

Cinética de Procesos Químicos en la Ciénaga de Tesca

LUZ ANGELA CASTRO,¹ JHOAN PIERMATTEY,² JUAN TORRES,³ YURI S. TUCHKOVENKO,⁴ Y MARIA TERESA VÉLEZ.⁵

RESUMEN

Se presenta la información requerida para la calibración de un modelo matemático del ecosistema de la Ciénaga de Tesca de Cartagena, obtenida mediante la realización de experimentos químicos. Los parámetros cinéticos de la oxidación bioquímica se obtuvieron por el "método de la DBO", mientras que las tasas de flujo de amonio y fosfato a través de la interfase agua - sedimento fueron evaluadas por medio de la Ley de Fick y el "modelo de descomposición de la materia orgánica en sedimentos".

La constante cinética del proceso de degradación de la materia orgánica resultó ser de 0.23 día^{-1} , así mismo se encontró que las constantes del primer y segundo estadio de la nitrificación son $0,09$ y $0,44 \text{ día}^{-1}$ respectivamente. Se observaron tasas de flujo de nutrientes que oscilaron entre 30 y $4300 \text{ mg.m}^{-2}\text{día}^{-1}$ para el amonio y de 0.4 a $3.5 \text{ mg.m}^{-2}\text{día}^{-1}$ día para el fosfato.

Las tasas de flujo bental de nutrientes fueron varios órdenes de magnitud más altas que las reportadas para otros ecosistemas, indicando que cuantitativamente este proceso biogeoquímico aporta grandes cantidades de amonio y fosfatos al agua de la Ciénaga, afectando negativamente la calidad de agua de este ecosistema.

ABSTRACT

The information required for the calibration of a mathematical model of the ecosystem of Ciénaga de Tesca (the Tesca Swamp) is presented, it was obtained by carrying out analytical techniques. The kinetic parameters of biochemical oxidation were obtained by the "DBO method", while the measurement of fluxes rates of nutrients across the interfase between the sediment and the water column were evaluated using Fick's Law and the "model of organic matter decomposition." The kinetic constant of the ammonization process resulted in 0.23 día^{-1} , and it was also found that the first and second state of nitrification were $0,09$ y $0,44 \text{ día}^{-1}$, respectively. High flow rates of fluids were observed and oscillated between 30 to $4300 \text{ mg.m}^{-2}\text{día}^{-1}$ for ammonia and 0.4 a $3.5 \text{ mg.m}^{-2}\text{día}^{-1}$ for phosphate.

Bental flow rates for nutrients were several orders of magnitude greater than the reported one in the fountains revised, indicating that quantitatively this biogeochemist process provides great amounts of ammonia and phosphate to the Marsh waters, negatively affecting negatively the water quality of this echosystem.

INTRODUCCIÓN

La Ciénaga de Tesca es una laguna costera localizada al noreste de Cartagena, en el departamento de

¹ Química, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. E-mail: luzangelacastro@yahoo.com

² Químicos Farmacéuticos Unicartagena. Universidad de Cartagena.

³ Ingeniero Oceanólogo, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Ph.D. E-mail: tuch@cioh.org.co

⁴ Química Farmacéutica, Grupo Qca Ambiental Unicartagena. Universidad de Cartagena. MSc. E-mail: mavelo@col3.telecom.com.co

Bolívar, Colombia. Entre latitudes $10^{\circ} 24' 30''$ Norte y longitud $75^{\circ} 27' 00''$ Oeste, posee forma triangular estrecha en el norte y amplia en el sur, con una anchura máxima de 4,5 Km, una longitud de 7 Km aproximadamente y un espejo de agua de 22,5 Km², con una profundidad promedio de 1,1m. (Herrera, 1998).

Posee en sus márgenes manglar del tipo **Rhizophorae mangle**, excepto en la zona sur y suroeste. La Ciénaga recibe aportes de aguas dulces de algunos arroyos como Mesa, Hormigón, Limón, Cuatro Caños y Ternera, ubicados en la zona nororiental y originados en los relieves del área aledaña a los municipios de Santa Catalina, Santa Rosa y Turbaco. Los arroyos han sido intervenidos por el hombre mediante jarrillones o presas para el almacenamiento de agua o inundaciones de terrenos para cultivos de arroz.

Los costados sur y occidente se encuentran intervenidos por el avance del casco urbano de la ciudad de Cartagena. Allí se localizan la mayoría de los barrios periféricos conformando cinturones tuguriales con 350.000 habitantes aproximadamente, por donde también pasan algunos caños que hacen sus aportes a la Ciénaga. Adicionalmente, recibe a través de varios canales colectores un promedio de 62.500 m³/día o sea el 60% de las aguas negras que genera la ciudad de Cartagena (la cual cuenta con más de 700.000 habitantes) (Garay, 1997).

La Ciénaga posee una barra litoral que la separa del mar Caribe, con el que solamente tiene comunicación en la época del invierno (mayo a noviembre), cuando cerca de su extremo norte se abre una boca que permite el ingreso de aguas oceánicas, obteniéndose mezcla de agua salada y de origen fluvial, constituyéndose en un sistema estuarino o laguna costera (Castro, 1998).

Es uno de los ecosistemas de mayor importancia ecológica y paisajística del sistema hídrico de la ciudad de Cartagena, pero ha experimentado un dramático deterioro ambiental, encontrándose en un estado de eutrofización. En consecuencia, se requiere una

herramienta utilizable en la selección racional de posibles acciones dirigidas a su conservación, y en este sentido, los modelos de ecosistemas adquieren importancia capital.

