

MODELACIÓN MÁTEMATICA DEL RÈGIMEN DE OXÍGENO EN LA BAHÍA DE CARTAGENA

Serguei A. Lonin, Yuriy S. Tuchkovenko

**Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, Cartagena de Indias, Colombia,
Tel.: 56+694465; FAX: 56694297; email: cparra@sirius.enap.edu.co**

RESUMEN

Se considera el problema de utilización de métodos de modelación matemática para el manejo de calidad de aguas, escogiendo la bahía de Cartagena como un ejemplo. Se han mostrado los bloques químico, biológico e hidrodinámico y los resultados de cálculo de las alternativas técnicas para mejoramiento del régimen de oxígeno en las aguas de la bahía.

ABSTRACT

The problem of using mathematical modeling methods for water quality management is considered for the Cartagena Bay as an example. The chemical, biological and hidrodynamical blocks, as well as the results of calculation of the technical alternatives for the oxigen regime have been demonstrated.

1. INTRODUCCION

En las costas de la bahía de Cartagena se encuentran ubicadas 29 fuentes industriales de contaminación y cerca de 17 domésticas, las cuales aportan nutrientes al medio marino de ésta. Estas fuentes tienen un caudal integral de $1.42 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{día}$, diariamente aportan a las aguas de la bahía 2.57 toneladas de formas minerales de nitrógeno, 0.48 toneladas de fósforo mineral y 22.2 toneladas de materia orgánica (en términos de DBO) potencialmente sedimentable.

Un segundo factor en importancia, en lo que tiene que ver con la calidad de las aguas de la bahía, es el canal del Dique que desemboca en su parte sur, con un caudal cuya variabilidad presenta un claro ciclo anual, definido por las oscilaciones estacionales de las lluvias que caen en el territorio en la parte alta de su cuenca y en la del río Magdalena. Las aguas del canal llevan consigo una gran cantidad de sedimentos en suspensión, materia orgánica potencialmente sedimentable y productos de su degradación.

El estudio de calidad de las aguas de la bahía de Cartagena, efectuado por el grupo de Modelación Numérica del CIOH entre 1996 -1997, ha demostrado que la ausencia de normas sobre vertimientos procedentes de fuentes industriales y domésticas, así como del canal del Dique, ha favorecido el proceso de eutrofificación (ver Figura 1). Como consecuencia de esta eutrofificación (exceso de nutrientes) podemos mencionar cambios en el régimen químico de las aguas, el aumento de la biomasa del fito y bacteriplancton, el consumo intensivo de oxígeno durante el proceso de oxidación de la materia orgánica.

Entre los efectos producidos mencionamos el déficit de oxígeno (anoxia), especialmente en las capas del fondo, disminución de la calidad de las aguas de la bahía para su uso en actividades recreativas (turbidez, olores desagradables, aparición de microflora patógena no propia de la región, etc.), preservación de flora, fauna y pesca, entre otros.

Para mitigar los efectos negativos o, por lo menos, suavizar la “presión antropogénica” sobre el ecosistema, es necesario implementar recomendaciones sustentadas científicamente, las cuales deben considerar, de un lado, las reglamentaciones de los vertimientos de sustancias contaminantes en correspondencia con la capacidad de asimilación del ecosistema (normas), y de otro, tener en cuenta la posibilidad de implementar obras civiles como medidas necesarias para la intensificación de los procesos de autodepuración que tienen lugar en el ecosistema dado.

La solución de tareas de este tipo es imposible sin aplicación de los modelos matemáticos para la descripción de la dinámica de los componentes químicos y biológicos del medio marino.

El objetivo del presente trabajo es el desarrollo de las medidas ecológicas, científicamente sustentadas, para el mejoramiento del estado de la calidad de las aguas en la bahía de Cartagena. El artículo contiene una breve descripción de los métodos aplicados para la solución del problema y los resultados obtenidos en su base.

2. DESCRIPCIÓN DEL MODELO

El resultado de mayor relevancia en la ejecución de este trabajo fue el desarrollo y la implementación del modelo numérico del

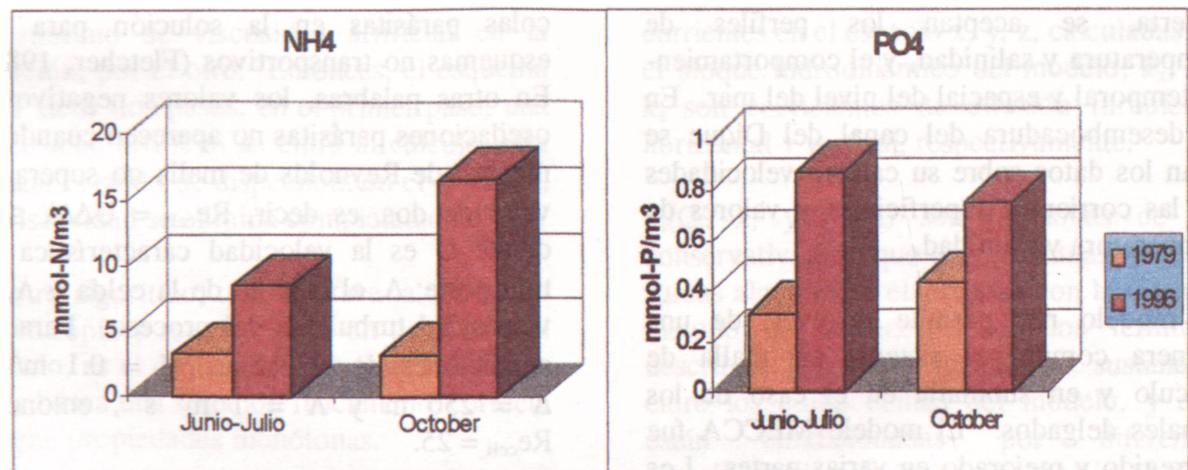
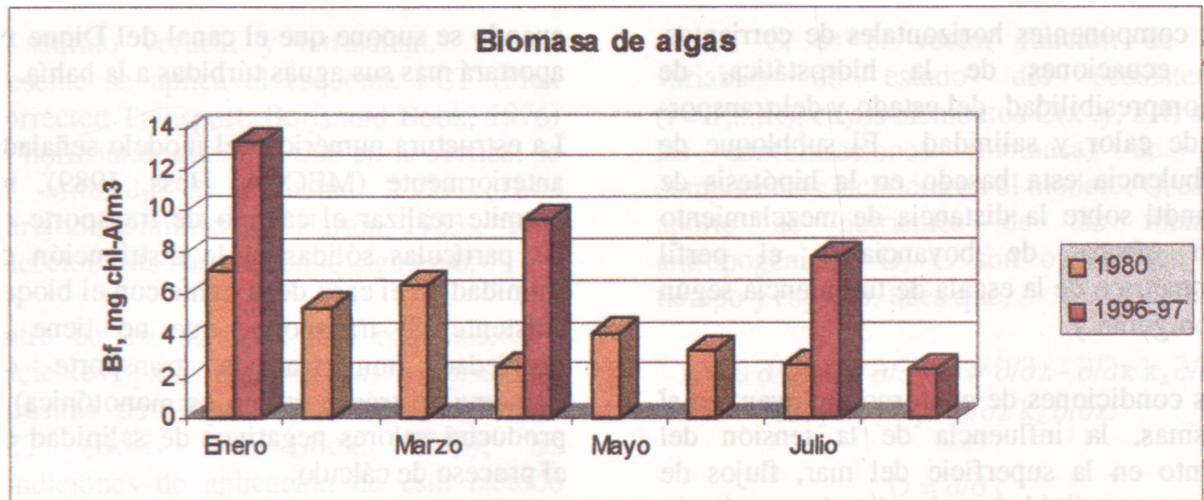


