

Modelo de Eutroficación de la Bahía de Cartagena y su Aplicación Práctica

YURI S. TUCHKOVENKO¹, SERGUEI A. LONIN² Y LUIS A. CALERO³

RESUMEN

Con ayuda de un modelo matemático tridimensional se estimó la eficiencia de distintas obras de ingeniería destinadas a la disminución del nivel de eutroficación del ecosistema de la Bahía de Cartagena, eliminando el déficit de oxígeno en su capa inferior.

El trabajo contiene una descripción del régimen hidroquímico actual en la bahía y de los factores reinantes. Se presenta el modelo matemático usado como herramienta para el pronóstico de eficiencia de las obras técnicas.

ABSTRACT

Estimation of effectiveness of various engineering alternatives, aimed at eutrofication and oxygen deficit diminishing for the Cartagena bay ecosystem has been done with the aid of a 3-D mathematical model.

The paper contains an actual hydrochemical regime description at the bay and it's main factors. Also, the mathematical model as a tool for technical effectiveness forecasts is presented.

INTRODUCCIÓN

La Bahía de Cartagena esta ubicada en la costa Atlántica de Colombia en una zona de coordenadas

10°26' - 10°16' N y 75°30'-75°35' W (ver Fig. 1). La bahía tiene las siguientes características morfológicas: longitud máxima meridional es de \approx 16 km., la zonal es de 9 km., el área de espejo de agua es \approx 82 km², profundidad promedio de 16 m., la máxima alcanza hasta de 26 metros. La bahía tiene dos partes: la bahía externa e interna. La primera esta conectada con el Mar Caribe a través de los dos estrechos, mientras que la segunda se ubica en la parte norte y no tiene intercomunicación directa con el mar, solo comunicándose con la bahía externa. En las costas de la bahía interna esta ubicada la ciudad de Cartagena - una ciudad-puerto históricamente famosa, 40 % de cuyas aguas negras desembocan directamente a las aguas de la bahía.

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 1.42×10^6 m³/día, diariamente aportan a 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.

A la parte sur de la bahía externa ingresan las aguas dulces del canal del Dique, conectando la bahía con el Río Grande de Magdalena. El canal, que tiene origen artificial, está afectando a la bahía de Cartagena de tal forma que ella perdió su rastro inicial, convirtiéndose en una cuenca estuarina.

1 Ing. Oceanólogo, Ph.D., Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, E-mail: slonin@cioh.org.co

2 Ing. Oceanólogo, Ph.D., Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, E-mail: slonin@cioh.org.co

3 Biólogo Marino, Capitán de Fragata, MSc., Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, E-mail: lach1@starmedia.com

En el presente momento, bajo la influencia del canal del Dique y las fuentes antropogénicas, en la bahía se encuentran todos los indicadores de eutroficación: cambio del régimen químico en las cuencas, aparición del déficit de oxígeno, o su completa desaparición en las capas de agua cercanas al fondo (medio marino anaerobio), deterioro intenso de las condiciones del hábitat para el crecimiento de los hidrobiontes, desequilibrio en el balance de los procesos de producción - destrucción, rompimiento de la estabilidad, de la estructura trófica y de la dinámica funcional del ecosistema.

El objetivo del presente trabajo fue el desarrollo de una estrategia para las medidas de ingeniería, la que podría ser evaluada con base en un modelo matemático, para disminuir el nivel de eutroficación de la bahía y eliminación del déficit de oxígeno en su fondo. El trabajo contiene una descripción del régimen hidroquímico actual y de los factores que lo están determinando. El modelo matemático presentado se usa en calidad de herramienta para estimar la eficiencia de distintas obras de ingeniería desde el punto de vista ambiental.

El presente trabajo es una continuación de estudios, cuyos resultados fueron publicados en Tuchkovenko et al., (1999). Los resultados, presentados aquí, fueron obtenidos con base en nuevos experimentos numéricos con una nueva versión del modelo de eutroficación, donde se tiene en cuenta el comportamiento diario de los componentes, se define explícitamente el papel del bacterioplancton en el proceso de regeneración de los nutrientes, etc.

Régimen hidroquímico actual de la Bahía de Cartagena. En la formación del régimen hidroquímico de la bahía influyen los siguientes factores naturales y antropogénicos: la entrada de aguas dulces del río Magdalena a través del canal del Dique; el intercambio de aguas con el mar a través de los estrechos; la presencia de fuentes de contaminación cotidiana y doméstica en la cuenca de la bahía; el régimen del viento y la variabilidad por época de la radiación activa fotosintética.

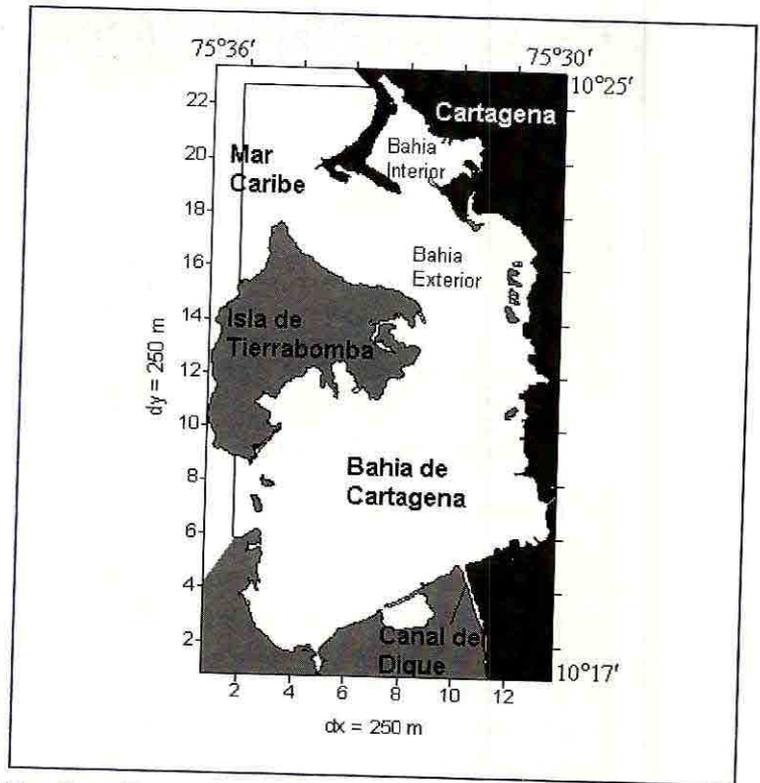


Fig. 1 Esquema de la Bahía de Cartagena.

El caudal del canal del Dique cambia a través del año de 55 m³/s en la época seca (febrero - abril) hasta 250 m³/s en la época de lluvias (septiembre - octubre). La influencia en el régimen hidroquímico del canal es doble.

De un lado, el canal representa de por sí un potente proveedor de formas de nitrógeno y fósforo y también de sedimentos minerales; esta influencia determina la transparencia de las aguas de la bahía.

Por otro lado, bajo la influencia del desagüe de aguas dulces del canal, en la bahía se forma una potente pycnoclina superficial (0-4 m) que dificulta el intercambio vertical de aguas superficiales y del fondo.

Como resultado, las sustancias contaminantes, arrastradas con las aguas del canal, se propagan en la cuenca de la bahía en los límites de la capa superficial endulzada, la cual al mismo tiempo es la capa fótica.

Indices Hidroquímicos	Canal Dique	Bahía Cartagena	Frontera abierta
DBO ₅ , mg/l	1.31	2.1	0.7
NH ₄ , mg/l	0.14	0.12	0.05
NO ₂ , mg/l	0.004	0.006	0.002
NO ₃ , mg/l	0.25	0.065	0.007
PO ₄ , mg/l	0.04	0.023	0.018
O ₂ , ml/l	4.0	5.0	4.25

Tabla 1 Índices hidroquímicos de la calidad del agua del canal del Dique, la Bahía de Cartagena y en la frontera abierta con el Mar Caribe, según datos del CIOH.

Una fuente adicional de entrada de sustancias biogénicas y de sustancias orgánicas muertas en las aguas de la bahía son las aguas domésticas cartageneras no tratadas, y también las aguas vertidas por las empresas industriales de la ciudad.

En la Tabla 1 se presentan las concentraciones características para la capa fótica de los nutrientes y de sustancia orgánica muerta en las aguas del Canal del Dique, de la Bahía de Cartagena y en su frontera marina abierta exterior, obtenidos por el CIOH a través de un promedio durante los años 1996 - 1998.

Debido a que las investigaciones de diferentes autores indican que para el crecimiento óptimo de muchas plantas acuáticas es suficiente con tener los niveles de nitrógeno y fósforo en 0.1 mgN/l y 0.02 mgP/l respectivamente, entonces de la Tabla se deduce que el contenido de los nutrientes en las aguas de la bahía no representa un factor limitante de la tasa de producción inicial de la sustancia orgánica por el fitoplancton.

En calidad de factor que limita la fotosíntesis del fitoplancton se presenta la suspensión mineral, que llega a la bahía con las aguas del Canal, la cual disminuye considerablemente la transparencia de las aguas, la profundidad de la capa fótica y, como consecuencia, incrementa el rol de los procesos hidrodinámicos de dilución de las aguas contaminantes de la bahía por las aguas limpias marinas.

En la época de lluvias, cuando el caudal del canal del Dique es máximo, y el intercambio vertical turbulento debido a la ausencia de vientos es mínima, en la capa superficial de la bahía se forma una picnoclina pronunciada, la cual dificulta el intercambio de masa y de gases entre las capas superficiales y del fondo. Los nutrientes que llegan con las aguas del Canal del Dique y de las fuentes antropogénicas, se propagan en los límites de la capa endulzada superficial. En la mayor parte de la cuenca, la productividad del fitoplancton se limita a la luminosidad como resultado de una baja transparencia del agua.