Actualmente la degradación de la Ciénaga de Tesca (o de la Virgen), ha llegado a un alto grado de descomposición por la carga de contaminación que desde hace más de 30 años ha venido recibiendo indiscriminadamente, especialmente plaguicidas, aguas negras, sedimentos provenientes de la erosión del Cerro de Popa, rellenos, de construcciones ilícitas y deforestación, deteriorándose así uno de los ecosistemas más productivos y valiosos de la costa Colombiana.

La construcción de la nueva carretera que comunica a Cartagena con Barranquilla, la cual separó franjas de manglar y taponó el intercambio de aguas de mar, alteró el ecosistema, afectando negativamente la calidad de sus aguas y el estado de los recursos hidrobiológicos (Herrera, 1998).

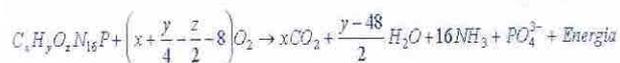
Desde 1996, con financiación de la Dirección General Marítima (DIMAR), el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) viene desarrollando el proyecto "Estudio de la contaminación por plaguicidas, hidrocarburos y eutrofización en lagunas costeras del Caribe colombiano (cuerpos de agua de Cartagena)" encaminado al diseño de modelos de calidad de agua que permitan predecir el comportamiento de este tipo de sistemas costeros.

Este trabajo busca contribuir a la calibración del modelo de ecosistema de la Ciénaga de Tesca del C.I.O.H. mediante la estimación de los parámetros cinéticos de la oxidación bioquímica de la materia orgánica y el estudio de las tasas de flujo de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua. Información necesaria para entender mejor el funcionamiento de este cuerpo de agua y así predecir mejor los impactos que se generen por la realización de obras encaminadas a su recuperación (Bocana estabilizada, emisario submarino, etc.).

BASES TEÓRICAS

La Ciénaga de Tesca presenta múltiples evidencias de eutrofización incluyendo altas concentraciones de nutrientes, clorofila y oxígeno disuelto en el agua superficial durante las horas del día (Garay, 1997), (Castro, 1998). Puesto que en medios eutrofizados la microbiota está adaptada a las concentraciones en exceso de sustrato, puede establecerse que la tasa de oxidación bioquímica es directamente proporcional a la concentración de bacterias.

Con base en lo anterior la oxidación bioquímica puede ser descrita satisfactoriamente como un proceso con cinética de primer orden. Bajo esta premisa pueden proponerse diversos experimentos de laboratorio para el estudio de la cinética de los procesos de degradación de la materia orgánica y nitrificación, como el experimento de la DBO, en el que se incuba una muestra de agua y se observa el decrecimiento de las concentraciones de oxígeno. En el experimento de la DBO, como en la naturaleza, el nitrógeno y el fósforo contenidos en la materia orgánica son liberados en forma mineral en virtud de los procesos de amonización y fosfatización. En teoría ambos procesos se suceden aproximadamente a una misma velocidad y están dados por:⁵

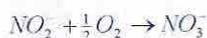


A su vez el amonio sufre Oxidación ulterior hasta nitrato mediante las reacciones de la nitrificación que constan de dos estadios: (Corbin, 1998)

* Oxidación del amonio:



* Oxidación del nitrito:



Teniendo en cuenta lo anterior, durante el experimento

de la DBO es posible realizar la observación de las evoluciones de los nutrientes durante el tiempo de incubación para obtener los parámetros de velocidad del primer y segundo estadio de la nitrificación.

Para obtener la DBO_{total} se necesita un prolongado tiempo de incubación de las muestras de agua (de 8 a 20 días), el cual depende de la cantidad de sustancias contaminantes, de la temperatura, de la concentración de bacterias y de su grado de adaptación.

Como regla general se considera que la velocidad de la reacción de oxidación se duplica al aumentar la temperatura en 10°C. La muestra para la determinación de la DBO debe incubarse en botellas de volumen no inferior a 500 mL para que la superficie del recipiente tenga una influencia mínima en la conducta de la cinética del proceso. Para obtener mejores resultados se recomienda oxigenar la muestra antes de realizar el ensayo.

El cálculo de la constante de la velocidad de oxidación puede realizarse por uno de los siguientes métodos: El de los Momentos, el de las Diferencias Diarias, el de la Relación Rápida, el método de Fujimoto, el de los Mínimos Cuadrados, o el de Tomas.

Una de las tareas más importante del monitoreo hidroquímico de las cuencas marítimas eutrofizadas, es la determinación de la intensidad de intercambio o tasas de flujo de los nutrientes entre el sedimento y la columna de agua.

Una manera de medir los flujos béticos consiste en determinar el gradiente de concentración de los nutrientes en los sedimentos de fondo y a partir de este realizar el cálculo de la tasa mediante la Ley de Fick: (Atkins, 1987)

$$F = D \frac{dC}{dz}$$

Aquí F es la magnitud del flujo, D es el coeficiente de difusión iónica y $\frac{dC}{dz}$ es el gradiente de concentración.

⁵ Tomada y adaptada de Shulgin. E. F., 1978.

La situación más sencilla se presenta cuando la distribución de las concentraciones sigue una tendencia lineal de modo que la aplicación de la Ley de Fick es inmediata (Atkins, 1987).

Otra posibilidad ocurre cuando se concibe que el paso de la mineralización de los compuestos orgánicos tiene lugar en la matriz sólida de los sedimentos y que satisface la ecuación de una reacción de primer orden.

Al suceder la descomposición de la materia orgánica el producto mineral ingresa en la solución intersticial y mediante difusión molecular se distribuye en el perfil vertical del sedimento.