FIGURA 1. Aumento del nivel de productividad de fitoplancton y del contenido de nutrientes en las aguas de la Bahía en comparación con el principio de los años 80.

ecosistema de la bahía de Cartagena, cuya base fundamental está compuesta por un bloque hidrodinámico (el modelo CODEGO, Lonin, 1997) y otro químico - biológico. Mientras el primer bloque simula el comportamiento de las corrientes en la bahía, el segundo describe la reacción de los diferentes componentes del ecosistema a la presión antropogénica. La base teórica del sistema creado se encuentra profusamente descrita en informes (Proyecto UNOPS, 1997) y artículos, pero básicamente consiste en ecuaciones de balance de masas que

describen el comportamiento y transformación de los diferentes parámetros físico - químicos y biológicos.

2.1. Base teórica del bloque hidrodinámico

La base teórica del bloque hidrodinámico CODEGO se ha formado a partir del MECCA (Hess, 1989). El modelo está escrito en tres dimensiones con el sigma - sistema para coordenada vertical. El modelo contiene las ecuaciones de movimiento para

los componentes horizontales de corrientes, las ecuaciones de la hidrostática, de incompresibilidad, del estado y del transporte de calor y salinidad. El subbloque de turbulencia esta basado en la hipótesis de Prandtl sobre la distancia de mezclamiento con efectos de boyancia y el perfil geométrico de la escala de turbulencia según Montgomery.

Las condiciones de contorno incluyen, en sí mismas, la influencia de la tensión del viento en la superficie del mar, flujos de calor y salinidad; además, la condición cinemática de la superficie libre. En las fronteras laterales, en el caso de una frontera abierta, se aceptan los perfiles de temperatura y salinidad, y el comportamiento temporal y espacial del nivel del mar. En la desembocadura del canal del Dique se usan los datos sobre su caudal, velocidades de las corrientes superficiales y valores de temperatura y salinidad.

El modelo nos permite resolver, de una manera común, el sistema en malla de cálculo y en submalla en el caso de los canales delgados. El modelo MECCA fue corregido y mejorado en varias partes. Los cambios principales están relacionados con la creación de un bloque de transporte.

En el caso del modelo usado (CODEGO, Lonin, 1997), este bloque pretende tener una posibilidad para el transporte en tres dimensiones y en el tiempo, teniendo en cuenta, también, procesos de deposición y resuspensión de los elementos con la boyancia negativa. Por ejemplo, el fitoplancton tiene una velocidad de caída por su propio peso en el agua. Además, para el cálculo del comportamiento del ecosistema de la bahía, la turbidez se considera un parámetro de gran importancia, tanto en el presente momento, por ser limitante del sistema, como en un futuro hipotético,

cuando se supone que el canal del Dique no aportará mas sus aguas tóxicas a la bahía.

La estructura numérica del modelo señalado anteriormente (MECCA, Hess, 1989), no permite realizar el cálculo de transporte de las partículas sólidas ni la distribución de salinidad en el caso de la bahía con el bloque existente de transporte, que no tiene la propiedad numérica de transporte (el esquema de transporte no es monotónica) y producirá valores negativos de salinidad en el proceso de cálculo.

Matemáticamente, esta conclusión se revela en los criterios dados sobre la presencia de colas parásitas en la solución para los esquemas no transportivos (Fletcher, 1988). En otras palabras, los valores negativos u oscilaciones parásitas no aparecen cuando el número de Reynolds de malla no supera un valor de dos, es decir, $Re_{cell} = U\Delta/\Lambda \leq 2$, donde U es la velocidad característica de transporte; Δ , el tamaño de la celda y Λ , la viscosidad turbulenta del proceso. Para las condiciones de la bahía, $U = 0.1 \text{ m/s}^{-1}$, $\Delta = 250 \text{ m}$ y $\Lambda = 1 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, entonces, $Re_{cell} = 25$.

Obviamente, para satisfacer la condición para el número de Reynolds de malla es posible disminuir el único parámetro variable; es decir, el tamaño de la celda de cálculo (el paso de la malla en el sentido horizontal), por lo menos en catorce veces. Las capacidades de ningún computador permiten hacer el cálculo, prácticamente eficiente, con una malla de 20 metros de paso, que cubría el espacio de toda la bahía.