Sin embargo, en las cercanías de los estrechos, donde la transparencia de las aguas se incrementa gracias a la precipitación gravimétrica de suspensión y a la dilución por las aguas marinas limpias, se observan focos locales de productividad del fitoplancton. La sustancia orgánica autóctona formada como resultado de la fotosíntesis del fitoplancton, desciende a las capas más profundas, en donde, atrofiándose, se somete a la descomposición bioquímica por bacterias.

En la oxidación de la sustancia orgánica muerta y en la nitrificación, se consume el oxígeno disuelto en el agua marina. Las particularidades morfológicas de la cuenca (pequeños estrechos en conjunto con una gran profundidad de la bahía), un intercambio turbulento vertical de aguas débil y ausencia de producción fotosintética de oxígeno por debajo de la picnoclina, conlleva a que en las capas de agua del fondo se desarrolle un déficit de oxígeno. Las condiciones hidroquímicas aeróbicas en la mayor parte de la capa del fondo de la cuenca de la bahía se convierte en anaeróbicas, lo que lleva consigo, la muerte de organismos aeróbicos, una desaceleración de los procesos de descomposición bioquímica de la sustancia orgánica muerta y como consecuencia, a la acumulación de materia orgánica no descompuesta en la capa del fondo.

Al culminar la estación de lluvias, en el mes de Diciembre la nubosidad desaparece, disminuye la humedad del aire y como consecuencia la intensidad de la radiación fotosintética activa aumenta

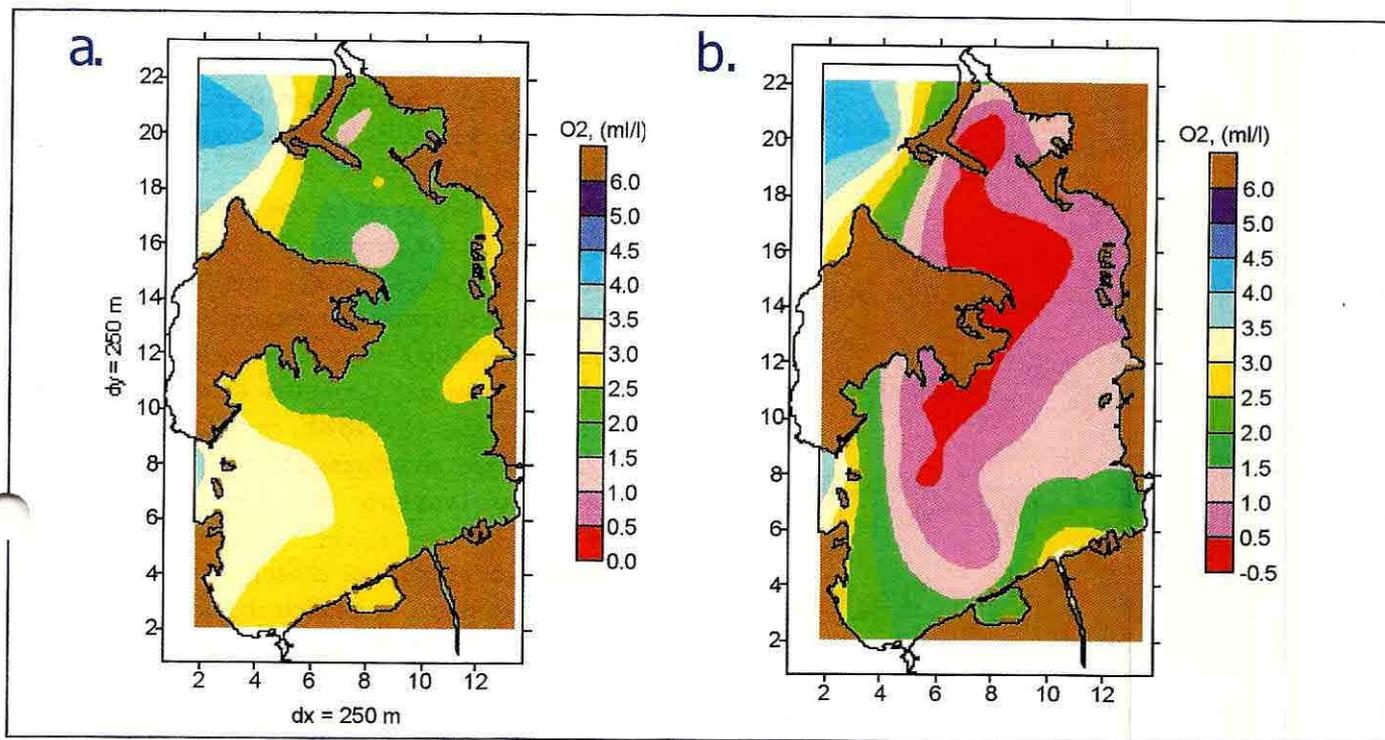


Fig. 2 Contenido de oxígeno en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena en las épocas seca (a) y húmeda (b) del año, de acuerdo con los datos del CIOH de los años 1996 - 1999.

bruscamente, alcanzando su máximo en Enero-Febrero. Durante este mismo periodo el caudal del Canal del Dique disminuye hasta los 55 m³/s, mientras que la transparencia del agua en la bahía alcanza su máximo. La luminosidad deja de ser un factor limitante del proceso de producción primaria del fitoplancton.

Para el periodo seco del año son característicos los vientos alisios que soplan con una velocidad de 10 m/s. Como el resultado de su influencia junto con la debilitación de la pycnoclina, debido a que el caudal del canal se baja, el intercambio de oxígeno con la atmósfera y el régimen de mezcla de aguas por turbulencia entre las capas aumentan significativamente. El contenido de oxígeno en la capa de fondo aumenta hasta valores de 2 - 3 ml/l (Fig. 2a). Por esta razón, sin mirar el aumento de la materia orgánica autóctona en la capa superior de la bahía, el proceso de su acumulación en la capa inferior no ocurre.

El crecimiento de la biomasa del fitoplancton en este periodo se detiene por una insuficiencia de los

nutrientes en la capa de la fotosíntesis. Debido al mezclamiento vertical intensivo de las aguas, la biomasa del fitoplancton no se acumula en las capas superficiales, como tiene lugar durante el periodo de lluvias, sino que se redistribuye por toda la columna de agua.

Base Teórica del Bloque de Eutroficación. El funcionamiento de los ecosistemas de las bahías se describe con base en la dinámica de las siguientes características agregadas de su estado: B_f - fitoplancton, B_b - bacterias, B_{org}^{DET} - detritus, B_{org}^{DIS} - materia orgánica disuelta, C_{PO4} - fosfatos, C_{NH4} - amonio, C_{NO2} - nitritos, C_{NO3} - nitratos, C_{O2} - oxígeno disuelto.

$$\frac{dB_f}{dt} = (1 - \gamma_f)\sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N)B_f - \mu_f B_f \quad (1)$$

$$\sigma_f = V_f^{max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO4})$$

$$f_1(I) = \frac{1}{\Delta Z} \int_{z_1}^{z_2} f_2(I_z) dz = \frac{2.718}{\Delta Z \alpha} [\exp(-R_{z1}) - \exp(-R_{z2})]$$

$$R_0 = \frac{I_0}{I_{opt}}, R_z = R_0 \exp(-\alpha z),$$

$$f_2(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right), \quad I_z = I_0 \exp(-\alpha z),$$

$$f_2(C_N, C_{PO4}) = \min\left\{\frac{C_N}{C_{K_{NH}} + C_{NH}}, \frac{C_{PO4}}{C_{K_{PO4}} + C_{PO4}}\right\}, \quad C_N = C_{NH4} + C_{NO3}$$

$$\frac{dB_b}{dt} = V_b^{max} \left(\frac{B_{org}^{DIS}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} - \frac{B_b}{B_b^{max}} \right) B_b \quad (2)$$

$$\frac{dB_{org}^{DET}}{dt} = \lambda_f \eta_f \mu_f B_f \beta_{O_2/C} \beta_{m3/L} - \delta B_{org}^{DET} \quad (3)$$

$$B_{org}^{DIS} = B_{org}^{ant} + B_{org}^{nat} \quad (4)$$

$$\frac{dB_{org}^{nat}}{dt} = \left[(\gamma_f \sigma_f (I_z, C_{PO_4}, C_N) + (1 - \lambda_f) \eta_f \mu_f) B_f + \mu_b B_b - \frac{V_b^{max}}{\theta} \frac{B_{org}^{nat}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} B_b \varepsilon_{ing} \beta_{O_2/C} \beta_{m3/L} + \delta B_{org}^{DET} \right] \quad (5)$$

$$\frac{dB_{org}^{ant}}{dt} = Q_{org}^{ant} - \frac{V_b^{max}}{\theta} \frac{B_{org}^{ant}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} B_b \varepsilon_{ing} \beta_{O_2/C} \beta_{m3/L} \quad (6)$$

$$\frac{dC_{PO_4}}{dt} = \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) \beta_{P/C} B_{org}^{nat} + \left(\frac{1}{\theta} - \omega_p \right) \beta_{P/C} B_{org}^{ant} \right] \frac{V_b^{max}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} B_b \beta_{m3/L} \varepsilon_{ing} - \sigma_f (I_z, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{P/C} \beta_{m3/L} \quad (7)$$

$$\frac{dC_{NH_4}}{dt} = \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) B_{org}^{nat} \beta_{N/C} + \left(\frac{1}{\theta} - \omega_N \right) B_{org}^{ant} \beta_{N/C} \right] \frac{V_b^{max}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} B_b \beta_{m3/L} \varepsilon_{ing} - \gamma \sigma_f (I_z, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} - v_{NH} C_{NH_4} \varepsilon_{ing} \quad (8)$$

$$\frac{dC_{NO_2}}{dt} = v_{NH} C_{NH_4} \varepsilon_{ing} - v_{N2} C_{NO_2} \varepsilon_{ing} \quad (9)$$