Cuando la distribución de los nutrientes en el perfil vertical es exponencial, el cálculo de flujo bental puede realizarse con el modelo de descomposición en una etapa de la materia orgánica, el cual dicta que la regeneración y redistribución de NH_4^+ y PO_4^{3-} en los sedimentos del fondo están dadas por: (Academia Científica de la URSS, 1990)

$$D \frac{d^2C}{dz^2} - V \frac{dC}{dz} + KC_{org}^0 e^{-\xi z} = 0$$

Donde:

C es la concentración del nutriente por unidad de volumen de sedimento.

C_{org}^0 es la concentración de materia orgánica en la capa superficial del sedimento del fondo, dada en unidades de N o P según el nutriente.

D es el coeficiente de difusión.

V es el coeficiente de la velocidad de sedimentación.

K es la constante cinética de descomposición de la materia orgánica.

ξ es la constante que resulta al dividir K por V.

z es la coordenada de profundidad según un eje móvil con origen en la interfase agua - sedimento, que se desplaza verticalmente con velocidad V.

Si este modelo se verifica, el gradiente de concentración viene dado por: (Ibídem)

$$\frac{dC}{dz} = \frac{C(z_1) - C(z_2)}{e^{-\xi z_2} - e^{-\xi z_1}} \xi$$

y la constante ξ puede ser calculada a partir de la ecuación trascendental:

$$\frac{C(z_3) - C(z_1)}{C(z_2) - C(z_1)} = \frac{e^{-\xi z_1} - e^{-\xi z_3}}{e^{-\xi z_1} - e^{-\xi z_2}}$$

METODOLOGÍA

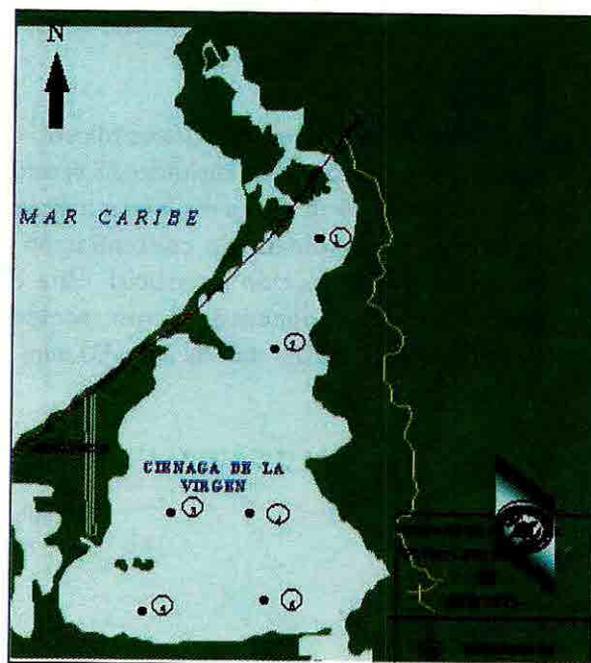


Fig. 1 Ciénaga de la Virgen. Estaciones de Muestreo. Tomado del Proyecto 1.3/1998CIOH/UNOPS.

Estación	Latitud	Longitud
E1	10°29'28"	75°29'00"
E2	10°27'44"	75°29'36"
E3	10°26'04"	75°29'29"
E4	10°26'53"	75°30'23"
E5	10°25'25"	75°29'32"
E6	10°25'41"	75°30'47"

EVALUACIÓN DE LAS TASAS DE FLUJO BENTAL DE NH₄⁺ Y PO₄⁻³

Para la evaluación de las tasas de flujo bental de NH₄⁺ y PO₄⁻³ se establecieron 6 estaciones de muestreos teniendo en cuenta los estudios anteriores de distribución de nutrientes y oxígeno disuelto realizados por el C.I.O.H. en la Ciénaga de Tesca (Castro, 1998). Fueron tomadas en cada estación con ayuda de un GPS muestras de agua de la capa suprayacente al fondo para la determinación de las concentraciones de amonio y fosfatos, también en esos puntos se tomaron 2 núcleos de sedimento mediante un acorazonador. Durante el transporte las muestras fueron preservadas con hielo seco. (Figura 1).

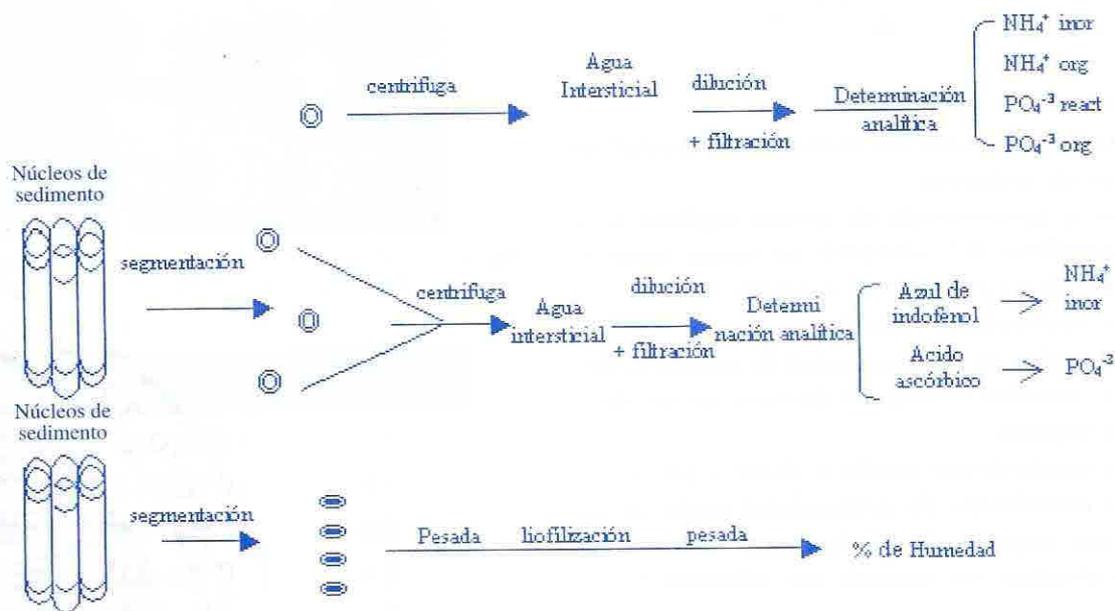
En el laboratorio uno de los núcleos tomado en cada estación de muestreo fue dividido en secciones de 2 cm de altura, 4 de las cuales fueron utilizadas para determinar el gradiente de concentración de los nutrientes en la solución intersticial. Para esto las secciones de sedimento fueron sometidas a centrifugación a 2000 rpm durante 10 min; el agua