El problema de la formulación matemática de un esquema de transporte se divide en dos partes: la primera para el transporte en la horizontal y la segunda, en la vertical. Esta circunstancia tiene razón por la diferencia entre los esquemas usados en el MECCA, en

el sentido vertical y horizontal. En el presente se aplica el esquema FCT (Flux Corrected Transport, Boris and Book, 1976) en horizontal, mientras que en la vertical se ha utilizado el esquema TVD (Total Variation Diminishing, Harten, 1983). Esta selección esta basada en lo siguiente:

Entre de los métodos mas económicos y eficientes para eliminar las oscilaciones parásitas de dispersión está el algoritmo FCT (Boris and Book, 1976); las condiciones de aplicación de este método incluyen la búsqueda de los flujos de antidiifusión, que garantizan la suavización de la cola de dispersión, por un lado, y dan un mínimo de viscosidad artificial en la solución, por el otro. Entonces, el esquema FCT tiene dos pasos: en el primer paso, una viscosidad artificial se entra al cálculo para opacar el ruido de dispersión; en el segundo, la viscosidad se elimina completamente.

El otro algoritmo, que satisface la condición de entropía y requiere solo un paso para el cálculo, es el esquema TVD (Harten, 1983). Éste busca una solución físicamente correcta y tiene propiedades monótonas.

Estos bloques creados sirvieron como parte física en el modelo de ecosistema, el cual será descrito posteriormente.

2.2. Bases teóricas del modelo de eutrofificación

La herramienta matemática tradicionalmente utilizada para describir, en el marco de una metodología única, la interacción de los procesos dinámicos de transporte de sustancia, así como los procesos químico - biológicos de translocación, es el sistema de ecuaciones de transporte de una sustancia no conservativa:

$$DC_i + LC_i = F_i + Q_i \quad (1)$$

donde, C_i es el vector función de las variables de estado del ecosistema ($i = 1, \dots, R$), cuyos elementos $C(x, y, z, t)$ son las concentraciones (biomasa) de los componentes incluidos en el modelo; Q_i es el aporte de nutrientes de las fuentes antropogénicas; D , L son operadores de tiempo y espacio, tales que,

$$L = u \frac{\partial}{\partial x} + v \frac{\partial}{\partial y} + w \frac{\partial}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial}{\partial z}.$$

$$D = \frac{\partial}{\partial t}$$

donde, t es el tiempo; u , v , w son las componentes de la velocidad de las corrientes en el espacio x , y , z , calculadas en el bloque hidrodinámico del modelo; k_x , k_y , k_z son coeficientes de difusión turbulenta horizontal y vertical, respectivamente.

$F_i(C_i, x, y, z, t)$ son funciones de no conservatividad que representan, en sí, sumas algebraicas elaboradas con base en el método de balance, donde los términos describen los flujos locales de sustancias entre los componentes del modelo, y que están condicionadas por diferentes reacciones bioquímicas y efectos biológicos:

$$dC_i / dt = F_i. \quad (2)$$

Al implementar el bloque bioquímico de un modelo, el espacio tridimensional se divide en celdas individuales que corresponden a los nodos del bloque hidrodinámico. Para esto se propone que dentro de cada celda los elementos del ecosistema estén vinculados entre sí por los flujos locales, al tiempo que el desplazamiento de sustancia y energía entre las celdas se realice como resultado de un proceso de transporte. Para esto es estrictamente necesario que se cumpla el principio de conservación de sustancia y energía, el cual se interpreta en forma de relaciones de balance para cada elemento vivo y no vivo del ecosistema.

El funcionamiento del ecosistema de la bahía de Cartagena se describe con base en la dinámica de las siguientes características agregadas de su estado: p - fitoplancton, z - zooplancton, b - bacterias, d - detritus, org - materia orgánica disuelta, PO4 - fosfatos, NH4 - amonio, NO2 - nitritos, NO3 - nitratos, O2 - oxígeno disuelto.

2.2.1. Elementos bióticos del ecosistema

a) Fitoplancton, B_p [gC/m³]

La dinámica de la biomasa del fitoplancton está condicionada por procesos químico - biológicos que se expresan por la ecuación:

$$F_p = dB_p/dt = (1 - \gamma_p) \delta_p (I_z, C_{PO4}, C_{NH4}, C_{NO3}) B_p - \mu_p B_p - G_z.$$

donde B_p es la biomasa del fitoplancton [gC/m³]; μ_p es la velocidad específica de disminución de la biomasa del fitoplancton por efecto de la mortalidad natural [1/día]; γ_p es el porcentaje de producción del fitoplancton utilizada en el soporte de su supervivencia (respiración); G_z es la parte del fitoplancton digerida por el zooplancton; δ_p es la velocidad de reproducción del fitoplancton [1/día], regulada por las condiciones de iluminación y disponibilidad de sustancias nutritivas, formas minerales de nitrógeno y fósforo, (C), y que se calcula de la siguiente forma:

$$\delta_p = V_p^{\max} f_1(I) f_2(C_{PO4}, C_N) \quad (2.a)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{\tau_0} \int_0^{\tau} \frac{I(z)/I_k}{\sqrt{1 + I(z)/I_k}} dt \quad (2.b)$$

$$f_2(C_{PO4}, C_N) = \min [C_N / (C_{kN} + C_N);$$

$$C_{PO4} / (C_{kPO4} + C_{PO4})] \quad (2.c)$$

$$C_N = C_{NH4} + C_{NO3}$$

Aquí, V_p^{\max} es la velocidad específica máxima de crecimiento del fitoplancton [1/día]; C_{NH4} , C_{NO3} , C_{PO4} son el contenido de amonio y nitratos [mmolN/m³], así como fosfatos [mmolP/m³] en el agua de mar; C_{kN} , C_{kPO4} son los componentes de semisaturación durante la utilización de las formas minerales de nitrógeno y fósforo por parte del fitoplancton; I_k es la luminosidad correspondiente al inicio de la saturación lumínica durante la fotosíntesis [w/m²]; τ es la duración del día de luz [horas];

