

MODELACIÓN ECOLÓGICA DE LAS BAHÍAS DE CARTAGENA Y BARBACOAS BAJO LA INFLUENCIA DEL CANAL DEL DIQUE

Yuriy Tuchkovenko, Serguei Lonin, y Luis Calero.

Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, Cartagena de Indias, Colombia.

RESUMEN El presente estudio tiene como objetivo describir el régimen actual del funcionamiento de los ecosistemas de las aguas de las bahías de Cartagena y Barbacoas, a través de un modelo matemático tridimensional de eutrofificación para las cuencas, el cual sirve como base para evaluar algunas alternativas de mejoramiento de la calidad de estas aguas. Estas alternativas buscan limitar la influencia negativa del Canal del Dique a través de la disminución del ingreso de los sólidos suspendidos. Se presenta una descripción del modelo de eutrofificación que consiste de dos partes: a) bloque hidrodinámico 3-dimensional y b) bloque químico-biológico como la parte no conservativa del transporte de sustancias. Se consideran el régimen actual y algunos escenarios pronosticados del estado del ecosistema de las Bahías como el resultado de obras hidrotécnicas en el canal del Dique.

ABSTRACT A 3-D model of eutrophication for Cartagena and Barbacoas bays is presented, the actual regime of the ecosystem functioning of these water bodies is described and some alternatives of water quality improvement for the bays have been evaluated, basing on the mathematical model. These alternatives are related on the influence limitation of the Dique Channel due to suspended discharge diminishing. An eutrophication model description is presented and consists of the two parts: a) 3-D hydrodynamic block and b) chemical-biological one as the non-conservative part of the substance transport. The actual regime and some prognostic scenarios of the ecosystem state for the Bays as a result of hydrotechnical structures at the Dique channel are considered.

1 INTRODUCCIÓN

Las bahías de Cartagena y Barbacoas, están ubicadas en la costa Atlántica de Colombia (Figura 1). Ambas bahías fueron influenciadas por el antiguo delta del Río Grande de la Magdalena y actualmente se encuentran conectadas con el río a través de un canal artificial (Canal del Dique). El canal tiene un caudal promedio anual de 450 m³/s, sus tres brazos no navegables desembocan en la bahía de Barbacoas (Lequerica, Matunilla y Correa) y un brazo navegable (Pasacaballos) conecta el río con la bahía de Cartagena. Las bahías de Cartagena y Barbacoas tienen una profundidad promedio de 16 y 10 metros respectivamente.

El cuerpo de agua de la bahía de Cartagena tiene varios usos de tipo: recreativo, in-

dustrial y de navegación, además se encuentra fuertemente influenciado por el casco urbano de la ciudad de Cartagena que vierte en ella el 40% de las aguas servidas. La bahía de Barbacoas a diferencia de la bahía de Cartagena, se encuentra con una baja densidad poblacional que ejerce una presión moderada sobre el ecosistema.

El Canal arrastra sedimentos provenientes del río Magdalena que desembocan en las bahías y, depositándose en el fondo, disminuyen la profundidad afectando el canal de navegación de la bahía de Cartagena.

Recientemente Ecopetrol, en la reparación de un muelle en Mamonal, encontró 18 pies de lodo. El muelle de Malterías en 1984 tenía más de 60 pies de profundidad, pero hoy en

día cuenta con menos de 40 pies. Numerosas empresas deben realizar dragados anuales para mantener el canal de acceso a sus muelles.

La intensa sedimentación causa la mortalidad de los organismos benthicos y disminución del zooplancton en estas cuencas; los elementos tóxicos, absorbidos en los sólidos suspendidos, son peligrosos tanto para los hidробионтов, como para los seres humanos. Por lo tanto, el Ministerio del Medio Ambiente mediante la Resolución 0260 del 31 de marzo de 1997, comisionó a la Corporación Autónoma Regional del Río Grande de La Magdalena (CORMAGDALENA), a la presentación de un Plan de Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Área de Influencia del Canal. En este plan se invita a considerar distintas obras de ingeniería, dirigidas a disminuir el transporte sólido del canal hacia las bahías de Cartagena y Barbacoas.

El objetivo del presente trabajo fue la descripción de la estructura de un modelo matemático de eutrofización de la zona costera y con base en esta herramienta realizar un pronóstico de respuesta de los ecosistemas de las bahías a la eliminación parcial de los sólidos transportados por el canal del Dique.

Debido a que la bahía de Barbacoas no cuenta con mediciones oceanográficas y químico-biológicas, se trabajó con el supuesto de que las características del ecosistema de la bahía de Barbacoas son similares a las de la bahía de Cartagena.

2 DESCRIPCIÓN DEL MODELO 3-D DE EUTROFICACIÓN

El modelo de eutrofización de las bahías contiene dos bloques principales: el hidrodinámico, donde se calculan los campos de corrientes, el transporte de las sustancias y el químico-biológico, donde se consideran los flujos locales entre los componentes del ecosistema, los cuales están relacionados con los procesos químicos y biológicos.

Base Teórica del Bloque Hidrodinámico. La base teórica la comprende el modelo MECCA (Hess, 1989), modelo en 3D desarrollado en diferencias finitas modificando

al modelo CODEGO (CIOH). Algunas modificaciones se describen en (Lonin, 1997), aquí se muestra una descripción al respecto del modelo creado.