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = v_{N2} C_{NO_2} \varepsilon_{ing} - (1 - \chi) \sigma_f (I_z, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} \quad (10)$$

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = \left[\sigma_f (I_z, C_{PO_4}, C_N) B_f - \frac{V_b^{max}}{\theta} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}^{DIS}} B_b \varepsilon_{ing} \beta_{O_2/C} \beta_{m3/L} - (\beta_{O_2/NH} v_{NH} C_{NH_4} + v_{N2} \beta_{O_2/N2} C_{NO_2}) \varepsilon_{ing} - Q_{O_2}^{hot} \pm Q_{O_2}^{alm} \right] \quad (11)$$

Aquí, t - tiempo [h^{-1}]; B_f , B_b - biomasa del fitoplácton y bacterioplácton, respectivamente, [mgC/m^3]; C_{O_2} , C_{PO_4} , C_{NH_4} , C_{NO_2} , C_{NO_3} - contenido en el agua marina de oxígeno, fosfatos, nitrógeno del amonio, nitritos y nitratos, respectivamente, [mg/l]; B_{org}^{DET} - contenido de la materia orgánica suspendida, [mgO_2/l]; B_{org}^{DIS} - contenido de materia orgánica disuelta en el agua de mar, [mgO_2/l], la cual se divide en materia orgánica de origen antropogénico B_{org}^{ant} y natural B_{org}^{nat} ; V_b^{max} , V_b^{max} - velocidades específicas máximas posibles del crecimiento del fitoplácton y de las bacterias, [h^{-1}]; I_0 - flujo fotosintético de la radiación solar activa, que pasa a través de la superficie del agua [W/m^2]; I_{opt} - luminosidad óptima para la fotosíntesis, [W/m^2];

I_z - luminosidad en la profundidad z , [W/m^2]; Ck_{NH} , Ck_{PO_4} - constantes de semisaturación (Mijael - Menten) de la intensidad del proceso de utilización del fitoplácton de las formas minerales del nitrógeno y el fósforo [mg/l]; $\alpha = \alpha_o + \alpha_{sus} + \alpha_f$ - coeficiente integral de extinción de luz con la profundidad, cuyas partes son: α_o - coeficiente de extinción característico para las aguas oceánicas; α_{sus} y α_f tienen en cuenta el aporte de sedimentos en suspensión y el fitoplácton (autosombreado) en la disminución del flujo de radiación solar que penetra al agua: $\alpha_{sus} = 1.31 C_{susp}^{0.542}$, $\alpha = 0.0088 B_f + 0.054 B_{fcla}^2$, donde C_{susp} - material en suspensión [mg/l]; B_{fcla} - biomasa del fitoplácton en [$mg-CHl^m A^m/m^3$]

$\chi = C_{NH} \phi / (\phi C_{NH_4} + (1 - \phi) C_{NO_3})$ - parte del nitrógeno mineral, consumido por el fitoplácton en forma de amonio, donde ϕ - coeficiente de preferencia de asimilación del amonio por el fitoplácton en relación con los nitratos; γ_f - parte de la productividad del fitoplácton, dirigida al abastecimiento de su actividad vital (respiración); μ_f - velocidad específica de mortalidad del fitoplácton, [h^{-1}]; σ_f - velocidad específica de crecimiento del fitoplácton, [h^{-1}], determinada por las condiciones de luminosidad I y la presencia en el agua de los nutrientes - formas minerales del nitrógeno C_N y el fósforo C_{PO_4} ; Bk_{ORG} - 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, [mgC/m^3]; B_b^{max} - concentración máxima posible de la biomasa de las bacterias [mgC/m^3]; θ - coeficiente económico para tener en cuenta los gastos de la energía para el crecimiento; δ - velocidad específica de la transformación del detrito B_{org}^{DET} en materia orgánica disuelta, [h^{-1}]; λ_f - parte de la fracción detrítica de las células muertas del fitoplácton; η_f - parte de la orgánica inestable en la materia orgánica muerta del fitoplácton; $\mu_b = \frac{V_b^{max} B_b^2}{B_b^{max}}$ - velocidad específica de mortalidad del bacterioplácton, [h^{-1}]; $\varepsilon_{ing} = f(C_{O_2})$ - parámetro de inhibición de los procesos de oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta y la nitrificación por déficit de contenido de oxígeno en el agua de mar ($0 \leq \varepsilon_i \leq 1$), se calcula por la fórmula: $\varepsilon_{ing} = C_{O_2} / (C_{O_2} + Ck_{O_2})$, donde Ck_{O_2} - constante

de saturación media del proceso, $[mg \cdot l^{-1}]$; $\omega_p = \beta_{P/C} / \beta_{P/C}^{ant}$, $\omega_N = \beta_{N/C} / \beta_{N/C}^{ant}$, - relación entre contenido del fósforo y nitrógeno en materia orgánica del origen natural y antropogénico; v_{N1}, v_{N2} , - velocidades específicas de la primera y segunda etapas de nitrificación, $[h^{-1}]$; $[h^{-1}]$; v_{DN} - velocidad de disminución de los nitratos $[h^{-1}]$ por acción de la desnitrificación en las capas cercanas al fondo, donde el contenido de oxígeno permanentemente es menor que 1.0 mg/l ; v_{foto} - velocidad de disminución de los nitratos, $[h^{-1}]$, por causa de los procesos químico - físicos en las capas superficiales; $C_{NO_3}^{sat}$ - concentración mínima de nitratos, mediante la cual se interrumpen los procesos de reducción de nitratos; $\beta_{O_2/C}$ - coeficiente de traspaso de mgC a mgO_2 $[mgO_2/mgC]$; $\beta_{P/C}, \beta_{N/C}, \beta_{P/C}^{ant}, \beta_{N/C}^{ant}$ - coeficiente estequiométrico de paso de mgC a mgP , $[mgP/mgC]$, y mgN , $[mgN/mgC]$, para la materia orgánica de origen natural B_{org}^{nat} y antropogénico B_{org}^{ant} ; $\beta_{O_2/N1}, \beta_{O_2/N2}$ - equivalentes oxigenados de la primera y segunda etapa de nitrificación, $[mgO_2/mgN]$; $\beta_{m^3/L} = 0.001$ - coeficiente de traspaso de m^3 a litros, $[m^3/l]$.

La absorción de oxígeno en los sedimentos en una primera aproximación puede ser estimado con ayuda de las expresiones empíricas mostradas en (Parsons et al., 1984), sobre la base del conocimiento del contenido de oxígeno en el agua C_{O_2} :

$$Q_{O_2}^{bot} = a \cdot f(x, y)(C_{O_2})^b \quad (12)$$

donde $[Q_{O_2}^{bot}] \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}$, $[C_{O_2}] = \text{ml} \cdot \text{l}^{-1}$, $a = \text{const}$ y $b = \text{const}$ - coeficientes empíricos, $f(x, y)$ - función que describe la variabilidad espacial de absorción del oxígeno por los sedimentos del fondo, y se define como $F_{org}^{act}(x, y) / F_{med}^{act}$, en donde $F_{org}^{act}(x, y)$ - es el flujo de la sustancia orgánica en los sedimentos del fondo, obtenidos según el modelo en cada punto de cálculo, F_{med}^{act} - es el promedio del valor del flujo de la sustancia orgánica en las condiciones actuales.

El intercambio del oxígeno con la atmósfera se calcula sobre la base de la expresión de Lyakhin (1980):

$$Q_{O_2}^{atm} = \gamma_{ie} \cdot n_v \cdot n_t (C_{O_2}^S - C_{O_2}), \quad (13)$$

donde $Q_{O_2}^{atm}$ - ingreso (invasión) o reducción (evasión) del oxígeno ($mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), n_t - coeficiente de temperatura (con $T = 30^\circ C$, $S = 30-35 \text{ } \text{‰}$, $n_t = 1.1$), n_v - coeficiente integral del viento:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27W^2, \text{ para } W \leq 8 \\ -7.4 + 0.4W^2, \text{ para } W > 8 \end{cases}$$

W - velocidad del viento, (m/s); $C_{O_2}^S$ - saturación (con T y S dadas) de la concentración de oxígeno (mg/l); γ_{ie} - coeficiente de invasión (evasión), $[l(m^{-2}h^{-1})]$.