$$I_z = I(z) = I_0 \exp(-\xi z) \quad (2.d)$$

es la luminosidad a la profundidad z ; I_0 es el flujo de radiación activa fotosintética (RAF) que penetra a través de la superficie del mar; $\xi = \xi_0 + \xi_{susp} + \xi_{fito}$ es el coeficiente integral de disminución de luminosidad con la profundidad, cuyas partes componentes son: ξ_0 , el coeficiente de extinción característico para las aguas oceánicas, ξ_{susp} y ξ_{fito} tienen en cuenta, respectivamente, el aporte de sedimentos en suspensión y el fitoplancton (autoensombrecimiento) en la disminución del flujo de radiación solar que penetra al agua:

$$\xi_{susp} = 1.31 C_{susp}^{0.542} \quad (2.e)$$

$$\xi_{fito} = 0.0088 B_f + 0.054 B_f^2 \quad (2.f)$$

donde ξ_{susp} es el material en suspensión (mg/l); ξ_{fito} es la biomasa del fitoplancton (mg-CLA/m³). La expresión (2.e) se ha obtenido con base en el análisis de observaciones directas de la transparencia del agua, el contenido total de material en suspensión y la biomasa del fitoplancton, utilizando los resultados de los cálculos y aplicando (2. f).

b) Zooplancton, B_z [gC/m³].

Debido a las limitaciones o a la ausencia total de información inicial sobre las variaciones espaciales y temporales, tanto del zooplancton en la bahía, como de los componentes del ecosistema que forman su base alimenticia (detritos, bacterioplancton, etc.) se ha considerado, en calidad de aproximación inicial, que el zooplancton se alimenta solo de fitoplancton. En este caso la ecuación de la dinámica del zooplancton tendrá la siguiente forma:

$$\frac{dB_z}{dt} = V_z^{\max} G_z - \mu_z B_z - \gamma_z B_z \quad (3)$$

$$G_z = V_z^{\max} [1 + B_z / (B_p - B_p^{cz}) K_p]^{-1} B_z$$

Aquí V_z^{\max} es la velocidad máxima de consumo de fitoplancton por el zooplancton (1/día), K_p es una constante adimensional que caracteriza el consumo de fitoplancton por parte del zooplancton, B_p^{cz} es la biomasa límite del fitoplancton (gC/m³), ν_z es el coeficiente de efectividad de asimilación del alimento por el zooplancton, μ_z es la velocidad específica de mortandad del zooplancton (1/día), γ_z es la velocidad específica de respiración del zooplancton (1/día).

c) Bacterioplancton, B_B [gC/m³].

Dado que en la bahía de Cartagena no se han realizado observaciones directas del bacterioplancton, la presente versión del modelo lo considera solo como un cero potencial de biomasa y como una de las fuentes de materia orgánica muerta autóctona. No se analiza el papel que juega el bacterioplancton en la oxidación bioquímica de la materia orgánica sedimentable y en la regeneración de las formas minerales de nitrógeno y fósforo. De acuerdo con la teoría, la ecuación de la dinámica de la

biomasa de bacterias puede escribirse en la forma:

$$\frac{dB_B}{dt} = V_B^{\max} \left(\frac{C_{org}}{Ck_{org} + C_{org}} - \frac{B_B}{B_B^{\max}} \right) B_B \quad (4)$$

donde V_B^{\max} es la velocidad específica máxima posible de crecimiento de las bacterias (1/día); C_{org} es el contenido de materia orgánica disuelta en el agua de mar, MOD (gC/m³); Ck_{org} es la constante de semisaturación del crecimiento, igual a la concentración del sustrato, bajo la cual la velocidad específica real de crecimiento de las bacterias es igual a la mitad de la máxima (gC/m³); B_B^{\max} es la concentración máxima posible de la biomasa de las bacterias (gC/m³).

La ecuación (4) en el caso de valores pequeños de B_B en comparación con B_B^{\max} se convierten en la ecuación ya conocida de Mono, y cuando los valores de C_{org} son grandes en comparación con Ck_{org} se convierte en el modelo de crecimiento lógico, lo que le da la flexibilidad necesaria para la descripción de la dinámica del bacterioplancton en medios marinos eutrofificados.

2.2.2. Componentes regulares del ecosistema (Químicos)

a) Detritos, C_d [gC/m³].

Es aportado al medio marino como resultado de la segregación de residuos alimenticios no asimilados y de la mortandad de la población viva (detrito autóctono), así como por aportes externos (detrito foráneo). La dinámica de su transformación biológica puede ser descrita por la ecuación:

$$\begin{aligned} \frac{dC_d}{dt} = & \eta_1 \mu_p B_p + \eta_2 \mu_B B_B \\ & + (1-\eta_2) G_z + \mu_z B_z - \sigma C_d \end{aligned} \quad (5)$$

donde, $\mu_b = V_b^{\max} B_B / B_B^{\max}$ es la velocidad específica de mortalidad del bacterioplancton (1/día); σ es la velocidad específica de la transformación del detrito en MOD (1/día); η_1, η_2 son los porcentajes de la fracción detrítica de las células muertas del fito y bacterioplancton.

b) Materia orgánica disuelta (MOD), C_{org} [gC/m³].

Se forma durante la respiración del fito y el zooplancton, durante la mortalidad de las células del fito y el bacterioplancton, también durante la autolisis del detrito. La disminución de la C_{org} esta condicionada por los procesos de su oxidación bioquímica (mineralización) con la participación de las bacterias heterótrofas y se representa por la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{org}}{dt} = & (1-\eta_1) \mu_p B_p + (1 - \eta_2) \mu_B B_B \\ & \gamma_p \delta_p B_p + \sigma C_d - \lambda_{org} C_{org} \end{aligned} \quad (6)$$

donde, λ_{org} es la velocidad máxima de la descomposición bioquímica de la MOD con participación de bacterias (1/días).

c) Fósforo, C_{PO4} [mmolP/m³].

La variación del contenido de fosfatos en la capa fótica se determina por la intensidad de su consumo por parte del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y por la regeneración durante la oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta por parte de las bacterias heterótrofas:

$$\frac{dC_{PO4}}{dt} = \alpha_{P/C} (\lambda_{org-PO4} C_{org} - \delta_p B_p) \quad (7)$$

donde, $\alpha_{P/C}$ es el coeficiente estequiométrico (mmolP/gC) y $\lambda_{org-PO4}$ es la velocidad específica de fosforización de la MOD (1/día).

d) Amonio C_{NH4} [mmolN/m³].