intersticial así obtenida fue diluida y analizada por métodos colorimétricos (Herrera Jimmy, 1998). La sección más superficial del otro núcleo fue empleada para medir materia orgánica y porosidad. Para el primer caso se utilizó el método de Kjeldahl, para el segundo una submuestra fue pesada, liofilizada y vuelta a pesar. (Ver esquema inferior).

Para determinar las tasas de flujo bental de amonio y fosfato se utilizaron las concentraciones de nutrientes medidas en estos dos medios. Los cálculos se realizaron aplicando la Ley de Fick.

En las estaciones donde era aplicable el modelo de degradación de la materia orgánica en una etapa, MDUEMO, una vez obtenido ξ se calculó la tasa de flujo de cada nutriente mediante la fórmula (Academia Científica de la URSS, 1990):

$$F(0) = -D\xi \cdot \frac{C(Z_1) - C(Z_2)}{e^{-\xi Z_2} - e^{-\xi Z_1}}$$



Esquema 1. Procedimiento para el análisis de las muestras de sedimentos.

EXPERIMENTO DE LA DBO

Para llevar a cabo este experimento se recolectó una muestra de agua superficial (1 litro) en un punto central de la Ciénaga de Tesca, es decir en la estación 4. Después de ser diluida con agua saturada de oxígeno, la muestra fue envasada en botellas DBO de 500 mL e incubada en la oscuridad a 30 ± 1 °C. Se permitió un tiempo de 3 horas a partir del cual se dio inicio a los análisis periódicos del contenido de las botellas de acuerdo a lo siguiente: (CIOH, 1996)

- El oxígeno disuelto fue determinado por el método de WINKLER
- La materia orgánica se determinó por el método KJELHDAHL.
- Los fosfatos fueron medidos por el método del ácido ascórbico.
- Las concentraciones de amonio se determinaron por el método del fenato.
- Los nitritos se midieron por el método de BENDSCHNEIDER y ROBINSON.
- Los nitratos se llevaron a nitritos por reducción con cadmio y cobre y posteriormente se utilizó el método de BENDSCHNEIDER y ROBINSON.

La constante cinética de la DBO se calculó mediante el método de los mínimos cuadrados: (Metcalf & Eddy, 1998)

$$na + b \sum y - \sum \frac{\Delta y}{\Delta t} = 0$$

$$a \sum y + b \sum y^2 - \sum \left(\frac{\Delta y}{\Delta t} y \right) = 0$$

donde n = número de datos

b = $-k_{DBO}$

$$\frac{a}{b} = DBO_{tot}$$

$$y = DBO_n$$

$$\frac{\Delta y}{\Delta t} = \frac{y_{n+1} - y_{n-1}}{2\Delta t}$$

La velocidad del primer estadio, de la nitrificación K_{12} , se calculó por la fórmula: (Shulgin, Curacov y Cuftarcov, 1978)

$$k_{12} = \frac{C_1^{m_1} \ln \frac{C_0^{m_1}}{C_1^{m_1}}}{t_1^{m_1} (C_1 - C_0)}$$

donde $C_0^{m_1}$ es la concentración de materia orgánica inicial en el momento de la máxima cantidad de amonio.

$C_1^{m_1}$ es la máxima concentración de amonio
 $t_1^{m_1}$ es el momento de la máxima concentración de amonio.

La constante cinética del segundo estadio de la nitrificación K_{23} , fue estimada por la siguiente ecuación y corregida mediante el parámetro de inhibición del proceso de nitrificación por déficit de oxígeno: (Shulgin, Curacov y Cuftarcov, 1978)

$$K_{23} = K_{12} \frac{C_1^{m_2}}{C_2^{m_2}} \div \frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + CK_{O_2}}$$

Donde $C_1^{m_2}$ es la concentración del amonio en el momento de máxima concentración de los nitritos.

$C_2^{m_2}$ es la máxima concentración del nitrito
 $\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + CK_{O_2}}$ parámetro de inhibición por déficit de oxígeno.

RESULTADOS

Parámetros cinéticos de la Oxidación Bioquímica.

Los parámetros cinéticos de la oxidación bioquímica fueron calculados sobre la base de que las reacciones seguían cinética de primer orden.

Parámetro cinético de la degradación de la materia orgánica. Para el cálculo de la velocidad de este proceso se utilizaron de una parte, los datos de la evolución temporal de las concentraciones de oxígeno

disuelto en los frascos DBO, (Figura 2), a partir de los cuales fue calculada la constante K_{01} con un valor de $0,23 \text{ día}^{-1}$.