Las ecuaciones básicas del modelo hidrodinámico son las siguientes:

$$\begin{aligned} u_t + \{(uu)_{,x} + (uv)_{,y} + (uw)_{,z}\} &= -\alpha_0 P_x + \\ fv + (2A_h u_x)_x + (A_h [v_x + w_y])_{,y} + \\ (A_v w_z)_{,z} \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} v_x + \{(vu)_{,x} + (vv)_{,y} + (vw)_{,z}\} &= -\alpha_0 P_y + \\ fu + (2A_h v_y)_{,y} + (A_h [v_x + w_y]_{,x}) + \\ (A_v v_z)_{,z} \end{aligned} \quad (2)$$

$$P_z = -\rho g \quad (3)$$

$$u_x + v_y + w_z = 0 \quad (4)$$

$$\rho = \rho_0 [1 + F_\rho (S, T)] \quad (5)$$

$$\begin{aligned} S'_t + (uS - D_h S_x)_{,x} + (vS - D_h S_y)_{,y} + \\ (wS - D_h S_z)_{,z} = 0 \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} T'_t + (uT - D_h T_x)_{,x} + (vT - D_h T_y)_{,y} + \\ (wT - D_h T_z)_{,z} = R \end{aligned} \quad (7)$$

donde u , v y w son componentes de corrientes en las coordenadas x , y y z , respectivamente; t - tiempo; 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 y D_h , D_v - difusión turbulenta en horizontal y vertical, respectivamente; T es temperatura y S es salinidad de aguas; F - fuente interna de calor.

Los índices ' x ', ' y ', ' z ' y ' t ' significan las respectivas derivadas.

El sistema (1)-(7) requiere las 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 de viento (τ_{sx}, τ_{sy}), se calculan los 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,

$$\begin{aligned}(\tau_{sx}, \tau_{sy}) &= \rho A_v (w_z, v_z) \\ D_v T_z &= \frac{Q_T}{\rho C_w} \\ D_v S_z &= Q_S \\ w &= \frac{dh}{dt} \\ P &= P_a\end{aligned}\quad (8)$$

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

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:

$$\begin{aligned}(\tau_{bx}, \tau_{by}) &= \rho A_v (w_z, v_z) \\ D_v T_z &= 0 \\ D_v S_z &= 0\end{aligned}\quad (9)$$

En las fronteras del mar abierto, se definen los patrones de los campos oceanográficos cuando 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:

$$(T, S) = \begin{cases} (T_*, S_*), \text{ cuando } \vec{v} \cdot \vec{n} \leq 0 \\ f(T, S), \text{ cuando } \vec{v} \cdot \vec{n} > 0 \end{cases} \quad (10)$$

$$h = h_0 + \vec{v} \cdot \vec{n} \sqrt{\frac{H}{g}}$$

donde, (T_*, S_*) son datos preestablecidos en la frontera; $f(T, S)$ es una función de interpolación hacia la frontera desde el dominio de cálculo; \vec{n} es el vector unitario de la normal para la frontera con el vector \vec{v} 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 en la bahía de Cartagena y para los caños de la bahía de Barbacoas se dan los flujos Q_r de agua, su mineralización y el régimen térmico:

$$UH = \frac{Q_r}{(B_x \Delta L)} \delta VH = \frac{Q_r}{(B_y \Delta L)} \quad (11)$$

$$\begin{aligned}S &= S_{top} + (S_{top} - S_{bot}) \left(1 - \cos \left(\frac{\pi z}{H} \right) \right) \\ T &= T_{top} + (T_{top} - T_{bot}) \left(1 - \cos \left(\frac{\pi z}{H} \right) \right) \\ u' &= u_{top} \cos \left(\frac{\pi z}{H} \right) \delta v' = v_{top} \cos \left(\frac{\pi z}{H} \right)\end{aligned}$$

Aquí, B_x y B_y son los anchos adimensionales de los canales con respecto al tamaño ΔL de celdas de la malla de cálculo; U y V son componentes de velocidad de flujo promedios en la vertical (modo externo, introducido posteriormente); u' y v' - las 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 y los del "bot" - al fondo.

Antes de considerar el problema de la disgregación física, las ecuaciones del modelo se transforman en la vertical a la coordenada σ ($\sigma \leftrightarrow z$) a través de la siguiente expresión:

$$\sigma = \frac{-(h - z)}{H} \quad (12)$$

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 disgregación de los procesos físicos en dos partes: la parte barotrópica (modo externo) y la baroclínica (modos internos) con aplicación de los métodos numéricos diferentes para estos componentes. Después de la disgregación física de las ecuaciones dinámicas, integrando las ecuaciones dinámicas, las resultantes para el modo externo obtienen la siguiente forma:

$$\begin{aligned}(HU)_{,t} + (H\theta_{uu}UU)_{,x} + (H\theta_{uv}UV)_{,y} &= -gHh_x - \alpha_0 HP_{a'x} - HG_x^* + fHV + (2A_h HU_x)_{,x} + \\ (A_h H [V_x + U_y])_{,y} + \tau_{sx} + \tau_{bx} &\quad (13) \\ (HV)_{,t} + (H\theta_{uv}UV)_{,x} + (H\theta_{vv}VV)_{,y} &= -gHh_y - \alpha_0 HP_{a'y} - HG_y^* + fHU + (2A_h HV_y)_{,y} +\end{aligned}$$

$$(A_h H [V_x + U_y])_{,x} + \tau_{sy} + \tau_{by} \quad (14)$$

$$h_t + (HU)_{,x} + (HV)_{,y} = 0 \quad (15)$$

donde $G_x^* = \int_{-1}^0 G_x d\sigma$ y $G_y^* = \int_{-1}^0 G_y d\sigma$

$$G_x = \alpha_0 g \left\{ \left[H \int_{\sigma}^0 (\rho - \rho_0) d\sigma \right]_{,x} + (h_x + \sigma H'_{,x}) \times (\rho - \rho_0) \right\}$$

$$G_y = \alpha_0 g \left\{ \left[H \int_{\sigma}^0 (\rho - \rho_0) d\sigma \right]_{,y} + (h_y + \sigma H'_{,y}) \times (\rho - \rho_0) \right\}$$

$$\theta_{uu} = \int_{-1}^0 \left(\frac{uu}{UU} \right) d\sigma$$

$$\theta_{uv} = \int_{-1}^0 \left(\frac{uv}{UV} \right) d\sigma$$

$$\theta_{vv} = \int_{-1}^0 \left(\frac{vv}{VV} \right) d\sigma$$

Para los modos internos, se restan las ecuaciones (1), (2) y (13), (14), el resultado obtiene la siguiente forma:

$$(Hu')_{,t} + (H(uu - \theta_{uu}UU))_{,x} + (H(uv - \theta_{uv}UV))_{,y} + (\tilde{w}u')_{,\sigma} = HG_x^* - HG_x + fHv' + (2A_h Hu'_{,x})_{,x} + (A_h H [v'_x + u'_y])_{,y} + H^{-1} (A_v u'_{,\sigma}) - \tau_{sx} + \tau_{bx} \quad (16)$$

$$(Hv')_{,t} + (H(uv - \theta_{uv}UV))_{,x} + (H(vv - \theta_{vv}VV))_{,y} + (\tilde{w}v')_{,\sigma} = HG_y^* - HG_y + fHu' + (2A_b Hv'_{,y})_{,y} + (A_h H [v'_x + u'_y])_{,x} + H^{-1} (A_v v'_{,\sigma}) - \tau_{sy} + \tau_{by} \quad (17)$$

$$(Hu')_{,x} + (Hv')_{,y} + H^{-1} (\tilde{w})_{,\sigma} = 0 \quad (18)$$

En las ecuaciones (16)-(18) \tilde{w} es la velocidad vertical reducida, es decir,

$$\tilde{w} = \frac{Hd\sigma}{dt} = w - (1 + \sigma) h_t -$$

$$u(h_x + \sigma H'_{,x}) - v(h_y + \sigma H'_{,y}) \quad (19)$$

Las ecuaciones (6) y (7), que corresponden al bloque de transporte de sustancias, el cual está señalado posteriormente, se han modificado en la estructura de los esquemas numéricos utilizados (Lonin, 1997). Los últimos permiten simular el transporte de cualquier tipo de sustancia (incluyendo la temperatura y salinidad) y con cualquier tipo de boyantes (negativo, positivo o neutral) sin las restricciones relacionadas con el uso de los esquemas conservativos, y no transportivos, los cuales se han aplicado en el modelo original (Hess, 1989). Para el transporte horizontal fue utilizado el esquema FCT (Boris, Book, 1979), mientras que para el transporte vertical - el esquema TVD (Sobey, 1970).

La ecuación de conservación de una sustancia C con la velocidad propia de gravedad w_g puede presentarse en la siguiente forma:

$$(HC)_{,t} + B_x^{-1} (B_x H (uC - D_h C'_{,x}))_{,x} + B_y^{-1} (B_y H (vC - D_h C'_{,y}))_{,y} + ((w + w_g) C - H^{-1} D_v C'_{,\sigma})_{,\sigma} = HF_i \quad (20)$$

La ecuación (20) permite simular el transporte de sustancias conservativas tanto en el sentido físico, como matemático numérico. Para tener en cuenta los procesos químicos y biológicos en el sistema, es necesario incluir en (20) una función de no conservatividad $F_i(C_i, x, y, z, t)$ para cada elemento i , que representa 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 y están condicionados por diferentes reacciones (bio)-químicas y efectos biológicos:

$$\frac{dC_i}{dt} = F_i \quad (21)$$

(derivada en sentido local)

Al implementar el bloque bioquímico del modelo, el espacio tridimensional se divide en celdas individuales, que corresponden a los nodos del bloque hidrodinámico. Para ello, se

propone para cada celda elementos del ecosistema que están vinculados entre sí por los flujos locales según del sistema de las ecuaciones (21), al mismo tiempo que el desplazamiento de sustancia y energía entre las celdas se realiza como resultado del proceso de transporte (ecuación (20) homogeneizada). Para esto es estrictamente necesario el cumplimiento del 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.

Base Teórica del Bloque de Eutrofificación. 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.

$$\frac{dB_f}{dt} = (1 - \gamma_f) \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) B_f - \mu_f B_f \quad (22)$$

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

$$f_1(I) = \frac{1}{\Delta z} \int f_z(I_z) dz$$

$$= \frac{2.718}{\Delta z a} [\exp(-R_{z1}) - \exp(-R_{z2})]$$

$$\Delta z = z_1 - z_2$$

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

$$f_z(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right)$$

$$I_z = I_0 \exp(-\alpha z)$$

$$f_2(C_N, C_{PO4}) = \min \left\{ \frac{C_N}{C_{K_N,+} C_N}, \frac{C_{PO4}}{C_{K_{PO4},+} C_{PO4}} \right\}$$

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

$$\frac{dC}{dt} = V_b^{\max} \left(\frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} \right)$$

$$\begin{aligned} & - \frac{B_b}{B_b^{\max}} \Big) B_b \\ & B_{org} = B_{org}^{DET} + B_{org}^{DIS} \\ & \frac{dB_{org}^{DET}}{dt} = \left(\lambda_f \eta_f \mu_f B_f - \omega \frac{V_b^{\max}}{\theta} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \times \right. \\ & \left. B_b \epsilon_{ing} \right) \beta_{02/C} \beta_{m3/L} - \delta B_{org}^{DET} \\ & \frac{dB_{org}^{DIS}}{dt} = \left((\gamma_f \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) + \right. \\ & \left. (1 - \lambda_f) \times \eta_f \mu_f \right) B_f + \mu_b B_b - \\ & (1 - \omega) \frac{V_b^{\max}}{\theta} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \times B_b \epsilon_{ing} \Big) \\ & \beta_{02/C} \beta_{m3/L} - \delta B_{org}^{DET} \\ & \frac{dC_{PO4}}{dt} = \left(\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_b^{\max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} B_b \epsilon_{ing} \right. \\ & \left. - \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \right) \beta_{P/C} \beta_{m3/L} \\ & \frac{dC_{NH4}}{dt} = \left(\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_b^{\max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} B_b \epsilon_{ing} \right. \\ & \left. - \chi \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_{NH4}, C_{NO3}) B_f \right) \beta_{N/C} \beta_{m3/L} \\ & - \nu_{N1} C_{NH4} \epsilon_{ing} \\ & \frac{dC_{NO4}}{dt} = \nu_{N1} C_{NH4} \epsilon_{ing} - \nu_{N2} C_{NO2} \epsilon_{ing} \\ & \frac{dC_{NO3}}{dt} = \nu_{N2} C_{NO2} \epsilon_{ing} - \\ & (1 - \chi) \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) \times B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} - \\ & \vartheta_{DN} (C_{NO3} - C_{NO3}^{crit}) - \vartheta_{foto} (C_{NO3} - C_{NO3}^{crit}) \\ & \frac{dC_O2}{dt} = \left[\sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) B_f - \frac{V_b^{\max}}{\theta} \times \right. \\ & \left. \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} B_b \epsilon_{ing} \right] \beta_{02/C} \beta_{m3/L} - \\ & \left(\beta_{02/N1} \nu_{N1} C_{NH4} + \nu_{N2} \beta_{02/N2} C_{NO2} \right) \epsilon_{ing} - \\ & Q_{O2}^{bot} \pm Q_{O2}^{atm} \end{aligned}$$