Bloque hidrodinámico y de transporte. Para involucrar los procesos químico-biológicos en un modelo de tres dimensiones, es necesario incluir funciones de no conservación $F_i(C_i, x, y, z, t)$ para cada elemento i (ecuaciones (1)-(11)), en la ecuación de transporte, mencionada más adelante. Las funciones F_i entonces, representarán en sí las sumas algebraicas elaboradas con base en el método de balance químico - biológico local, donde los términos describen los flujos locales de sustancias entre los componentes del modelo, condicionados por diferentes reacciones (bio)químicas y efectos biológicos:

$$dC_i/dt = F_i. \quad (14)$$

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 están vinculados entre sí por los flujos locales según el sistema de las ecuaciones (1)-(11) o (14), al tiempo que el desplazamiento de sustancia y energía entre las celdas se realiza como resultado de un proceso de transporte:

$$(15)$$

$$(HC)_{,i} + (H(uC - D_i C_{,x}))_{,x} + (H(vC - D_i C_{,y}))_{,y} + ((w + w_g)C - D_i C_{,z})_{,z} = 0.$$

donde los componentes de las corrientes (u, v, w) en las direcciones (x, y, z) y los coeficientes de difusión turbulenta en la horizontal (D_h) y en la vertical (D_v) se determinan en el bloque hidrodinámico:

$$(16)$$

$$u_x + (uv)_x + (wv)_y + (zw)_z = -\alpha_0 P_{xy} + fv + (2A_h u_x)_x + (A_h [v_x + u_x])_y + (A_v u_x)_z$$

$$(17)$$

$$v_x + (vu)_x + (vv)_y + (vw)_z = -\alpha_0 P_{xy} - fu + (2A_h v_x)_y + (A_h [u_x + v_x])_x + (A_v v_x)_z$$

$$P_{z,z} = -\rho g, \quad (18)$$

$$u_x + v_y + w_z = 0, \quad (19)$$

$$\rho = \rho_0 [1 + F_\rho(S, T)], \quad (20)$$

$$S_x + (uS - D_h S_x)_x + (vS - D_h S_y)_y + (wS - D_v S_z)_z = 0, \quad (21)$$

$$T_x + (uT - D_h T_x)_x + (vT - D_h T_y)_y + (wT - D_v T_z)_z = R, \quad (22)$$

donde f - parámetro de Coriolis; P - presión; g - gravedad; ρ - densidad de agua; α_0 - volumen específico; A_h y A_v son coeficientes de turbulencia en la horizontal y en la vertical y los valores para D_h , D_v asumimos iguales a los primeros, respectivamente; T es temperatura y S es salinidad del agua; R - fuente interna de calor. Los índices x, y, z y t significan las respectivas derivadas.

El sistema (16)-(22) requiere condiciones de contorno, dentro de las cuales mencionamos las siguientes. En la superficie del mar ($z = 0$) se dan las condiciones dinámicas para las tensiones del viento (τ_{sx}, τ_{sy}), se calculan flujos de calor Q_T y de sal Q_S a través de los datos meteorológicos, se establece la condición cinemática para la frontera libre y la presión atmosférica P_a , es decir,

$$(23)$$

$$(\tau_{sx}, \tau_{sy}) = \rho A_v (u_x, v_x); D_v T_z = Q_T / (\rho C_w); D_v S_z = Q_S; w = dh/dt, P = P_a,$$

donde h es nivel de mar, C_w - capacidad calorífica específica.

En el fondo se utiliza la parametrización de la capa

de flujos constantes (τ_{bx}, τ_{by}) y los valores de los flujos de calor y de sal se suponen iguales a cero:

$$(\tau_{bx}, \tau_{by}) = \rho A_v (u_x, v_x); D_v T_z = 0; D_v S_z = 0. \quad (24)$$

En las fronteras del mar abierto se definen los patrones de los campos oceanográficos si el flujo está entrando al dominio de cálculo y se utilizan las condiciones de cálculo en el caso inverso. Se ha preestablecido el comportamiento del nivel del mar, relacionado con el régimen de mareas y otras ondas largas, entrantes y salientes; así:

$$(T, S) = \begin{cases} (T^*, S^*), & \text{cuando } \vec{v} \cdot \vec{n} \leq 0 \\ f(T, S), & \text{cuando } \vec{v} \cdot \vec{n} > 0 \end{cases}, \quad h = h_0 + \sqrt{H/g}, \quad (25)$$

donde (T^*, S^*) son datos preestablecidos en la frontera, la función $f(T, S)$ es una función de interpolación hacia la frontera desde el dominio de cálculo; \vec{n} es el vector unitario de la normal a frontera con el vector de las corrientes calculadas; $H = h + d$ es la profundidad total; d es profundidad sin las perturbaciones del nivel de mar h .

En la entrada del canal del Dique el flujo Q_r de agua, su mineralización y el régimen térmico son:

$$V = Q_r / (BH); \quad S = S_{top} + (S_{top} - S_{bot})(1 - \cos(\pi z/H)); \quad (26)$$

$$T = T_{top} + (T_{top} - T_{bot})(1 - \cos(\pi z/H)); \quad u' = u_{top} \cos(\pi z/H) \quad \text{o} \quad v' = v_{top} \cos(\pi z/H).$$

Aquí, B es el ancho del canal en su desembocadura; U y V son componentes de velocidad promedio del flujo en la vertical (modo externo); u' y v' - desviaciones, relacionadas con el modo interno de cálculo. Entonces, las velocidades totales se determinan como $u = U + u'$; $v = V + v'$. Los valores con el índice "top" corresponden a la superficie de agua, mientras que los con el "bot" - al fondo.

Antes de considerar el problema de la desagregación física señalamos que las ecuaciones del modelo se

transforman en la vertical con la coordenada σ ($\sigma \leftrightarrow z$) a través de la siguiente expresión:

$$\sigma = -(h - z)/H, \quad (27)$$

cuando el dominio de cálculo en la vertical se define entre 0 en la superficie de mar y -1 en el fondo.

El método de solución de la parte dinámica incluye la desagregación de los procesos físicos por dos partes: la parte barotrópica (modo externo) y la baroclínica (modos internos) con aplicación de métodos numéricos diferentes para estos componentes.

Después de la desagregación física de las ecuaciones dinámicas, las ecuaciones resultantes para el modo externo obtienen la siguiente forma:

$$(HU)_x + (H\theta_{uu}UU)_x + (H\theta_{uv}UV)_y = -gHh_x - \alpha_0 HP_{xz} - HG_x^* + \hat{H}V + (2A_h HU_x)_z + (A_h H[V_x + U_y])_y + \tau_{sx} - \tau_{bx}, \quad (28)$$

$$(HV)_x + (H\theta_{uv}UV)_x + (H\theta_{vv}VV)_y = -gHh_y - \alpha_0 HP_{xy} - HG_y^* - \hat{H}U + (2A_h HV_y)_y + (A_h H[V_x + U_y])_x + \tau_{sy} - \tau_{by}, \quad (29)$$

$$h_x + (HU)_x + (HV)_y = 0, \quad (30)$$

donde $G_x^* = \int_{-1}^0 G_x d\sigma$ y $G_y^* = \int_{-1}^0 G_y d\sigma$; $G_x = \alpha_0 g \left[H \int_{\sigma}^0 (\rho - \rho_0) d\sigma \right]_x + (h_x + \sigma H_x)(\rho - \rho_0)$

$$G_y = \alpha_0 g \left[H \int_{\sigma}^0 (\rho - \rho_0) d\sigma \right]_y + (h_y + \sigma H_y)(\rho - \rho_0); \quad \theta_{uu} = \int_{-1}^0 (uu/UV) d\sigma;$$

$$\theta_{uv} = \int_{-1}^0 (uv/UV) d\sigma; \quad \theta_{vv} = \int_{-1}^0 (vv/VV) d\sigma.$$

Para los modos internos, las ecuaciones obtienen la forma:

$$(Hu')_x + (H(uu - \theta_{uu}UU))_x + (H(uv - \theta_{uv}UV))_y + (\hat{w}u')_{\sigma} = HG_x^* - HG_x + \hat{H}V' + (2A_h Hu'_x)_z + (A_h H[v'_x + u'_y])_y + H^{-1}(A_v u'_{\sigma})_{\sigma} - \tau_{sx} + \tau_{bx}, \quad (31)$$

$$(Hv')_x + (H(uv - \theta_{uv}UV))_x + (H(vv - \theta_{vv}VV))_y + (\hat{w}v')_{\sigma} = HG_y^* - HG_y - \hat{H}U' + (2A_h Hv'_y)_y + (A_h H[v'_x + u'_y])_x + H^{-1}(A_v v'_{\sigma})_{\sigma} - \tau_{sy} + \tau_{by}, \quad (32)$$

$$(Hu')_z + (Hv')_y + H^{-1}(\hat{w})_{\sigma} = 0. \quad (33)$$

En las ecuaciones (31)-(33) \hat{w} es la velocidad vertical reducida, es decir,

$$\hat{w} = Hd\sigma/dt = w - (1 + \sigma)h_x - u(h_x + \sigma H_x) - v(h_y + \sigma H_y). \quad (34)$$

Calibración del bloque químico - biológico del modelo. La estimación de los parámetros del modelo fue realizada con base en información de fuentes bibliográficas, 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 base en datos de mediciones fue efectuada en forma consecuente en la versión 1-dimensional (modelo de la variación estacional en la vertical de los elementos de ecosistema teniendo en cuenta los flujos externos de materia y energía) y en la versión 3-dimensional. Por la ausencia de datos de mediciones sobre los factores externos, los cuales están determinando la variabilidad espacial y temporal de los elementos químicos y biológicos (caudales del canal, contenido de los nutrientes en sus aguas, intensidad de vientos sobre la bahía, intensidad de la radiación solar fotosintética activa), la tarea principal de esta calibración fue lograr la mejor coincidencia en órdenes de magnitud para las variables medidas y calculadas en el modelo.

Los experimentos numéricos con la versión unidimensional del modelo se efectuaron en dos etapas. En la primera etapa la meta de los cálculos fue la obtención, con la invariabilidad de las influencias externas (condiciones anuales promedios), de la distribución vertical de los elementos que se establece, correspondiente a las condiciones reales. Esta meta se obtuvo por medio de la corrección de los valores primarios de las constantes del bloque químico - biológico del modelo, las cuales fueron dadas con base en los datos de las fuentes bibliográficas.