Es consumido por el fitoplancton durante la producción primaria de la materia orgánica y se oxida en condiciones anaeróbicas con la participación de bacterias autótrofas hasta nitritos (primera fase de nitrificación). La formación de las reservas de amonio en el medio marino tiene lugar por la mineralización de la materia orgánica sedimentable con participación de las bacterias heterótrofas:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{NH4}}{dt} = & \alpha_{N/C} (\lambda_{org-NH4} C_{org}) \\ & - \alpha_{N/C} (\chi \delta_p B_p) - \beta_{NH4-NO2} C_{NH4} \end{aligned} \quad (8a)$$

Aquí, $\alpha_{N/C}$ es el coeficiente estequiométrico (mmolN/gC); $\lambda_{org-NH4}$ es la velocidad específica de amonización de la MOD (1/día); $\beta_{NH4-NO2}$ es la velocidad específica de oxidación del amonio hasta nitritos; $\chi \delta_p B_p$ es el porcentaje de nitrógeno mineral que es consumido por el fitoplancton en forma de amonio:

$$\chi = C_{NH4} \theta / [\theta C_{NH4} + (1 - \theta) C_{NO3}] \quad (8b)$$

donde, θ es el coeficiente de preferencia de asimilación del amonio por parte del fitoplancton en relación con los nitratos ($0 < \theta < 1$).

e) Nitrógeno de los nitritos, C_{NO2} [mmolN/m³]

Los nitritos son una forma intermedia del nitrógeno mineral en el proceso de nitrificación. La dinámica de su contenido,

en un medio marino aeróbico, se describe por la ecuación:

$$\frac{dC_{NO_2}}{dt} = \beta_{NH_4-NO_2} C_{NH_4} - \beta_{NO_2-NO_3} C_{NO_3} \quad (9)$$

donde, $\beta_{NO_2-NO_3}$ es la velocidad específica de oxidación de los nitritos en nitratos (1/dia), que representan la segunda fase de la nitrificación.

f) Nitrógeno de los nitratos, C_{NO_3} [mmolN/m³].

Los nitratos son la forma más estable en la oxidación del nitrógeno. En un medio marino aeróbico el contenido de nitrato se determina por la intensidad de su absorción, por parte del fitoplancton, en el proceso de fotosíntesis y por la acumulación debido a la nitrificación. Se representa por la siguiente ecuación:

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = -\alpha_{N/C} (1-\chi) \delta_p B_p + \beta_{NO_2-NO_3} C_{NO_2} \quad (10)$$

g) Oxígeno disuelto, C_{O_2} [ml/l].

La dinámica del oxígeno disuelto en un medio marino se determina por la intensidad con que transcurren los procesos de fotosíntesis, intercambio gaseoso con la atmósfera, demanda bioquímica en la oxidación de la materia orgánica sedimentable en el agua y en los sedimentos del fondo, así como dentro del proceso de nitrificación. Se representa por las siguientes ecuaciones:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{O_2}}{dt} = & -\alpha_{O_2/C} [(1-\gamma_f) \delta_{f_t} B_f - \lambda_{org} C_{org}] \\ & - \alpha_{O_2/N} \beta_{NH_4-NO_2} C_{NH_4} \\ & - \alpha_{O_2/N} \beta_{NO_2-NO_3} C_{NO_2} - Q_{BOT} \pm Q_{atm} \end{aligned} \quad (11)$$

donde, Q_{atm} , Q_{BOT} , son flujos de oxígeno, condicionados por la interacción con la atmósfera y el fondo.

$$Q_{atm} = \gamma_{e,i} n_w n_t (C_{O_2}^S - C_{O_2}) \quad (12)$$

donde, Q_{atm} es el aporte (invasión) o segregación (evasión) de oxígeno (ml/m²*h), n_t es el coeficiente de temperatura (para $T = 24 - 26^\circ C$, $S = 30 - 35\%$; $n_t = 1.1$); n_w es el coeficiente integral del viento.

La absorción del oxígeno por los sedimentos del fondo fue calculada con base en la función empírica propuesta por Edwards y Rolley (Parsons T., Takahashi M., 1983):

$$Q_{BOD} = a (C_{O_2}, z=H)^b \quad (13)$$

donde, Q_{BOD} - flujo (mg O₂/m²*h); $a = 4.5$ y $b = 0.66$ - constantes empíricas; C_{O_2} , $z=H$ - concentración de oxígeno en las aguas del fondo (mg/l).

Las estimaciones de la demanda bental de oxígeno en la bahía fueron efectuadas experimentalmente en los laboratorios del CIOH y presentan una buena correspondencia con los valores calculados por la fórmula (13).

Debido a que la intensidad con que transcurren los procesos de nitrificación, descomposición bioquímica de la materia orgánica muerta y regeneración de las formas minerales de nitrógeno y fósforo, dependen del contenido de oxígeno en el agua, las velocidades específicas de los respectivos procesos bioquímicos (y en especial: λ_{org-PO_4} , λ_{org-NH_4} , $\beta_{NH_4-NO_2}$, $\beta_{NO_2-NO_3}$, λ_{org}) fueron corregidas durante el proceso de cálculo, mediante la multiplicación por el parámetro:

$$\text{oingb}(z) = 1 - \exp [0.8 \cdot C_{O_2}(z)] \quad (14)$$

donde, $C_{O_2}(z)$ es la concentración de oxígeno disuelto en la profundidad z .

La estimación de los parámetros del modelo fue realizada con base en información de fuentes bibliográficas (Parsons et al., 1983; Gershmanovich et al., 1990; Sarmiento et al., 1993; Druet, Zielinsky, 1994; Beliaev, Konduforova, 1990; Straskaba, Gnauk, 1985; y otros trabajos de acuerdo con las referencias), experimentos de laboratorio y mediciones directas. El principal criterio de selección de uno u otro valor de un parámetro del modelo fue, de un lado, la máxima correspondencia entre la dinámica del proceso modelado o de la variación del componente dado y los resultados de las observaciones directas, y de otro, la concordancia de este valor con las estimaciones obtenidas por otros especialistas.