Aquí, t - tiempo en horas; B_f , - biomasa del fitoplancton y bacteriplancton, respectivamente, [mgC/m³]; - C_O2 , C_{PO4} , C_{NH4} , C_{NO2} , C_{NO3} contenido en el agua marina de

oxígeno, fosfatos, nitrógeno de amonio, nitritos y nitratos, respectivamente, [mg/l]; α - contenido de la materia orgánica suspendida y disuelta, respectivamente, [mgO₂/l]; V_f^{\max} , V_b^{\max} - tasas específicas máximas posibles del crecimiento del fitoplancton 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/m²]; I_{opt} - luminosidad óptima para la fotosíntesis, [W/m²]; I_z - luminosidad en la profundidad z , [W/m²]; Ck_N , Ck_{PO4} - constante de semisaturación (de Mijael-Menton) de la intensidad del proceso de utilización del fitoplancton de las formas minerales del nitrógeno y el fósforo [mg/l]; $\alpha = \alpha_{oc} + \alpha_{sus} + \alpha_f$ - coeficiente integral de disminución de luminosidad con la profundidad, cuyos componentes son: α_{oc} - coeficiente de extinción característico para las aguas oceánicas; α_{sus} y α_f tienen en cuenta el aporte de sedimentos en suspensión y el fitoplancton (autosombra) en la disminución del flujo de radiación solar que penetra al agua: $\alpha_{sus} = 1.31 C_{susp}^{0.542}$, $\alpha_f = 0.0088 B_f + 0.054$, donde C_{susp} - material en suspensión [mg/l]; B_f^{chl} - biomasa del fitoplancton en [mg-Chl"/A"/m³]; $\chi = C_{NH4}\phi / [\phi C_{NH4} + (1 - \phi) C_{NO3}]$ - parte del nitrógeno mineral, consumido por el fitoplanc-

ton en forma de amonio, donde ϕ - coeficiente de preferencia de asimilación del amonio por el fitoplanc-

ton en relación con los nitratos; γ_f - parte de la productividad del fitoplanc-

ton, dirigida al abastecimiento de su actividad vital (respiración); μ_f - velocidad específica de mortalidad del fitoplanc-

ton, [en h⁻¹]; σ_f - velocidad específica de crecimiento del fitoplanc-

ton, [h⁻¹], determinada por las condiciones de luminosidad I y la presencia en el agua de nutrientes - formas minerales del nitrógeno C_N y el fósforo C_{PO4} ; Bk_{org} - constante de semisaturación del crecimiento, igual a la concentración del sustrato, bajo la cual la tasa específica real de crecimiento de las bacterias es igual a la mitad de la máxima, [mgC/m³]; B_b^{\max} - concentración máxima posible de la biomasa de las bacterias, [mgC/m³]; θ - coeficiente económico para tener en cuenta los gastos de la energía para el crecimiento; δ - tasa es-

pecífica de la transformación del detrito B_{org}^{DET} en materia orgánica disuelta B_{org}^{DIS} , [h⁻¹]; λ_f - parte de la fracción detrítica de las células muertas del fitoplancton; η_f - parte de la materia orgánica inestable en la materia orgánica muerta del fitoplancton; $\mu_B = V_B^{\max} B_B^2 / B_B^{\max}$ - velocidad específica de la mortalidad del bacteriplancton, [h⁻¹]; $\varepsilon_{ing} = f(C_O_2)$ - parámetro de inhibición de los procesos de la oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta y la nitrificación por el déficit del contenido de oxígeno en el agua de mar ($0 \leq \varepsilon_f \leq 1$), se calcula por la fórmula $\varepsilon_{ing} = C_O_2 / (C_O_2 + Ck_O_2)$, donde Ck_O_2 - constante de semisaturación del proceso, [mg l⁻¹]; $\omega = B_{org}^{DET} / B_{org}$ - parte de la materia orgánica suspendida B_{org} en materia orgánica muerta; ν_{N1}, ν_{N2} - velocidades específicas de la primera y segunda etapas de nitrificación, [h⁻¹]; ϑ_{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 constantemente es menor de 1.0 mg/l; ϑ_{foto} - velocidad de disminución de los nitratos, [h⁻¹], por causa de los procesos químico-físicos en las capas superficiales; C_{NO3}^{crit} - concentración mínima de nitratos, mediante la cual se interrumpen los procesos de reducción de nitratos; $\beta_{O2/C}$ - coeficiente de traspaso de mgC a mgO₂; [mgO₂/mgC]; $\beta_{P/C}, \beta_{N/C}$ - coeficiente estequiométrico de conversión de mgC a mgP, [mgP/mgC], y a mgN, [mgN/mgC], $\beta_{O2/N1}, \beta_{O2/N2}$ - equivalentes oxigenados de la primera y segunda etapas de nitrificación, (mgO₂/mgN); $\beta_{m3/L} = 0.001$ - coeficiente de traspaso de m³ a litros, [m³/l].