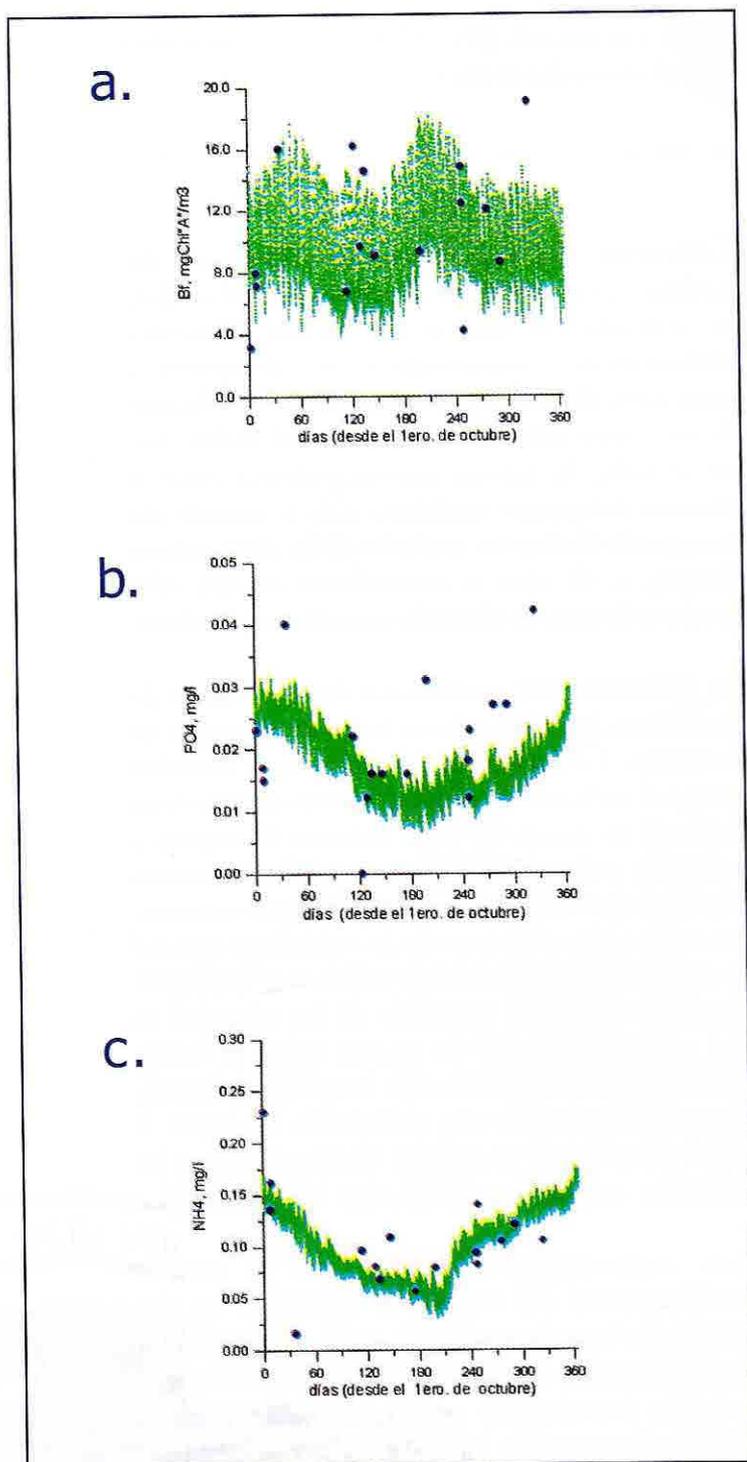


Fig. 3 Variabilidad estacional de biomasa de fitoplancton (a), fosfatos (b) y amonio (c) en la capa superficial de la bahía, obtenida por el modelo unidimensional (curvas con la resolución temporal de 1 hora) y por el promedio de los datos de observaciones (puntos).

En la segunda etapa, con base en los datos de observaciones se propuso el curso anual climático de la radiación fotosintética activa, de la velocidad del viento, del gasto del canal del Dique, de la salinidad del agua en la capa superficial de la bahía y se calculó la variabilidad anual de los elementos modelados del ecosistema.

Algunos resultados de la calibración para la versión 1-D se muestran en la Figura 3. Sin mirar el formalismo significativo de la tarea, la variabilidad de los elementos de ecosistema obtenida por el modelo en términos generales corresponde a los datos de mediciones. Lamentablemente, la ausencia del espectro necesario de datos de mediciones sobre parámetros externo e internos, que determinan la dinámica del sistema, no permitió efectuar una calibración más completa.

Resultados de los experimentos numéricos. Los experimentos numéricos con el modelo 3-D de eutroficación de la bahía también fueron efectuados en dos etapas. En la primera etapa de los experimentos numéricos con el modelo tridimensional de calidad de aguas del ecosistema de la bahía de Cartagena se calcularon los campos típicos de los elementos del ecosistema para las épocas seca y húmeda. Vamos a entender como "distribuciones espaciales típicas" (características) de los elementos químico - biológicos del ecosistema, las distribuciones que corresponden a un estado estacionario, hacia el cual llega el ecosistema bajo acción externa constante (presiones antropogénicas, condiciones hidrológicas) y unos parámetros de funcionamiento dados. Los cálculos mostraron que el tiempo de ajuste 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 de 20 días. El estado estacionario del ecosistema se determina no por las condiciones iniciales, sino por la relación entre las presiones y los parámetros del funcionamiento interno del ecosistema.

El área espacial de la Bahía de Cartagena se aproximó mediante una malla de 37x64 nodos con un paso de 250 m.

El paso temporal fue de 12 seg. La distribución de las principales fuentes de contaminación y las características de sus desagües se obtuvo en base a la información de CARDIQUE (1997), (Garay y et al , 1999).

Los cálculos de las distribuciones típicas de los componentes químico - biológicos del ecosistema para las diferentes épocas del año fueron efectuados con el fin de verificar de la versión tridimensional del modelo con base en la comparación de los campos modelados con los resultados de las mediciones directas, y consolidar los parámetros del modelo con base en los resultados de los experimentos numéricos.

Algunos resultados de verificación del modelo 3-D se muestran en la Figura 4. Las constantes del bloque químico-biológico del modelo, obtenidas durante su calibración en base de datos bibliográficos, de mediciones y gracias a los experimentos numéricos con las versiones 1-D y 3-D del modelo, están en la Tabla 2.

En la segunda etapa el modelo de eutroficación descrito arriba, se emplea para la simulación de diferentes acciones, destinadas al mejoramiento del régimen de oxígeno en la Bahía de Cartagena. En estos cálculos, la absorción del oxígeno por los sedimentos del fondo se corrigió, teniendo en cuenta el cambio del flujo de la sustancia orgánica hacia los sedimentos del fondo, debido a la redeterminación del funcional $f(x,y) = F_{org}^{new}(x,y) / F_{med}^{act}$, en donde F_{org}^{new} - es el flujo de la sustancia orgánica en la situación pronosticada.

De acuerdo al plan de desarrollo de la ciudad de Cartagena, se propone que hasta el año 2025 todos los alcantarillados domésticos de la ciudad se dirijan al sistema central de alcantarillado con los vertimientos al mar abierto, lejos de los límites de la ciudad. El vertimiento de la sustancia biogénica y de la sustancia orgánica muerta de las empresas de la zona industrial se planea disminuir en 80%. La modelación de este escenario mostró, que estas acciones permiten evitar el déficit de oxígeno en la capa del fondo de la Bahía

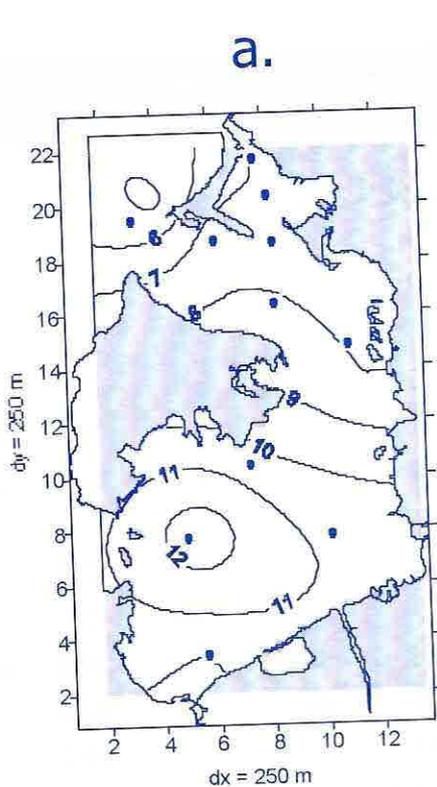
Símbolo	Valor	Unid. de Medición	Símbolo	Valor	Unid. de Medición
V_f^{max}	4.0	dia ⁻¹	Bk _{org}	1000	mgC.m ⁻³
V_b^{max}	(2.0)4.0*	dia ⁻¹	$\beta_{C/Cl}A^*$	30	mgC.mg-clA ⁻¹
CK _{po4}	0.01	mgP.l ⁻¹	$\beta_{P/C}$	0.024	mgP.mgC ⁻¹
CK _N	0.073	mgN.l ⁻¹	$\beta_{N/C}$	0.176	mgN.mgC ⁻¹
γ_f	0.1	dia ⁻¹	$\beta_{P/C}^{ant}$	0.034	mgP.mgC ⁻¹
μ_f	0.5	dia ⁻¹	$\beta_{N/C}^{ant}$	0.51	mgN.mgC ⁻¹
I_{opt}	110	W.n ⁻²	$\beta_{O_2/C}$	3.47	mgO ₂ .mgC ⁻¹
η_f	0.9	-	$\beta_{O_2/N1}$	3.4	mgO ₂ .mgN ⁻¹
δ	0.1	dia ⁻¹	$\beta_{O_2/N2}$	1.1	mgO ₂ .mgN ⁻¹
ϕ	0.2	-	v_{DN}	0.1	dia ⁻¹
CK _{O2}	1.0	mg.l ⁻¹	v_{foto}	0.1	dia ⁻¹
v_{1N}	0.21	dia ⁻¹	a	128	mgO ₂ .m ⁻² h ⁻¹
v_{2N}	4.0	dia ⁻¹	b	0.66	-
θ	0.33	-	γ_e	22.0	l.m ⁻² h ⁻¹
λ_f	0.4(0.8)*	-	γ_i	11.5	l.m ⁻² h ⁻¹

Tabla 2. Valores de las constantes del modelo de eutroficación de la Bahía de Cartagena, obtenidos como resultado de su calibración sobre la base de fuentes bibliográficas y datos de mediciones.