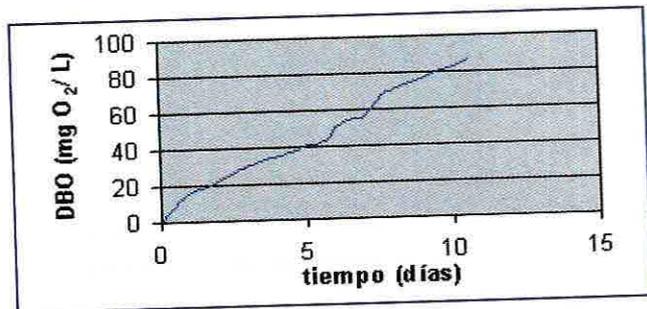


Fig. 2 Evolución de la DBO durante el tiempo de incubación a $30 \pm 1 \text{ °C}$

La concentración inicial de nitrógeno orgánico se determinó en $6,9 \text{ mg.L}^{-1}$, que progresivamente disminuyó a lo largo del experimento; en tanto que la concentración del amonio mostró sucesivos aumentos hasta el momento (a los 6,6 días) en que se observó la concentración máxima ($3,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{.L}^{-1}$) y posteriormente declinó con el tiempo. A partir de estos datos se calculó también la constante de velocidad del proceso de degradación de la materia orgánica, utilizando un análisis de tendencia y estimación logarítmica, obteniéndose el mismo valor, es decir, $0,23 \text{ día}^{-1}$ (Figura 3).

Similarmente, la concentración de orto - fosfato mostró un crecimiento gradual, hasta alcanzar el valor máximo observado de $2,1 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{.L}^{-1}$. Se registró una coincidencia en el tiempo pico de las curvas de NH_4^+ y PO_4^{3-} , debido a que la amonización y

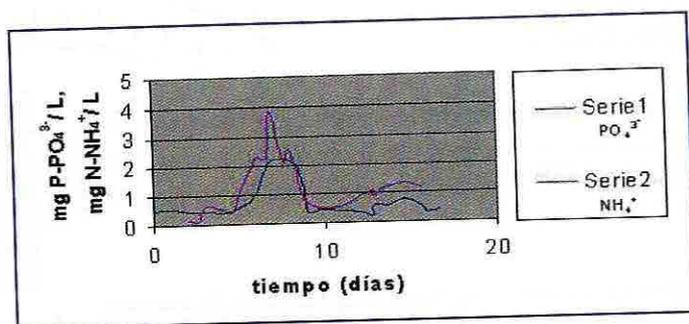


Fig. 3 Variación de las concentraciones de amonio y fosfato, expresadas como nitrógeno y fósforo respectivamente, durante el tiempo de incubación.

fosfatización son procesos paralelos resultantes de la oxidación de la materia orgánica (Figura 3).

Varios autores han propuesto distintas relaciones empíricas para estimar la constante de velocidad de la DBO en dependencia de la temperatura:

$K_{01} = 0.042(1.072)^T$	Shulgín, Kuravcov y Kufarcov, 1978.
$K_{01} = 0.054e^{0.069(T-6)}$	Beliaev, Conduforov, 1990.
$K_{01} = 0.017e^{0.1T}$	Vinogradov, Vacilieva, 1992.
$K_{01} = 0.004e^{0.15T}$	Instituto Oceanográfico Estatal - GOIN, 1987.
$K_{01} = 0.23(1.047)^{T-20}$	Danish Hydraulic Institute - DHI, 1994.

Estas relaciones no tienen carácter universal, fueron establecidas para obtener estimaciones dentro de un rango de temperaturas templadas. Para una temperatura de 30 °C (la del medio estudiado), arrojan valores de $0,34$; $0,28$; $0,35$; $0,36$ y $0,36 \text{ día}^{-1}$, por encima del encontrado en este trabajo.

Parámetros cinéticos de la nitrificación. Los parámetros cinéticos del primer y segundo estadio del proceso de nitrificación calculados con base en las concentraciones de las formas minerales del nitrógeno medidas en el experimento de la DBO fueron $0,09$ y $0,44 \text{ día}^{-1}$. También se han propuesto relaciones empíricas para estos parámetros:

$K_{12} = 0.008e^{0.1T}$	Instituto Oceanográfico Estatal - GOIN, 1987.
$K_{12} = 0.012e^{0.1T}$	Beliaev, Conduforov, 1990.
$K_{23} = (0.04-0.08)e^{0.1T}$	Instituto Oceanográfico Estatal - GOIN, 1987.
$K_{23} = 0.008e^{0.1T}$	Beliaev, Conduforov, 1990.

Estas expresiones también predicen valores de las constantes de velocidad por encima de los encontrados en este trabajo cuando se extrapolan a una temperatura de 30 °C .

Los géneros **Nitrosomas** y **Nitrobacter** que participan en las reacciones de la nitrificación son sensibles a varios factores especialmente a los productos metabólicos y a los del otro género. En un medio densamente poblado como la Ciénaga de Tesca, este

hecho probablemente incida de manera importante en las tasas de oxidación observadas y contribuye a explicar por qué el valor de los parámetros cinéticos obtenidos es menor a los estimados mediante fuentes bibliográficas.

Por otra parte, la estabilidad relativa de las valencias del nitrógeno permite entender por qué la constante de regeneración del nitrito, la forma más inestable, es notablemente menor que la constante de regeneración del nitrato, la valencia más estable.