La absorción del oxígeno en los sedimentos como una primera aproximación puede ser estimado con ayuda de las dependencias empíricas, mostradas en Parsons et al., 1984, sobre la base del conocimiento del contenido de oxígeno en el agua C_O_2 :

$$Q_{O2}^{bot} = af(x, y)(C_O_2)^b \quad (23)$$

donde, $[Q_{O2}^{bot}] = \text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, $= \text{ml} \cdot \text{l}^{-1}$, $a = \text{const}$ y $b = \text{const}$ - coeficientes empíricos, $f(x, y)$ - una función, que describe la variabilidad espacial de absorción de oxígeno por sedimentos del fondo y se define como $f(x, y) =$

$F_{org}^{act}(x, y) / F_{med}^{act}$, en donde $F_{org}^{act}(x, y)$ - 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 gaseoso del oxígeno con la atmósfera se calcula sobre la base de la dependencia del tipo Lyakhin, 1980:

$$Q_{O_2}^{atm} = \gamma_{e,i} n_v n_t (C_{O_2}^S - C_{O_2}) \quad (24)$$

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

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27w^2, & \text{para } w \leq 8 \text{ m/s} \\ -7.4 + 0.4w^2, & \text{para } w > 8 \text{ m/s} \end{cases}$$

w - velocidad del viento, (m/s); $C_{O_2}^S$ - saturación (con T° y S dadas) de la concentración del oxígeno (mg/l); $\gamma_{e,i}$ - coeficiente de invasión (evasión), [$\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$].

El objetivo de realizar los cálculos fue el de obtener el pronóstico de la productividad y del régimen de oxígeno de los ecosistemas de las bahías bajo distintas concentraciones de sólidos suspendidos en las aguas del canal del Dique, a través de la construcción de diferentes obras hidrotécnicas. En las bahías, se efectuaron tres tipos de simulación:

- (i) El estado actual del aporte de los sólidos suspendidos.
- (ii) (Alternativa 1) Reducción de los sólidos por un 50 %, conservando el mismo caudal del canal.
- (iii) (Alternativa 2) Reducción de los sólidos por un 90 %, conservando el mismo caudal del canal.

Según esta tabla en el cálculo, no se tuvo en cuenta las partículas de arena, debido a que sus altos valores en la velocidad de gravedad no afectan al campo de la transparencia en las bahías en forma general, sino en los alrededores de las desembocaduras del canal. Las concentraciones fueron tomadas iguales para cada fracción de las partículas porque para estos

tamaños de grano no se conoce su distribución. La influencia del fitoplancton en el campo de transparencia se tuvo en cuenta en el momento de las simulaciones realizadas con el modelo de eutrofificación en forma aditiva. Los resultados de cálculo de transparencia para las tres condiciones correspondientes al estado actual y las alteraciones mencionadas del transporte de los sólidos por el canal, están presentados en la Figura 2.

Bajo estas condiciones se efectuaron las respectivas comparaciones del estado de la calidad de aguas como el resultado de los cambios de transparencia. Los cálculos del transporte de los sedimentos fueron realizados para las partículas finas, las características de las cuales están en la Tabla 1.

Durante la época seca con bajos caudales del canal, la transparencia de las aguas en las bahías es mayor. Para el caso de la bahía de Cartagena los vientos alisios también juegan un papel importante, porque su dirección es prácticamente al contrario del flujo producido por el canal. Sin embargo, comparando los resultados, se observa que las diferencias son más de tipo cuantitativo que cualitativo. El menor impacto del canal se encuentra en la zona sur-occidental de dicha bahía, debido a la debilidad de circulación en esta zona, y en la bahía interna gracias a un intercambio débil de las aguas con la bahía externa.

Analizando las condiciones extremas, comparamos los siguientes resultados del estado actual y de las alternativas en el transcurso de la época húmeda, cuando se registra el mayor caudal del canal. Si la situación según la alternativa 1 es similar a la actual para la época seca, entonces, la alternativa 2 con eliminación de un 90 % de sólidos, incluso para los caudales altos, dará un resultado eficiente; la contribución neta del canal en este caso no produce transparencias menores de 40 cm en zonas pequeñas cercanas a su desembocadura. La transparencia en algunas partes de las bahías alcanza hasta el patrón oceánico de este parámetro. En otras palabras, aquellas zonas prácticamente no van a sufrir la influencia de sólidos suspendidos del canal. La última obra (alternativa 2) elimina

como tal la posibilidad que los sedimentos aportados por el canal afecten de una u otra forma las aguas marinas, incluyendo la zona de las Islas del Rosario.

3 RÉGIMEN HIDROQUÍMICO ACTUAL DE LAS BAHÍAS

Teniendo en cuenta que la bahía de Barbacoas no posee mediciones hidroquímicas, en el presente trabajo se parte del supuesto de que el régimen de funcionamiento de su ecosistema es similar al régimen de la bahía de Cartagena y, por lo tanto, el modelo desarrollado y validado (ver Tuchkovenko, Lonin y Calero, 1999) para la bahía de Cartagena fue aceptado para el caso de la bahía de Barbacoas. Esta semejanza nos permite caracterizar en este estudio el comportamiento del ecosistema en la bahía de Cartagena a manera de ejemplo.

En la formación del régimen hidroquímico de la bahía de Cartagena influyen los siguientes factores naturales y antropogénicos: la entrada de aguas 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 industrial y doméstica en la cuenca de la bahía, el régimen del viento y la variabilidad estacional de la radiación activa fotosintética.

El caudal del canal cambia en el transcurso del año desde un $55 \text{ m}^3/\text{s}$ en la época seca (febrero - abril) hasta un $250 \text{ m}^3/\text{s}$ en la época de lluvias (septiembre - octubre). La influencia del canal en el régimen hidroquímico es dual. Por un lado, representa un potente proveedor de las formas minerales de nitrógeno y fósforo al igual que sedimentos minerales, ésta 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 picnoclina superficial (0-4 m), lo que dificulta el intercambio vertical de aguas entre la superficie y el fondo. Como resultado, las sustancias contaminantes, aportadas por él, se propagan en la cuenca de la bahía en los límites de la capa superficial salobre, la cual al mismo tiempo es la capa fotica.

Una fuente adicional de entrada de nutrientes y materia orgánica muerta a la bahía es la procedente de las aguas servidas e industriales sin tratar. En la Tabla 2 se presentan las concentraciones típicas de nutrientes y materia orgánica muerta en la capa fotica de la bahía de Cartagena, en las aguas del canal del Dique y en las fronteras marinas del dominio, obtenidos promediando los datos de observaciones del CIOH durante los años 1996-1998.