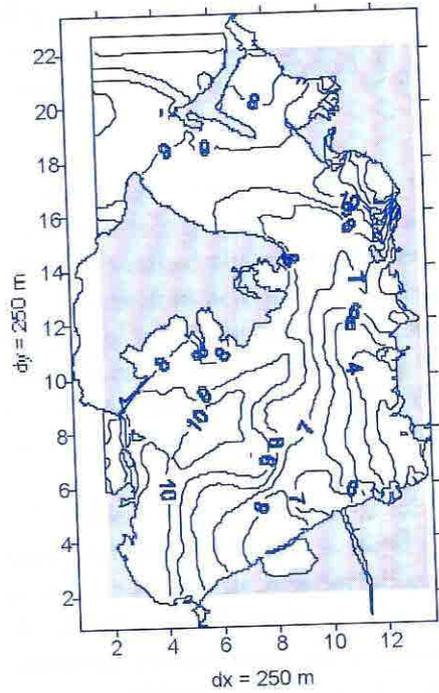
Interna (ver Fig. 5a; 6a; 7b). Sin embargo en la Bahía Externa un mejoramiento significativo no ocurrirá, por cuanto se conserva la razón principal de formación de este mínimo - el traslado de aguas dulces sucias del canal Dique, la formación de una poderosa picnoclina cerca de la superficie, y como consecuencia de esto, una débil ventilación de la capa del fondo de la bahía por el oxígeno. Por esto en adición a lo dicho arriba, otros tres escenarios (alternativas) fueron estudiados:

- 1) Disminución del caudal del canal del Dique en la época húmeda del año de 150 a 50 m³/s (el caudal en el período de la estación seca), (Fig. 5b; 6b; 7c);
- 2) Disminución del caudal del canal en la época húmeda del año de 150 a 50 m³/s y la disminución del contenido de las formas minerales del nitrógeno y fósforo en las aguas del canal en 2 veces (Fig. 5c; 6c; 7d);

I



b.



II

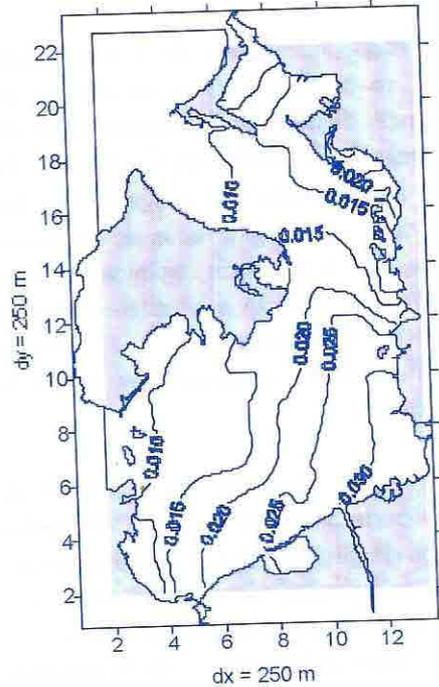
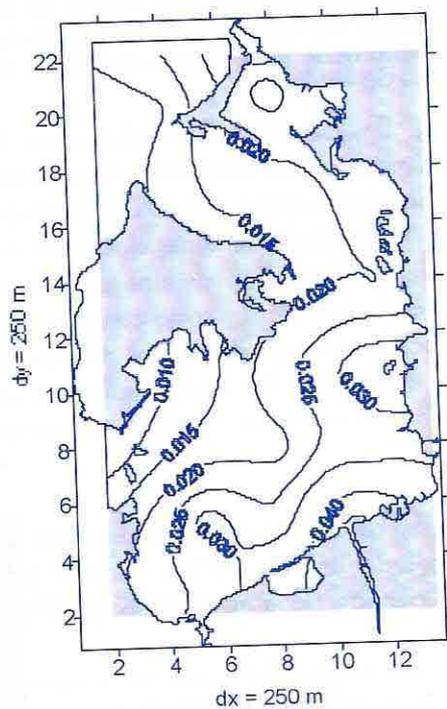


Fig. 4. Distribuciones espaciales de (I) biomasa de fitoplancton (en mgChl a/m³) y de (II) contenido de fosfatos (en mg/l) en la capa superficial de la bahía para la época seca (enero), obtenidas según las mediciones (a) y por el modelo (b). Los puntos marcados son los sitios de mediciones.

3) Cerrado total del canal del Dique (Fig. 5d; 6d; 8a).

Con una disminución del caudal hasta de 50 m³/s, disminuye la cantidad de partículas suspendidas aportadas por él y aumenta la transparencia de las aguas de la bahía. Este efecto se tiene en cuenta en el campo de transparencia calculado para la época seca. Con el aumento de la transparencia, aumenta la producción primaria de fitoplácton y el flujo de la sustancia orgánica muerta a los sedimentos del fondo en la parte central de la bahía, donde el mínimo de oxígeno se profundiza. De esta manera, la extracción parcial del desagüe del canal no favorece el mejoramiento del régimen de oxígeno de la bahía, pues el canal es, como antes, una poderosa fuente de elementos biogénicos, y las zonas de la productividad máxima del fitoplácton se trasladan de las fronteras a la parte central de la bahía.

La disminución del contenido de los nutrientes en las aguas del canal con la limitación de su desagüe hasta 50 m³/s dan unos resultados consideradamente mejores. En la mayor parte de la cuenca de la bahía la biomasa del fito- y bacterioplancton disminuye considerablemente el flujo de la sustancia orgánica a los sedimentos del fondo y, como resultado, disminuye el déficit del oxígeno en la capa del fondo.

Con el cerrado total del canal, el estado eutrófico de las aguas de la bahía se acerca lo más posible al estado de las aguas marinas, y el déficit de oxígeno en la capa del fondo desaparece. En la parte sur de la Bahía Externa, la cual se baña con las aguas del océano y en donde se sitúan un grupo de fuentes industriales con un gran volumen de vertimiento de aguas contaminantes (inclusive a las condiciones de extracción del 80% de su vertimiento actual), el contenido de oxígeno en la capa del fondo en la época húmeda del año superará 1.5 ml/l, mientras que en la Bahía Interior, el contenido aumentará hasta 2.5 ml/l.

Las alternativas consideradas arriba sobre la limitación del desagüe del canal Dique o su cerrado total son

enteramente posibles. Actualmente, el canal perdió su significado navegable y tiene además de la Bahía de Cartagena otras salidas al mar. La argumentación técnica preliminar de este proyecto se realizó de acuerdo a lo suscrito en el contrato N°.0075/98 del 1 de julio de 1998, celebrado entre la Corporación Autónoma Regional del Río Grande de La Magdalena - CORMAGDALENA y la Universidad del Norte; para el manejo científico del Laboratorio de Ensayos Hidráulicos de Las Flores, se realizó el Estudio de Factibilidad del Plan de Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Área de Influencia del Canal del Dique. El CIOH es uno de los principales coejecutores de este proyecto (CIOH, 1999).

Como resultado de este proyecto surgió el propósito de construcción de una esclusa, la cual, por un lado, limita la entrada de material mineral suspendido en las cuencas de las bahías de Cartagena y Barbacoas, y por otro lado limita la entrada de aguas del canal del Dique al brazo de Pasacaballos; así se repartirán de nuevo las aguas por los brazos quedeseñobocan en la Bahía de Barbacoas. Además de esto, se planifica unir todo el sistema de lagos del canal en una red única. Al pasar por estos lagos las aguas sucias del río Magdalena se limpiarán de nutrientes.

La modelación del escenario con el cerrado del canal de Dique con la conservación de los volúmenes actuales del vertimiento de las aguas sucias por las fuentes antropogénicas mostró (Fig. 8b), que en lugar del mejoramiento esperado, ocurrirá un empeoramiento de la situación. Esto se explica porque con el cerrado del canal la transparencia de las aguas de la Bahía de Cartagena se elevará hasta de 6 m y dejará de ser el factor limitante de la fotosíntesis; al mismo tiempo el suministro de los nutrientes de las fuentes antropogénicas será suficiente para mantener la productividad del fitoplancton en un alto nivel.

La modelación de los escenarios relacionados con la profundización de los estrechos La Escollera y El Varadero, mostró que estos no son eficientes para solucionar los problemas del déficit de oxígeno en