Distribución de los nutrientes en el sedimento. Las figuras 5 y 6 registran los datos de la concentración de los nutrientes NH_4^+ y PO_4^{3-} respectivamente en el perfil vertical de los sedimentos de la Ciénaga de Tesca. En algunos de los núcleos de sedimento estudiados se observó inicialmente un pronunciado aumento de la concentración con la profundidad, seguido por un descenso después de alcanzar un punto máximo, en tanto que en otros núcleos (estaciones E1 y E6) se observó un crecimiento exponencial con la profundidad.

El patrón de distribución que siguieron los nutrientes a lo largo del sedimento a excepción de las estaciones E1 y E6, no guardó relación con las características cinéticas del proceso de descomposición de la materia orgánica en una sola etapa, donde el perfil de concentración debe ser de tipo exponencial como el que se ilustra en la Figura 4. Este hecho es influido por la composición de la materia orgánica la cual está integrada tanto por su fracción fácilmente oxidable como por la difícilmente oxidable; que en cuerpos de agua profundos, la fracción fácilmente oxidable del detrito es descompuesta en grado apreciable durante su sedimentación; en este caso es posible hacer abstracción de los estadios implicados en la degradación de los compuestos que alcanzan el fondo y la dinámica de los procesos bioquímicos se aproxima a la del modelo de descomposición en una etapa de la materia orgánica. Pero en cuerpos de agua poco profundos como la Ciénaga de Tesca, la materia orgánica sedimentable llega al fondo sin sufrir una oxidación significativa, dando como resultado una

degradación en varios pasos, siendo necesario la utilización de un modelo de degradación en multietapas (Academia Científica de la URSS, 1990).

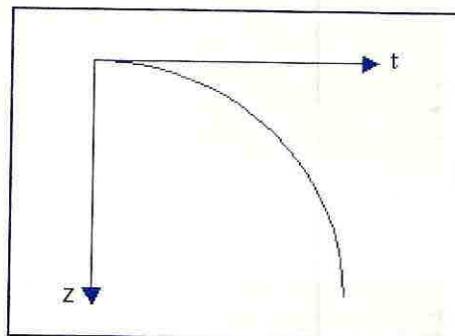


Fig. 4 Variación teórica de las concentraciones de nutrientes en el perfil vertical del sedimento para la descomposición de la materia orgánica en una sola etapa.

Tasas de flujo bental. En este estudio se registraron flujos negativos de NH_4^+ y PO_4^{3-} desde el sedimento hacia la columna de agua. Para obtener estos datos se empleó la Ley de Fick y adicionalmente se utilizó el modelo de descomposición en un estadio en aquellos núcleos donde la distribución de uno de los nutrientes fuese consecuente con el modelo para lo cual se utilizó la ecuación del modelo de degradación de la materia orgánica en una etapa.

Ambos métodos de cálculo arrojaron resultados similares.

Las tasas de flujo de NH_4^+ a través de la interfase agua - sedimento varió entre - 30 y -4300 $\text{mg N} - \text{NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ y seguramente son resultados de la mineralización de la materia orgánica. Estas tasas son bastante altas si se las compara con las reportadas por diferentes autores (Academia Científica de la URSS, 1990), (Herrera Jimmy, 1998), (Universidad de Valparaiso, 1998), (Kemp, 1990) en otros cuerpos de aguas; su elevada magnitud probablemente es debida a la alta concentración de materia orgánica ($1,52 \pm 0,33 \text{ mg N/cm}^3$, promedio $\pm \delta$) y a la elevada temperatura que experimenta este ecosistema (30°C aproximadamente durante todo el año), la cual probablemente induce tasas