La calibración del modelo con datos de observaciones directas fue efectuada en dos variantes: cero-dimensional (modelo de la dinámica anual de los parámetros químico - biológicos en la capa de fotosíntesis) y unidimensional (modelo de la dinámica anual de la distribución vertical de los componentes del ecosistema teniendo en cuenta los flujos de sustancias y energía en la superficie y el fondo).

Para la calibración del modelo y en calidad de condiciones iniciales y de contorno en los experimentos numéricos se emplearon datos de cuatro monitoreos hidrológico - hidroquímicos, realizados en la bahía de Cartagena por el CIOH entre 1996 -1997. Las mediciones se efectuaron en las profundidades 0.5, 8 metros y fondo.

3. EXPERIMENTOS NUMÉRICOS

Los experimentos numéricos con el modelo tridimensional de calidad de aguas del ecosistema de la bahía de Cartagena fueron realizados en dos etapas: en la primera etapa

se calcularon los campos típicos de los elementos del ecosistema para las épocas seca y húmeda. Por distribución espacial típica (característica) de los elementos químico - biológicos del ecosistema, se entenderá tal distribución que corresponda a un estado estacionario hacia el cual llega el ecosistema bajo acción externa constante (presiones antropogénicas, condiciones hidrológicas) y con parámetros de funcionamiento dados. Los cálculos demostraron que el tiempo de acomodamiento de un elemento hacia otro y hacia las condiciones externas del ecosistema (luminosidad, transparencia, condiciones de alimento mineral, viento y régimen hidrodinámico) es, en promedio, 20 días. El estado estacionario del ecosistema se determina, no por las condiciones iniciales, sino por la relación entre las cargas y los parámetros del funcionamiento interno del ecosistema.

Los cálculos de las distribuciones típicas de los componentes químico - biológicos del ecosistema para las diferentes épocas del año siguieron estos objetivos:

- Verificación de la versión tridimensional del modelo con base en la comparación de los campos modelados con los resultados de las mediciones directas y, consolidación de los parámetros del modelo con base en los resultados de los experimentos numéricos.
- Determinación de las particularidades de la variación espacial de los componentes de los ecosistemas de la bahía en las épocas seca y húmeda, así como de las causas que los forman.
- Identificación del papel relativo de diferentes fuentes antropogénicas de contaminación en la eutrofificación de la bahía de Cartagena para la normalización de esos vertimientos.

La comparación de los resultados del modelo con los datos de los monitoreos hidroquímicos demostró que el modelo, en forma cualitativamente correcta, refleja las principales propiedades de la distribución espacial de los componentes abióticos y bióticos del ecosistema. Las concentraciones de nutrientes obtenidas en los cálculos, en general, están de acuerdo con los resultados de las observaciones directas.

Sin embargo, hablar sobre una coincidencia cuantitativa total no es posible, debido a que durante la realización de los monitoreos no se llevaron a cabo observaciones hidrometeorológicas. Los monitoreos, en si, fueron efectuados durante tres o cuatro días y por consiguiente no reflejan un esquema instantáneo de las distribuciones de los parámetros hidroquímicos; los datos sobre el contenido de nutrientes en las fuentes y sus vertimientos presentados son aproximados. De esta manera, la información de que se dispuso no es la mejor para la validación del modelo tridimensional de ecosistema. Es necesario formular una serie de observaciones de campo especialmente para estos objetivos.

El objetivo de la segunda etapa de los experimentos numéricos en el modelo tridimensional, fue elaborar una serie de recomendaciones para la toma de medidas de conservación del medio ambiente, orientadas a la disminución del nivel de eutrofificación del ecosistema de la bahía de Cartagena, mejoramiento de la calidad de sus aguas y del régimen de oxígeno en particular. Se señala que el contenido de oxígeno en las aguas de la bahía es el parámetro más vulnerable del ecosistema y puede ser analizado como indicador de su capacidad de asimilación.

En la Figura 2 se muestran las distribuciones típicas espaciales de contenido de oxígeno

en la capa del fondo para las épocas seca y húmeda, calculadas por el modelo.

Los experimentos numéricos de la segunda etapa fueron realizados para las cargas extremas y con condiciones de la frontera oceánica correspondientes a la época húmeda, debido a que en este período es cuando disminuye el potencial de autodepuración de la bahía y empeoran de forma brusca todos los efectos negativos de la eutrofificación.

Con ayuda del modelo se ejecutaron los siguientes escenarios de medidas de conservación de la bahía:

- Alternativa 1: profundización del canal sur de acceso (el canal Varadero, el cual está ubicado en la parte suroeste de la bahía) hasta los 8 metros (profundidad de referencia de este canal) para el mejoramiento de la ventilación de las aguas en la parte sur de la bahía.
- Alternativa 2: liquidación de la barrera de La Escollera (el estrecho norte de la bahía) y profundización de este estrecho hasta la profundidad de referencia (5 - 7 metros) con el objeto de mejorar la ventilación de las aguas en la parte norte de la bahía.
- Alternativa 3: cierre del canal del Dique como fuente importante de contaminación.
- Alternativa 4: cierre de las fuentes industriales y domésticas de contaminación, implementando, por ejemplo, un sistema de canalización con salida a mar abierto.

La conveniencia de una u otra alternativa se juzgó, ante todo, de acuerdo con el grado de mejoramiento de las condiciones de oxígeno

en el ecosistema de la bahía como parámetro limitante del ecosistema y que determina la calidad de su estado.

Los cálculos demostraron (Figura 3a), que al realizar la alternativa 1 ocurre una gran disminución del déficit de oxígeno en la capa del fondo de la parte sur de la bahía externa. El contenido de oxígeno en la zona del Dique aumenta en el fondo de 1 a 1.6 - 1.8 ml/l. En otras zonas de la bahía (incluyendo los sectores de ubicación de las fuentes en la bahía interna), el contenido de oxígeno en la capa del fondo aumenta en 0.2 ml/l.

La alternativa 2 (Figura 3b), no lleva a grandes mejorías del régimen de oxígeno en la capa del fondo en comparación con la situación actual, aunque en la parte central de la bahía y cerca al Dique el contenido de oxígeno de todos modos aumenta en 0.2 ml/l.