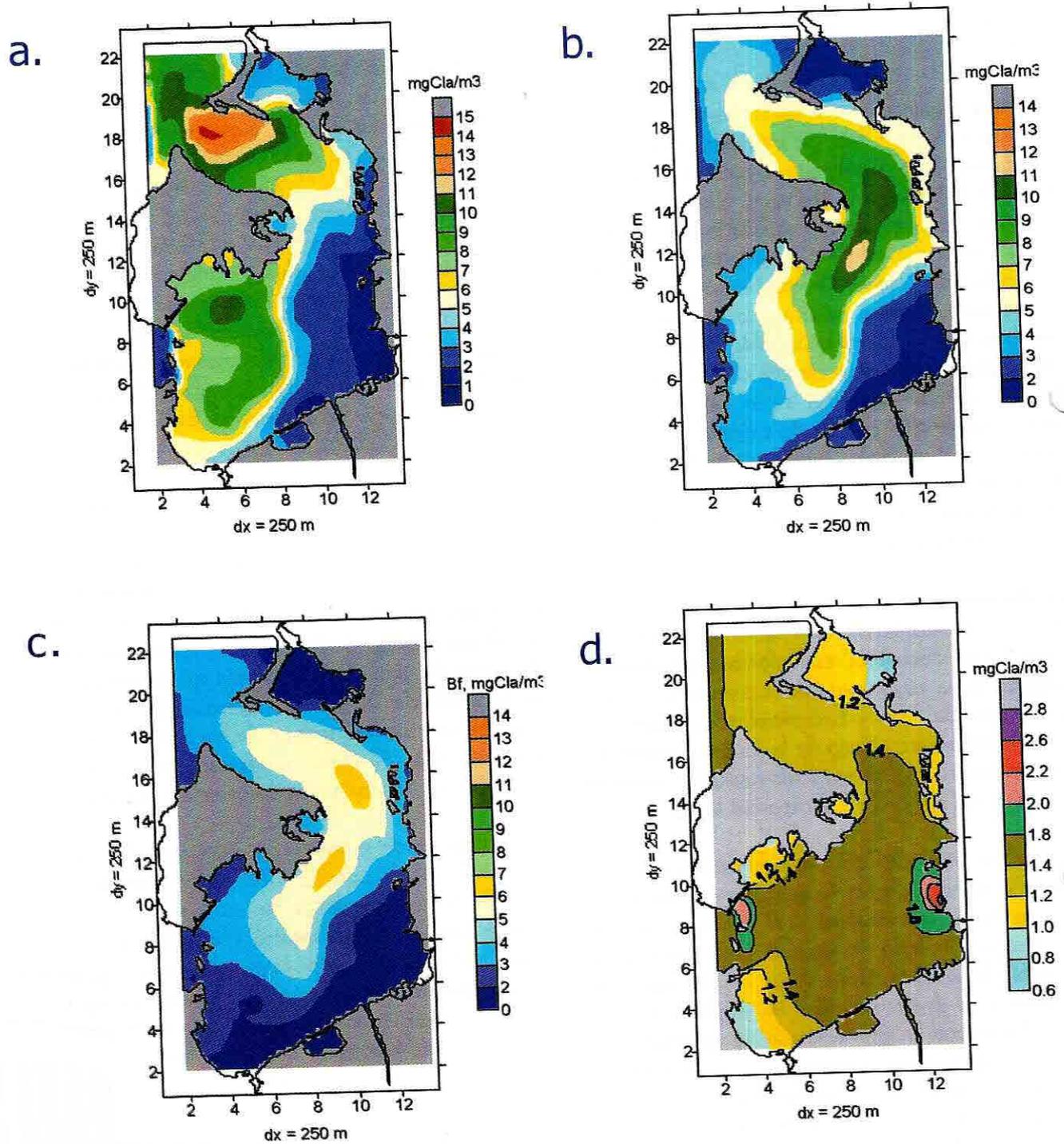


Fig. 5 Distribución espacial de la biomasa del fitoplancton en la capa superficial de la Bahía de Cartagena, obtenida por el modelo para las condiciones del periodo húmedo del año: a) bajo eliminación de 100 % de las fuentes domésticas y un 80 % de las industriales; b) alternativa (a) limitando el caudal del canal hasta de 50 m³/s; c) alternativa (b) junto con la disminución doble de los nutrientes en el canal; d) alternativa (a) junto con el cerrado total del canal.

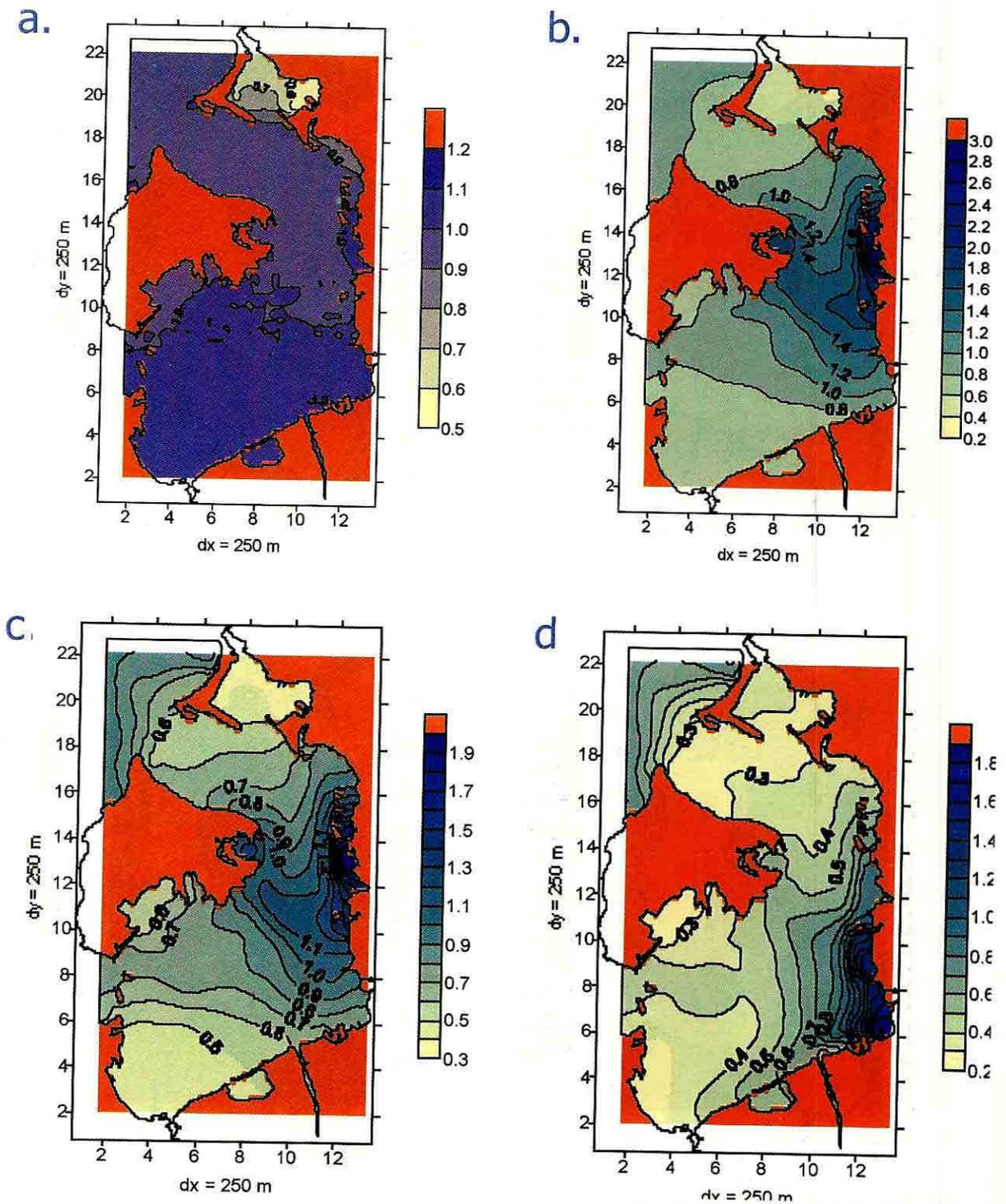


Fig. 6 Relación entre los flujos de deposición de la materia orgánica entre cada alternativa con la situación actual: a) bajo eliminación de 100 % de las fuentes domésticas y un 80 % de las industriales; b) alternativa (a) limitando el caudal del canal hasta de 50 m³/s; c) alternativa (b) junto con la disminución doble de los nutrientes en el canal; d) alternativa (a) junto con el cerrado total del canal.