Debido a que las investigaciones de diferentes autores son testimonio que para el crecimiento óptimo de muchas plantas acuáticas es suficiente contener los niveles de nitrógeno y fósforo en 0.1 mgN/l y 0.02 mgP/l respectivamente, entonces de la Tabla 2 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 este caso 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 fotica 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 es mínimo debido a la ausencia de vientos, entonces se forma una picnoclina pronunciada en la capa superficial de la bahía, 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 superficial salobre. En la mayor parte de la cuenca, la productividad del fitoplancton se limita por 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 fi-

toplankton. La materia orgánica autóctona formada como resultado de la fotosíntesis del fitoplankton, desciende a las capas más profundas, en donde, atrofiándose, se somete a la descomposición bioquímica por bacterias. En la oxidación de la materia 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 débil vertical de aguas y ausencia de producción fotosintética de oxígeno por debajo de la picnoclina, conlleva a que en las capas del fondo se desarrolle un déficit de oxígeno (ver Fig. 3b). Las condiciones hidroquímicas aeróbicas de la bahía, se convierten en anaeróbicas en la mayor parte de la capa del fondo de la cuenca, lo que lleva consigo a 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 disminuye la nubosidad y la humedad del aire, generando un aumento brusco en la intensidad de la radiación fotosintética activa, alcanzando su máximo en enero-febrero. Durante este mismo periodo el caudal del canal del Dique disminuye hasta un $55 \text{ m}^3/\text{s}$, 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 fitoplankton.

Para el periodo seco del año es característica la presencia de los vientos alisios soplando con una velocidad de 10 m/s . Como resultado de su influencia junto con el debilitamiento de la picnoclina, debido a que el caudal del canal disminuye, el intercambio de oxígeno con la atmósfera y el régimen de mezclar aguas por turbulencia entre las capas se aumentan significativamente. De tal forma que el contenido de oxígeno en la capa de fondo se aumenta hasta los valores de $2 - 3 \text{ ml/l}$ (Fig. 3a). Aunque la materia orgánica autóctona se aumenta en la capa superior, el proceso de acumulación de materia orgánica en la capa inferior no ocurre.

El crecimiento de la biomasa del fitoplankton en este periodo se detiene por una insuficiencia de nutrientes en la capa de fotosíntesis. Debido a la mezcla vertical intensiva de las aguas, la biomasa del fitoplankton no se acumula en las capas superficiales como ocurre durante el periodo de lluvias, sino que se redistribuye por toda la columna del agua.

4 CAMBIOS DEL RÉGIMEN HIDROQUÍMICO DE LAS BAHÍAS BAJO LA DISMINUCIÓN DE LOS SÓLIDOS DEL CANAL DEL DIQUE

Con base en el cálculo pronostico de la distribución de los parámetros químico-biológicos de los ecosistemas de las bahías bajo la disminución del aporte de los sólidos del canal y utilizando los campos simulados de la transparencia en las aguas de las bahías, se han simulado las tres situaciones (actual, 50 y 90 % de eliminación de los sólidos), mencionadas anteriormente.

La información sobre los nutrientes en las aguas del canal fue establecida según los datos de observaciones hidroquímicas del CIOH (1996-1998) en el punto Pasacaballos y fue asumida igual a la salida del canal en la bahía de Barbacoas.

La simulación de las alternativas se demuestra en las Figuras 4-9. En estos cálculos, la absorción del oxígeno por los sedimentos del fondo se corrigió (ver Fig. 5 y 8), teniendo en cuenta el cambio del flujo de la sustancia orgánica a los sedimentos del fondo, debido a que la redeterminación del funcional $f(x, y) = F_{org}^{new}(x, y) / F_{med}^{act}$, en donde F_{med}^{act} - es el flujo de la sustancia orgánica en la situación pronosticada.

La simulación mostró que el aumento de la transparencia en las aguas de las bahías bajo la conservación del mismo nivel de los nutrientes, está causando el incremento de la productividad de fitoplankton en la capa fotica de las bahías. La productividad del bacteriplankton también se aumenta, debido al incremento de la concentración de materia orgánica autóctona en las aguas de la bahía.

Como resultado, se aumentará la cantidad de la materia orgánica, la cual se depositará en el fondo de las bahías. En el caso pronosticado se aumentarán pronunciadamente las zonas del contenido mínimo de oxígeno en las capas inferiores, observadas en la situación actual de la época húmeda.

Las razones de los mínimos del oxígeno en las capas del fondo en las bahías durante la época húmeda del año son: un intercambio débil de sustancias y gases, gracias a los vientos débiles y la formación de una picnoclina superficial por las aguas dulces del canal. Como resultado, los nutrientes, aportados por el canal, se distribuyen dentro de las capas superficiales de las bahías, las cuales simultáneamente son las fóticas. El contenido de los nutrientes en las aguas del canal es significativamente alto en comparación con las aguas costeras del mar, es decir, el canal se considera como una gran fuente de nutrientes.

La suspensión mineral, aportada por el canal, disminuye significativamente la transparencia en las aguas de las bahías y, entonces, se limita la productividad primaria de la materia orgánica, aumentando la importancia del papel hidrodinámico de dilución de las aguas de las bahías por las marinas. Si se genera un aumento de la transparencia eliminando una parte de los sólidos suspendidos en el canal, la situación empeorará, se gastará una cantidad adicional del oxígeno disuelto en la capa del fondo para la oxidación de la materia orgánica muerta en dicha capa y en los sedimentos.

El mejoramiento del régimen de oxígeno en las bahías es posible efectuarlo con las siguientes obras:

- (i) La limitación del aporte del canal del Dique hacia las bahías.
- (ii) La limitación de los nutrientes y la materia orgánica muerta en las aguas del canal.