Debido a que mediante la realización de las dos primeras alternativas no se propuso una limitación de la acción de las fuentes de contaminación, sino que sólo se analizó la posible mejoría del régimen de oxígeno en la capa del fondo por efecto de la intensificación de su ventilación hidrodinámica, las distribuciones espaciales de los parámetros químico - biológicos en la capa fótica conservan las principales características de la situación actual.

Las alternativas 3 y 4 son más radicales, dado que se analiza la disminución del nivel de la presión antropogénica sobre el ecosistema de la bahía del lado de los nutrientes.

En el caso de cerrar el canal del Dique, la cantidad de sedimentos en suspensión en la capa fótica de la bahía disminuiría en forma brusca, lo que conduce a un aumento de la transparencia y, bajo condiciones de

cantidad suficiente de sustancias nutritivas, a un aumento brusco de la productividad del fitoplancton. En los cálculos del estado estacionario del ecosistema de la bahía, al entrar en acción la alternativa 3, se usó un campo pronosticado de indicadores de extinción de la RAF en aguas de la bahía, obtenido por el modelo de transporte de material en suspensión.

El campo típico de la distribución de oxígeno en la capa del fondo, en el caso de la alternativa 3, se da en la Figura 4a. Como era de esperarse, el aumento significativo de la transparencia de las aguas, la alimentación de nutrientes en cantidad suficiente por parte de las fuentes domésticas e industriales, el mezclamiento débil por el viento y el intercambio turbulento vertical, llevaron a un aumento brusco de la biomasa del fitoplancton. La cantidad suficiente de sustancias nutritivas condicionó el aumento de la biomasa del zooplancton en tres veces, en comparación con la situación actual. La biomasa de las bacterias también se aumentó en forma significativa.

Como resultado de la formación de una gran cantidad de materia orgánica autóctona, en conjunto con el intercambio turbulento vertical débil en la capa del fondo de la bahía, el déficit de oxígeno no disminuye, sino que por el contrario aumenta bruscamente. Empeora la ventilación de la parte sur de la bahía, donde el contenido de oxígeno disminuye hasta 0.2 ml/l. En la parte central de la bahía el mínimo de oxígeno se hace más pronunciado hasta 0.6 ml/l.

Al cerrar todas las fuentes domésticas e industriales de contaminación (alternativa 4, ver Figura 4b), aumenta el máximo de biomasa de fitoplancton en la parte suroccidental de la bahía externa. El bacteriplancton se concentra en la única fuente que queda de materia orgánica

foránea - el canal del Dique. Debido a la mortalidad y la respiración del fito y bacteriplancton, aumenta el área de contenido alto de materia orgánica

sedimentable en la capa del fondo de la parte sur de la bahía, lo que, obviamente influye en el régimen de oxígeno.

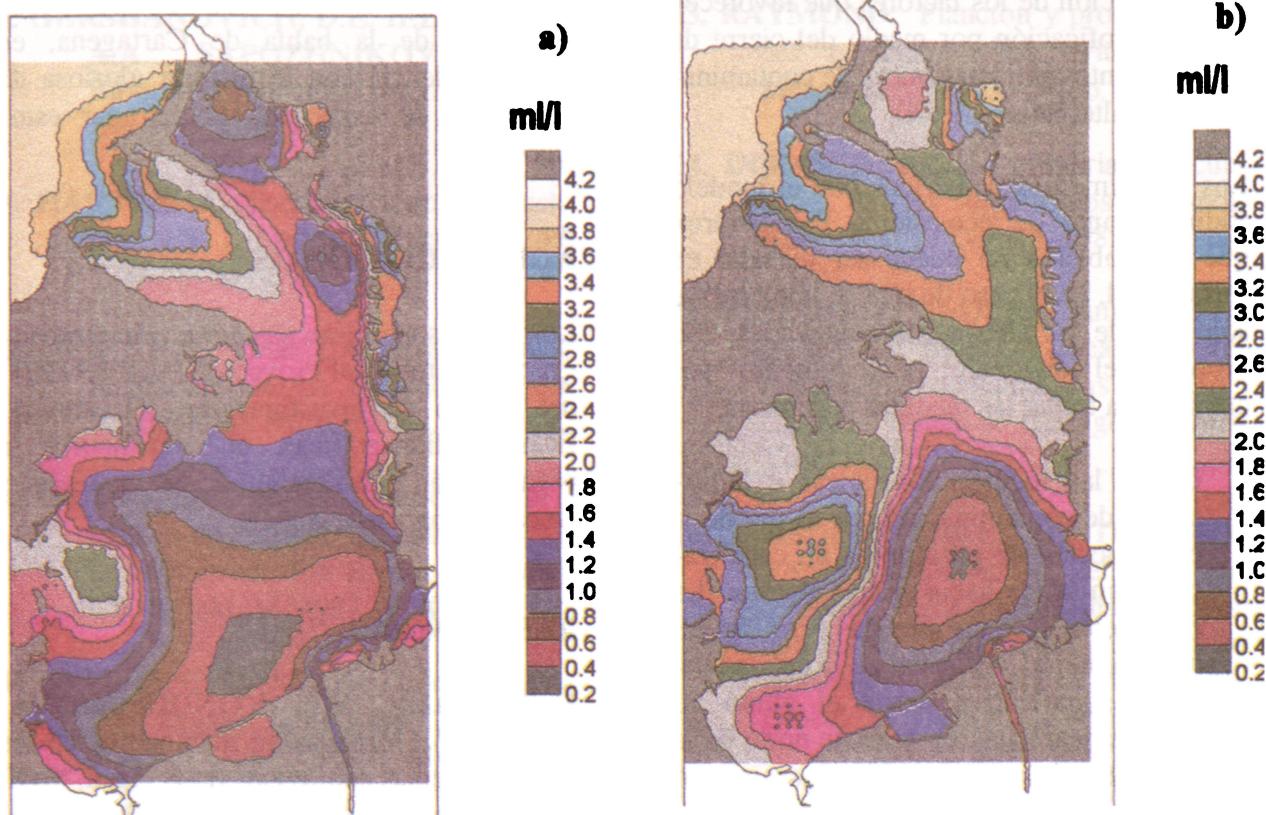


FIGURA 4. Distribución de oxígeno disuelto en el fondo bajo las siguientes alternativas: a) al eliminar el canal del Dique; b) al eliminar las fuentes de contaminación domésticas e industriales.

