolates of *Pseudomona aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 975-76.
- Palacio, F.J.** 1975. Colombia: Perspectivas sobre sus recursos acuáticos. Vivos continentales y la contaminación de sus aguas. Ter-cer curso de capacitación de los recursos vivos. Lima, Perú, 100 pp.
- Parker, J.G.** 1983. A comparison of methods used for the measurement of organic matter in marine sediment. *Chem. Ecol.* 1: 201-210.
- Propp, M.V., V.G. Tarasoff, I.I. Chebardgi & N.V. Lootzik.** 1980. Benthic pelagic oxygen and nutrient exchange in a coastal region of the sea of Japan. In: K.R.Tenore & B.C.Coull (Eds.). *Marine Benthic Dynamics.* Univ. South Carolina Press, Columbia. pp.265-284.
- Ramírez, G.** 1995. Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta delta exterior del Río Magdalena. Informe INVEMAR. 2. 150 p.
- Roth, S.E., R. Zeh & D. Maier.** 1992. Inhibitory effects of heavy metals on biodegradation of free amino acids in Rhine River water sample. *Vom-Wasser.* 78: 33-46.
- Sinke, A.J.C. & T.E. Cappenberg.** 1988. Influence of bacterial processes on the phosphorus release from sediments in the eutrophic Loosdrecht Lakes, The Netherlands. Proceedings of the first international workshop on sediment phosphorus. Psenner, R., Gunatilaka, A. (Eds) No. 30. pp.5-13.
- Stephen, J.R., Y. Chang, S. J. Macnaughton, G. A. Kowalchuk, K.T. Leung, C.A. Fleming & D.C. White.** 1999. Effect of toxic metals on indigenous soil B-subgroup Proteobacterium ammonia oxidizer community structure and protection against toxicity by inoculated metal-resistant bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65(1): 95-101.
- Timoney, T.F., T. Port, J. Giles & J. Spanier.** 1978. Heavy metal and antibiotic resistance in bacterial flora of sediments of New York bight. *Appl. Environ. Microbiol.* 36: 405-472.
- Usme, S.** 1984. Evaluación de los niveles de contaminación por cobre y cadmio en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis U. Nacional de Colombia.150 p.
- Waara, K.O.** 1992. Effects of copper, cadmium, lead and zinc on nitrate reduction in a synthetic water medium and lake water from northern Sweden. *Water Research.* 26(3): 355-364.
- Warwick, F & M.T. Downes.** 1981. Nitrate accumulation in aerobic hipolimnia: Relative importance of benthic and planktonic nitrifiers in an oligotrophic lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 42(4): 565-573.
- Wikfors, G.H.** 1982. Growth and adaptation of estuarine unicellular algae in media with excess of Cu, Cd, Zn and effects of metals. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 7(2): 191.
- Xu, Z., S. Zheng, G. Yang, Q. Zhang & L. Wang.** 2000. Nitrification inhibition by naphthalene derivatives and its relationship with copper. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64(4): 542-549.

Recibido el 2 de octubre de 2003.

Aceptado para su publicación el 30 de agosto de 2004.