Debido a que la bahía de Cartagena es valiosa para la ciudad por los fines recreativos en comparación con la bahía de Barbacoas, entonces sería válido sacrificar (en cierto sentido) la calidad de las aguas de la última con el beneficio de la primera, limitando el aporte de las aguas en el brazo de Pasacaballos. Sin em-

bargo, lo más óptimo para ambas bahías es la alternativa de cerrar los caños de Pasacaballos, Lequerica y Matunilla, complementando con el dragado de la Boca Cerrada y el caño Correa, los cuales no vierten sus aguas a un área semi-limitada con un intercambio débil, sino hacia el mar abierto. Los resultados de simulación de esta alternativa para la bahía de Barbacoas sin eliminación de los sólidos suspendidos están presentados en las Figura 10.

Un método común de eliminación de los nutrientes en las aguas contaminadas es la creación de estanques biológicos, donde los nutrientes bajo condiciones controladas de maricultura, son asimilados por las microalgas y algas (macrofitas), las cuales luego se extraen artificialmente. Para las aguas contaminadas del río Magdalena, sería posible utilizar el sistema natural de las ciénagas del canal del Dique, que equivale a los estanques biológicos descritos anteriormente. Con este fin, sería necesario dirigir por este sistema lagunar la mayor parte de las aguas del canal, conectándolo previamente entre sí. Sin embargo, se debe tener en cuenta, el conocimiento exacto del volumen de asimilación de cada cuenca con respecto a los nutrientes, para evitar su eutrofización y como consecuencia, el déficit del oxígeno en la capa del fondo. De todas formas, se requiere un estudio detallado de los impactos secundarios de esta obra en el sistema lagunar. Asimismo, existe otra alternativa: la extracción directa de la biomasa de las cuencas para evitar la acumulación de la materia orgánica en los sedimentos del fondo.

Adicional a las medidas de limitación de los nutrientes en las aguas del canal, sería posible considerar la eliminación de las descargas de las aguas servidas y ejercer control en el uso de abonos en los campos agrícolas cuyos excedentes llegan al canal por escorrentia.

En las costas de la bahía de Cartagena se encuentran ubicadas aproximadamente 29 fuentes industriales y 17 domésticas de contaminación, las cuales aportan nutrientes al medio marino de ésta. Estas fuentes tienen un caudal integral de $1.42 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{día}$, que 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 oxidable. Para el caso de estudio se simuló la situación actual con el empleo de un campo real de transparencia, obtenido por los datos de las observaciones en el periodo húmedo del año, y una situación de pronóstico en la cual se examina la alternativa de cerrar el canal del Dique en el punto de Pasacaballos y un incremento de la transparencia de las aguas de la bahía de 6 metros en toda su extensión.

Los resultados de cálculo demostraron, que al cerrar el brazo de Pasacaballos (Figura 11) no resolverá el problema de eutrofificación en la bahía de Cartagena y no se elimina el déficit del oxígeno en la capa del fondo, por lo menos durante la época húmeda, debido a que el aporte de los nutrientes y la materia orgánica muerta por las fuentes industriales y domésticas es suficiente para mantener un alto nivel de la productividad del fito- y bacteriplancton. Por esta razón, una etapa preliminar, antes de cerrar el brazo Pasacaballos, será la eliminación de estas fuentes de contaminación.

5 CONCLUSIONES

Los mínimos del oxígeno en las capas del fondo en las bahías durante la época húmeda del año se deben a un intercambio débil de las sustancias y gases, debido a los vientos débiles y la formación (por las aguas dulces del canal) de una picnoclina superficial. Lo que da como resultado, que los nutrientes, aportados por el canal, se distribuyan dentro de las capas superficiales de las bahías, las cuales simultáneamente son las fóticas.

La suspensión mineral, que aporta el canal, disminuye significativamente la transparencia en las aguas de las bahías y, entonces, limita la productividad primaria de la materia orgánica, siendo muy importante el papel hidrodinámico de dilución de las aguas de las Bahías con las marinas.

El aumento de la transparencia de las aguas de las bahías por la eliminación de los sólidos

aportados y conservación del mismo nivel de nutrientes en las aguas del canal, aumenta y amplia las zonas del déficit del oxígeno en las capas inferiores debido al aumento de la materia orgánica muerta en las aguas y en los sedimentos en las bahías.

El régimen de oxígeno en las bahías se puede mejorar si es posible efectuar lo siguiente:

- (i) Eliminación de las fuentes industriales y domésticas de la bahía, como una etapa preliminar, antes de interrumpir el flujo constante de los sólidos suspendidos del brazo Pasacaballos.
- (ii) Limitación del aporte de sedimentos del canal del Dique hacia las bahías. Lo más óptimo es la alternativa de cerrar los caños Pasacaballos, Lequerica y Matunilla y el dragado de la Boca Cerrada y el caño Correa, los cuales no vierten sus aguas a un área semilimitada con un intercambio débil, sino hacia el mar abierto. El pretender cerrar el brazo Pasacaballos, teniendo en cuenta su importancia para la navegación, podría significar la construcción de esclusas para permitir el paso de embarcaciones y disminuir el aporte de las aguas del canal simultáneamente.
- (iii) Limitación de los nutrientes y la materia orgánica muerta en las aguas del canal. Para las aguas contaminadas del río Magdalena, sería posible utilizar el sistema natural de las ciénagas del canal del Dique (simulando los estanques biológicos); con este fin, la mayor parte de las aguas del canal se podrían dirigir por este sistema lagunar, conectándolo previamente entre sí.

REFERENCIAS

- Boris, J.P. y Book, D.L. *Methods Comput. Phys.*, 16, 85-129. 1976.
 Hess, K.W. *MECCA Programs Documentation*. NOAA Technical Report NESDIS 46, Washington, D.C. 1989.
 Lonin, S.A. *Modelo Hidrodinámico del CIOH y Cálculo de Transparencia para la Bahía de Cartagena*. Boletín Científico CIOH, 18, 85-92. 1997.
 Lyakhin, Y. I. *About oxygen exchange intensity between the ocean and the atmosphere*. Oceanología, Vol. 18, N. 6, 1014-1021. 1980. (in Russian)

- Parsons, T.R., Takahashi, M., y Hargrave, H.** Biological oceanographic processes. Oxford, New York, Pergamon Press, 324 p. 1984.
- Tuchkovenko, Y.S., Lonin, S.A. y L.A. Calero. Modelo de eutrofización de la bahía de Cartagena y su aplicación práctica. Boletín Científico CIOH, 19., 1999.
- Sobey, R.J.** Finite-difference schemes compared for wave-deformation characteristics in mathematical modeling of two-dimensional long-wave propagation. U.S. Army Corps of Eng., Coastal Eng. Res. Center Techn. Mem., 32, 29 p., 1970.