Al implementar la alternativa 4, el déficit de oxígeno diminuye en la bahía interna en forma significativa, lo mismo que en la parte norte de la bahía externa. El contenido de O_2 en el fondo no baja de 1.8 ml/l. Sin embargo, el mínimo en la parte sur de la bahía externa se pronuncia de 1 hasta 0.2 ml/l. Esto se relaciona con la acción conjunta de unos cuantos factores: de un lado aumenta la cantidad de materia orgánica foránea en la parte sur y, de otro, se pronuncia la ventilación débil de la capa del fondo con aguas oceánicas en la esquina

suroccidental, al igual que el efecto de obstaculización de la capa superficial por parte de las aguas dulces del canal.

4. CONCLUSIONES

Como alternativas para la disminución de la eutrofificación y mejoramiento de la calidad de las aguas del ecosistema de la bahía de Cartagena fueron analizadas dos series principales de medidas para la conservación del medio ambiente:

1. Aumento del intercambio de agua con mar abierto por medio de la profundización de los canales de acceso (alternativas 1 y 2).
2. Limitación de los factores que favorecen la eutrofificación por medio del cierre de las fuentes antropogénicas de contaminación (alternativas 3 y 4).

Los experimentos numéricos con el modelo tridimensional de ecosistema demostraron que el problema no puede ser resuelto en forma total, en el caso de que se implemente solo una de las alternativas analizadas. Se propone el siguiente procedimiento por etapas para tomar las medidas necesarias:

1. Cerrar las fuentes domésticas e industriales de contaminación por medio de la construcción de un sistema de canalización con salida hacia el mar abierto. La realización de estas medidas permitirá un mejoramiento sustancial de la calidad del agua, significativa desde el punto de vista recreacional, en la parte norte de la bahía de Cartagena. El mejoramiento del régimen de oxígeno en esta parte de la bahía permitirá neutralizar, con el tiempo, los sedimentos del fondo como fuente de contaminación secundaria.
2. Implementación de medidas relacionadas con la limitación de la cantidad de las aguas del canal del Dique que llegan a la bahía de Cartagena. Al realizar esta etapa, la calidad de las aguas de la bahía se aproxima a las condiciones naturales.
3. Con el objeto de mejorar la ventilación de la capa del fondo de la parte sur de la bahía, deberá implementarse una medida hidrotécnica relacionada con la profundización del canal sur hasta la profundidad de referencia (8 metros).

Obviamente la implementación de estas medidas requiere de grandes inversiones de capital; sin embargo, es necesario tomar conciencia sobre el hecho de que antes o después la vida misma obligará a adoptarlas. Además, el aumento de la capacidad recreativa de la bahía de Cartagena, en correspondencia con la historia gloriosa de la ciudad, se encargará de sufragar estos gastos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos al grupo ejecutivo del Proyecto UNOPS (1997) del Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, el cual aportó la organización y evaluación de las mediciones de campo para este trabajo.

REFERENCIAS

1. **BELIAEV, V.I., KONDUFOROVA, N.V.** Modelación matemática de los sistemas ecológicos de la costa, MGI. Kiev: Naukova Dumka, 1990. 239 p.
2. **BORIS, J.P., BOOK, D.L.** Methods Comput. En: Phys. No. 16, 1976. p. 85-129.
3. **DRUET, G., ZIELINSKY, A.** Modelling the fine structure of the phytoplankton concentration in stably stratified sea. En: Oceanologica Acta, Vol. 167, n 1, 1994. p. 79 - 88.
4. **FASHMAN, M.J.R., DUCKLOW, H.W., MCKELVIE.** A nitrogen - based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. En: Journal of Marine Research. No. 48, 1990. p. 591 - 739.

5. **FLETCHER, C.A.J.** Computational techniques for fluid dynamics. 2, specific techniques for different flow Categories. New York: [s.n], 1988.
6. **GERSHANOVICH, D.E, IELIZAROV, A.A., SAPOZHNIKOV, V.V.** Bioproducción del océano. Moscú: Agropromizdat, 1990 235 p.
7. **HARTEN, A.** Total variation diminishing. En: J. Comput. Phys. No. 49, 1983. p. 357-393.
8. **HESS, K.H.** MECCA Program documentation, NOAA Technical Report. Washington: NESDIS, No. 46, 1989.
9. **LONIN, S.A.** Modelo hidrodinámico y cálculo de transparencia para la Bahía de Cartagena. En: Boletín Científico CIOH. No. 18, 1997. p. XX – YY
10. **IVP, RAN.** Modelación de los sistemas de aguas domésticas. Aspectos ecologo - económicos. Moscú: [s.e], 1992. 350 p.
11. **TALLIN.** Modelación imitativa del ecosistema “represa - río - golfo”. Estonia: Inst. de Economía AN, 1989. 427 p.
12. **PARSONS T. TAKAHASHI M., HARGRAVE, B.** Biological oceanographic processes. Great Britain: Pergamon Press, 1983. 330 p.
13. **RAYMOND.** Plancton y productividad del océano. T.1. Fitoplancton. Moscú: [s.n], 1983. 567 p.
14. **INBMS.** Producción primaria y secundaria de los organismos marinos. Kiev: Nukova Dumka, 1983. 196 p.
15. **PROYECTO UNOPS.** Planificación y manejo de bahías y áreas costeras fuertemente contaminadas del Gran Caribe – Bahía de Cartagena. New York: UNOPS, 1997.
16. **SARMIENTO, G.L., SLATER, R.D., FASHMAN, M.J.R., et al.** A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the North Atlantic Euphotic Zone. En: Global Biochemical Cycles, Vol. 7. No. 2, 1987. p. 417 - 450.
17. **STRASKABA, M., GNAUK, H.** Freshwater ecosystems (Modelling and simulation). Amsterdam: [s.e], 1985. 372 p.