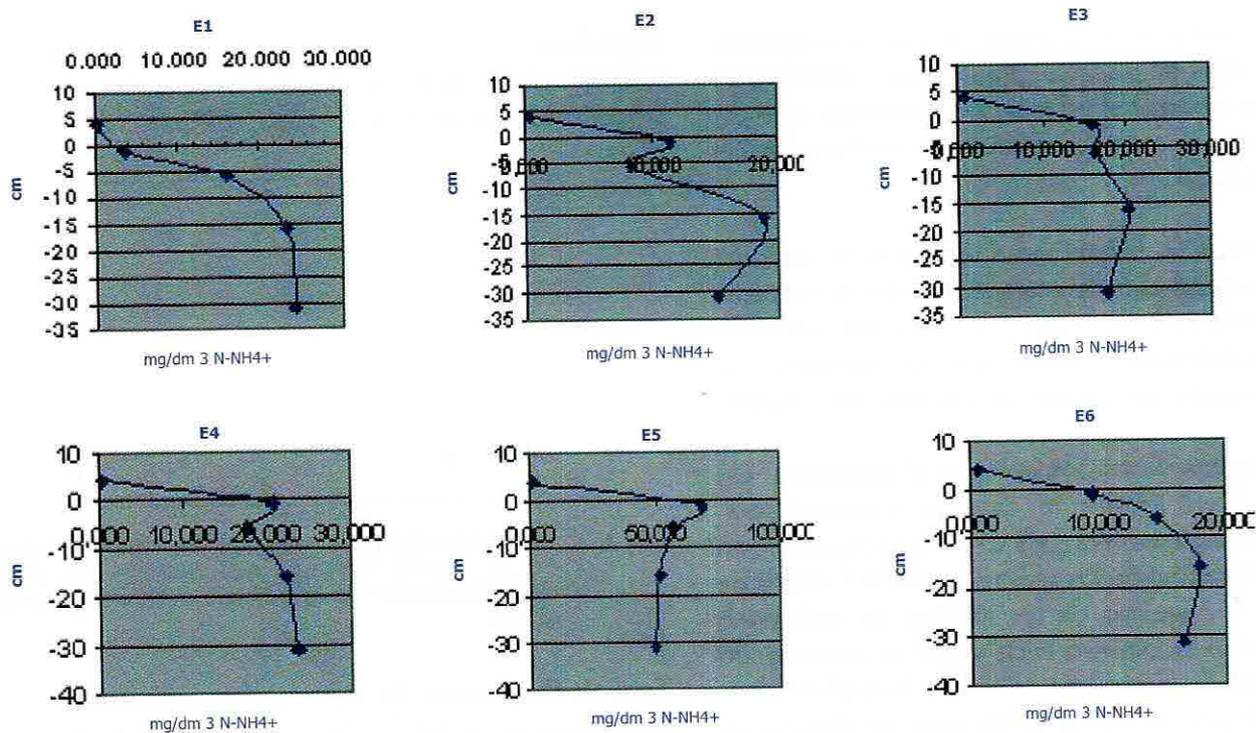


Fig. 5 Distribución de las concentraciones de amonio expresadas como nitrógeno en el perfil vertical del sedimento.

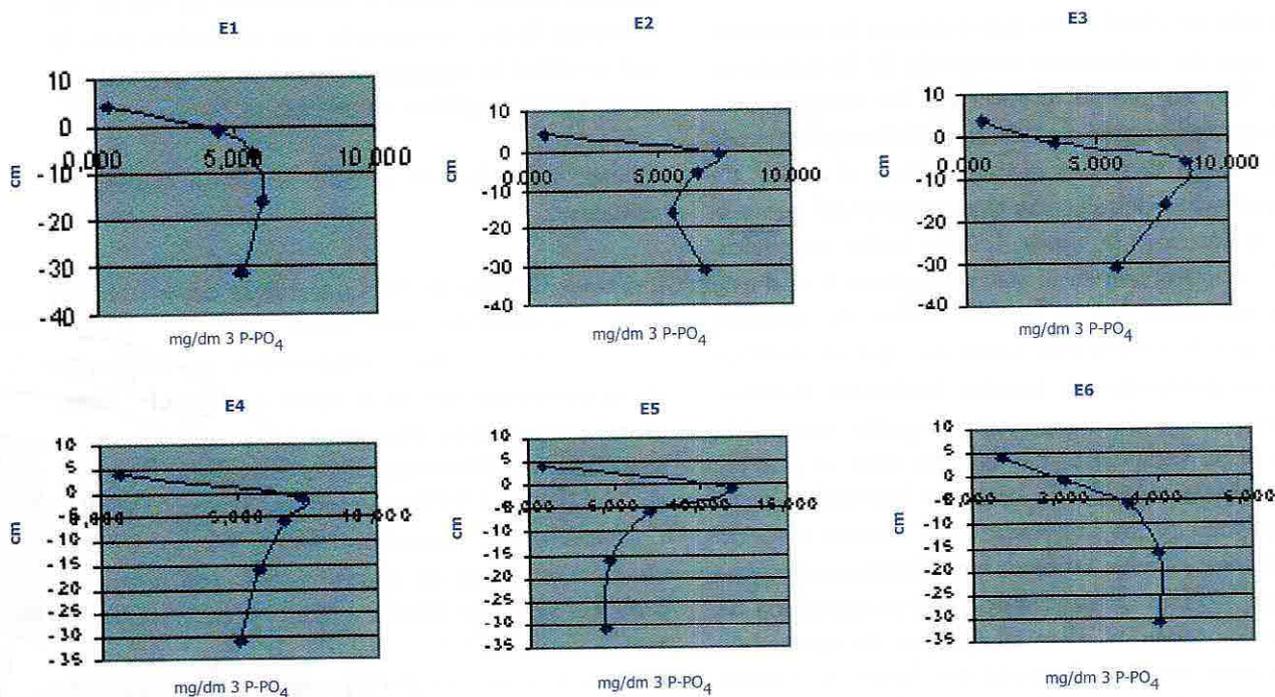


Fig. 6 Distribución de las concentraciones de fosfato expresadas como fósforo en el perfil vertical del sedimento.

metabólicas también notablemente altas.

De manera similar se encontraron altas tasas de flujo de fosfato a través de la interfase agua - sedimento cuyos valores variaron entre $-0,6$ y $-3,5$ $\text{mg P} - \text{PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Este intercambio de fósforo entre el piso marino y la columna de agua es un proceso complejo que depende de factores físicos, químicos y biológicos. Los flujos negativos pueden explicarse sobre la base de que pudo presentarse descomposición de la materia orgánica produciendo así la regeneración del fósforo.

También en este caso la elevada temperatura del medio acelera los procesos biogeoquímicos y da lugar a tasas grandes de flujo bental.

En la Figura 7 se muestra gráficamente la magnitud de las tasas de flujo béntico de amonio y fosfato.

CONCLUSIONES

Las tasas de los procesos químicos de oxidación obtenidos mediante el experimento de la DBO resultaron menores a las estimadas con base en información bibliográfica; por ende se corrobora un resultado de la modelación numérica obtenido con la utilización de estas últimas: que la capacidad de autoregeneración natural del ecosistema de la Ciénaga de Tesca no le permite absorber las enormes cargas de contaminación antropogénica que tiene en la actualidad.

Las tasas de flujo bental de nutrientes son de gran magnitud, luego este proceso biogeoquímico introduce cantidades muy grandes de NH_4^+ y PO_4^{3-} en la columna de agua, agravando el estado de eutrofización que afecta a este cuerpo de agua.

El coeficiente cinético del proceso de degradación de la materia orgánica en la Ciénaga de Tesca es de 0.23 día^{-1} . Los coeficientes del primer y segundo estadio de la nitrificación son 0.09 y 0.44 día^{-1} .