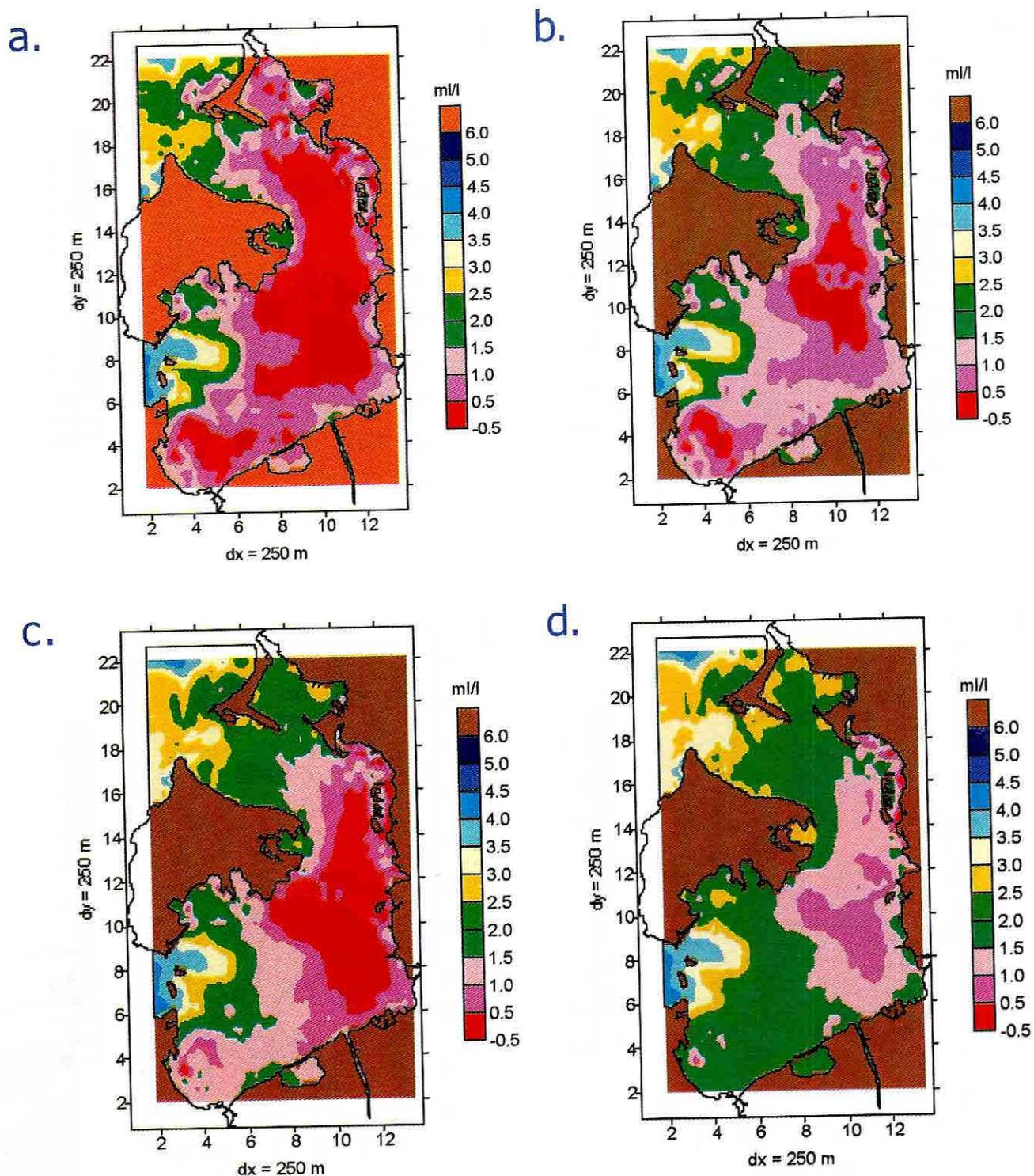


Fig. 7 Distribución espacial del contenido de oxígeno disuelto en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena, obtenida por el modelo para las condiciones del período húmedo del año en situación actual (a) bajo eliminación de 100 % de las fuentes domésticas y un 80 % de las industriales (b), la alternativa anterior limitando el caudal del canal del Dique hasta de 50 m³/s (c) y disminución de los nutrientes en sus aguas en dos veces (d).

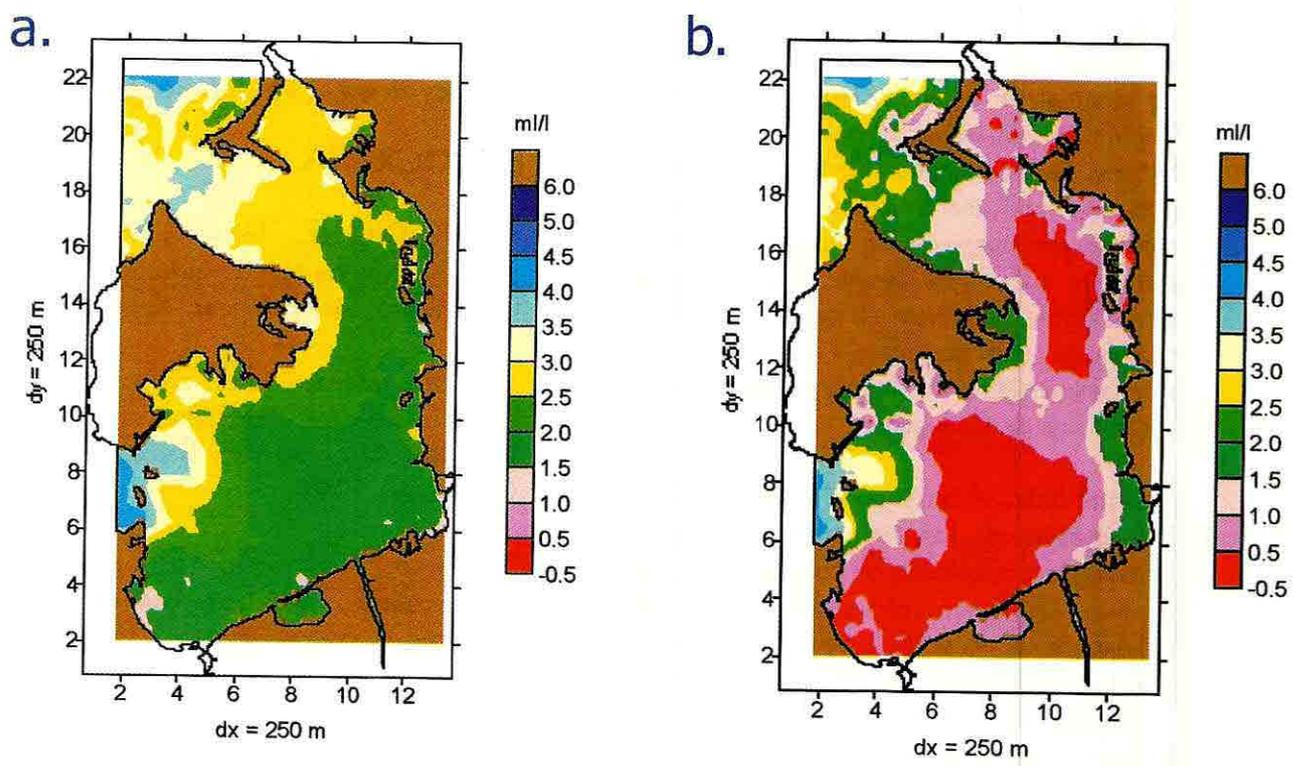


Fig. 8 Distribución espacial del contenido de oxígeno disuelto en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena, obtenida por el modelo para las condiciones del período húmedo del año en el caso de cerrado total del canal: a) bajo eliminación de 100 % de las fuentes domésticas y un 80 % de las industriales; b) sin limitaciones de la descarga de las fuentes antropogénicas.

para mantener la productividad del fitoplácton en un alto nivel.

La modelación de los escenarios relacionados con la profundización de los estrechos La Escollera y El Varadero, mostró que ellos no son eficientes para solucionar los problemas del déficit de oxígeno en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena.

Conclusiones para el problema de la contaminación de la Bahía. El régimen del oxígeno de la Bahía de Cartagena se forma de un complejo conjunto de factores antropogénicos y naturales: la morfología de la cuenca, el desagüe del Canal de Dique, el intercambio de las aguas con el mar, el vertimiento de las aguas domésticas e industriales de la ciudad no depuradas y el régimen del viento. Por esto, sin el empleo del modelo matemático es prácticamente imposible estimar la eficacia de las diferentes acciones de conservación del medio ambiente destinadas al

mejoramiento de la situación actual.

La modelación con ayuda del modelo matemático de eutroficación de los diferentes escenarios del mejoramiento de la situación ecológica en la Bahía de Cartagena mostró que la línea estratégica general deberá concentrarse en la limitación máxima del ingreso de sustancias contaminantes de las fuentes antropogénicas. La ejecución de las diferentes medidas de ingeniería, orientadas al refuerzo del intercambio de aguas de la Bahía con el mar (construcción de diques, profundización de los estrechos) exige enormes gastos financieros (debido a las particularidades morfológicas de la Bahía) y en algunos casos (por ejemplo, para la disminución del déficit del oxígeno en la capa del fondo) no son soluciones eficaces.

La extracción total de las fuentes domésticas y la limitación del 80% de los vertimientos de las fuentes industriales en la Bahía de Cartagena, planificadas

para el año 2025, llevarán a un mejoramiento significativo de la calidad de las aguas y del saneamiento de la situación ecológica en la Bahía Interna de Cartagena. Sin embargo en la cuenca de la Bahía Externa se queda una fuente de contaminación poderosa - el Canal de Dique. Sin la realización de medidas de ingeniería de conservación del medio ambiente para la limitación de su desagüe y de purificación de las aguas que el río Magdalena transporta, prácticamente es imposible lograr el mejoramiento de la calidad de las aguas en la cuenca de la Bahía de Cartagena.

Por otro lado, el cerrado del Canal del Dique sin la limitación de los vertimientos de las fuentes domésticas e industriales de contaminación, tampoco es una solución al problema del mejoramiento de la calidad de las aguas de la Bahía de Cartagena, por cuanto el volumen de las aguas traídas por ellas y el contenido de sustancias contaminantes en dichas aguas es bastante grande.

De esta manera, con base en los experimentos numéricos se propone el siguiente plan de realización sucesiva de medidas de protección del medio ambiente en la Bahía de Cartagena:

1) Extracción total de las fuentes domésticos y la limitación del 80 % del desagüe de las fuentes industriales en la Bahía de Cartagena:

1) Extracción total de las fuentes domésticas y limitación del 80 % del desagüe de las fuentes industriales en la Bahía de Cartagena.

2) Disminución máxima posible del caudal del canal de Dique por el brazo de Pasacaballos por medio de la re-repartición de su desagüe entre los brazos salientes a la bahía de Barbacoas, con purificación simultánea de nutrientes de sus aguas, por medio de la unificación del canal y de los lagos generados por él en un solo sistema.

3) Cerrado total del brazo de Pasacaballos.

El modelo pasó la aprobación exitosa en la Bahía de Cartagena y puede usarse para la solución de problemas análogos en golfos marinos profundos y bahías.

BIBLIOGRAFÍA

- CARDIQUE. Informe Preliminar sobre contaminación de fuentes industriales a la Bahía de Cartagena. Sin publicar. Cartagena, 1996.
- CIOH. Informe final del proyecto de modelación numérica del canal del Dique, su sistema lagunar y las Bahías de Cartagena y Barbacoas. Sin publicar. Cartagena, 1999.
- Garay J., Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A., Giraldo L., Caicedo P., Modelación numérica y su aplicación a la recuperación ambiental de la Bahía de Cartagena, Colombia. Boletín científico CIOH No. 19, Cartagena, Colombia, 1999.
- Lyakhin, Y. I. About oxygen exchange intensity between the ocean and the atmosphere. En: *Oceanologia*, Vol. 18, N. 6, Moscú, p.1014-1021. (en Ruso), 1980.
- Parsons, T.R., Takahashi, M., and Hargrave, H. *Biological oceanographic processes*. Oxford, New York, Pergamon Press, 324 p., 1984.