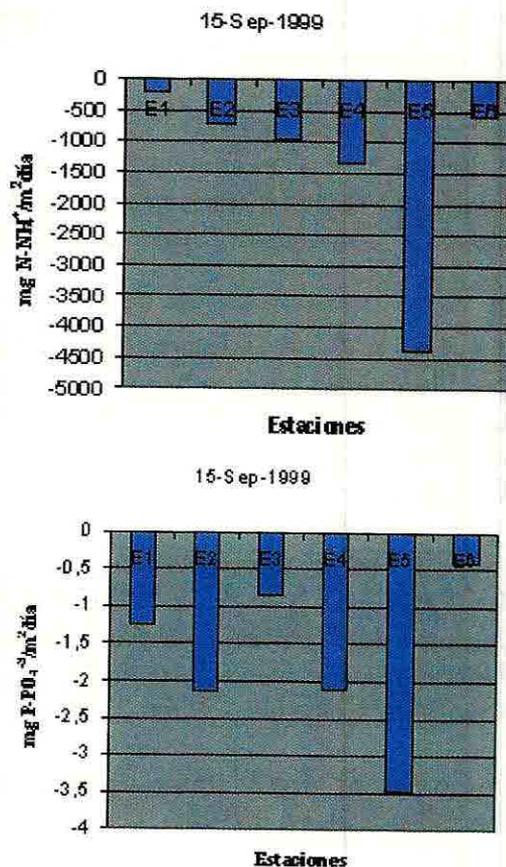


Fig. 7 Tasas de flujo de nutrientes calculadas mediante la Ley de Fick.

Los gradientes de concentración de fosfatos y amonio observados en la mayoría de los núcleos de sedimento que se estudiaron no corresponden a una distribución uniformemente creciente como la que predice el modelo de descomposición de la materia orgánica en una etapa, indicando que la descomposición de la materia orgánica sigue el patrón asociado con el modelo de múltiples etapas.

BIBLIOGRAFÍA

- ACADEMIA CIENTÍFICA DE LA URSS. Seccional Siberiana. Instituto de Limnología. Procesos Químicos en los Sedimentos de cuerpos de agua. Hayka Ed. p. 48-51, 1990.

- Atkins, P. Físicoquímica. 3 ed. s.l.: Ed Addison-Wesley Iberoamericana, S.T., p. 763-764, 788-793, 1987.
- Beliaev V. I. Conduforova N. V. Modelación matemática de los sistemas ecológicos de la zona litoral del mar. Ucrania, Sevastopol, MGI., 240 p., 1990.
- Castro, L. A., et al. Estudio de la Contaminación por Plaguicidas, Hidrocarburos y Eutrofización en Lagunas Costeras del Caribe Colombiano: Informe del Proyecto 1.3 GEF/RLA/93/G41. Cartagena, Colombia: s.n., 1998.
- CENTRO DE INVESTIGACIONES OCEANOGRÁFICAS E HIDROGRÁFICAS. Manual de Técnicas Analíticas de Parámetros Físicoquímico y Contaminantes Marinos. 3 ed. Cartagena, Colombia: CIOH. 1996.
- Corbin, K., The Nitrogen Cycle: Nitrification. Soil Microbiology, 1998.
- URL. http://w.w.w.bsi.vt.edu/facultyfiles/biol_4684/Cycles/Nitrification.html.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE - DHI. User Guide and reference Manual Water Quality Module, release 2.4 MIKE 21.
- Domenech, X., Química Atmosférica. 2 ed Madrid: Miraguano Ediciones, p 38. 1995.
- Garay J., et. al. Estudio de la Contaminación por Plaguicidas, hidrocarburos y eutrofización en Lagunas Costeras del Caribe Colombiano; Informe del Proyecto 1.1 GEF/RLA/93/G41. Cartagena, Colombia: s.n. 1997.
- Herrera, M., Contribución al diagnóstico ambiental de la Ciénaga de la Virgen. Cartagena, 1998. Trabajo de grado (Químico farmacéutico). Universidad de Cartagena. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas. Programa de Química y Farmacia.
- Herrera, J., Tasas de Desnitrificación en un Laguna Costera Tropical, La Ciénaga Grande de Santa Marta. Santa Marta, 1998. Trabajo de grado(Maestría). Universidad Nacional. Facultad de Ciencias. Facultad de Biología.
- INSTITUTO OCEANOGRÁFICO ESTATAL - GOIN. Tablas Oceanográficas. Leningrado: Hidrometeoizdat. 436 p. 1987.
- Kemp W.: et al, Ammonium Recycling Versus Denitrification in Chesapeake Bay Sediments. En: Limnol. Oceanogr. Vol. 35, No.7, p. 1545-1563, 1990.
- METCALF & EDDY, INC. Ingeniería de Aguas Residuales v. 1. Madrid: Ed. Mc Graw-Hill, p. 80-93, 1998.
- Shulgin E.F., Curacov. L.B., Cuftarcov. Química del Agua en las Zonas de Plataformas Marinas por Acciones Antropogénicas. Instituto de Biología del Mar.Ucrania-Kiev. 122 p. 1978.
- Vinogradov L.A.; Vacilieva V.N. Dinámica multianual y modelación del estado del ecosistema de las aguas costeras de la parte del mar Negro. Leningrado: Hidrometeoizdat. 407 p. 1992.
- UNIVERSIDAD VALPARAISO. Catálogo de Proyectos de Investigación. <http://www.ucv.cl/investigacion/facing/bioquimica/99.html>, 1998.