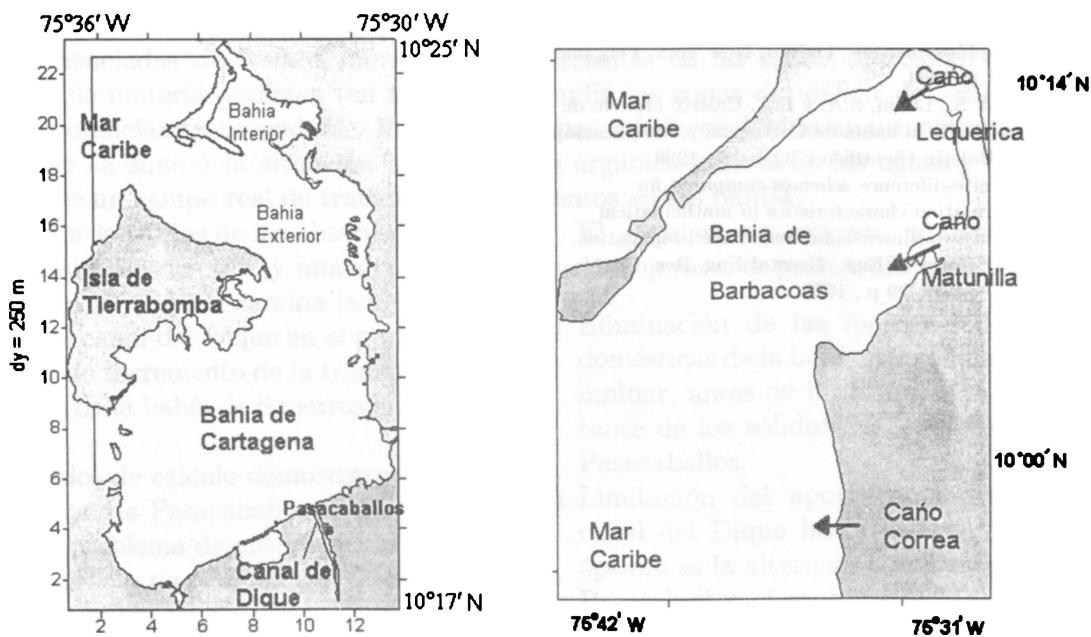


Figura 1. Esquemas de las bahías de Cartagena y Barbacoas.

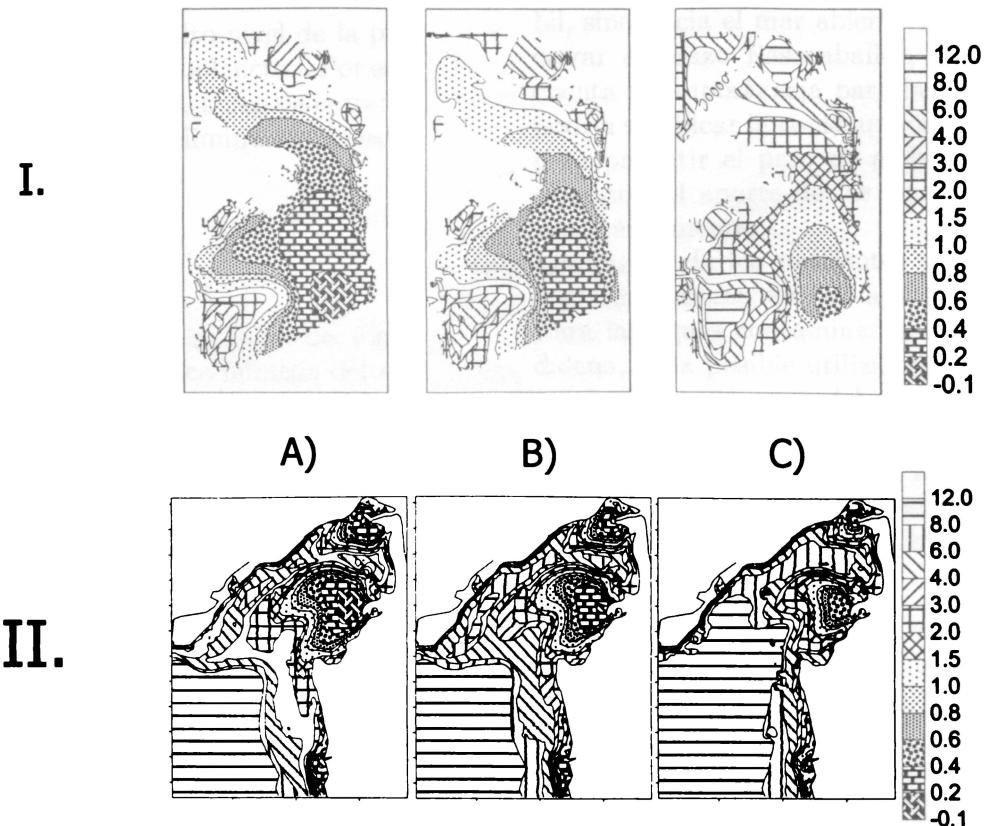


Figura 2. Campos de la transparencia de aguas (en metros) en las Bahías de Cartagena y Barbacoas, relacionada con el aporte de los sólidos por el canal del Dique: a) situación actual; b) alternativa 1: Reducción de los sólidos por un 50 %; c) alternativa 2: Reducción de los sólidos por un 90 %. La época húmeda. Caudal $Q = 230 \text{ m}^3/\text{s}$.

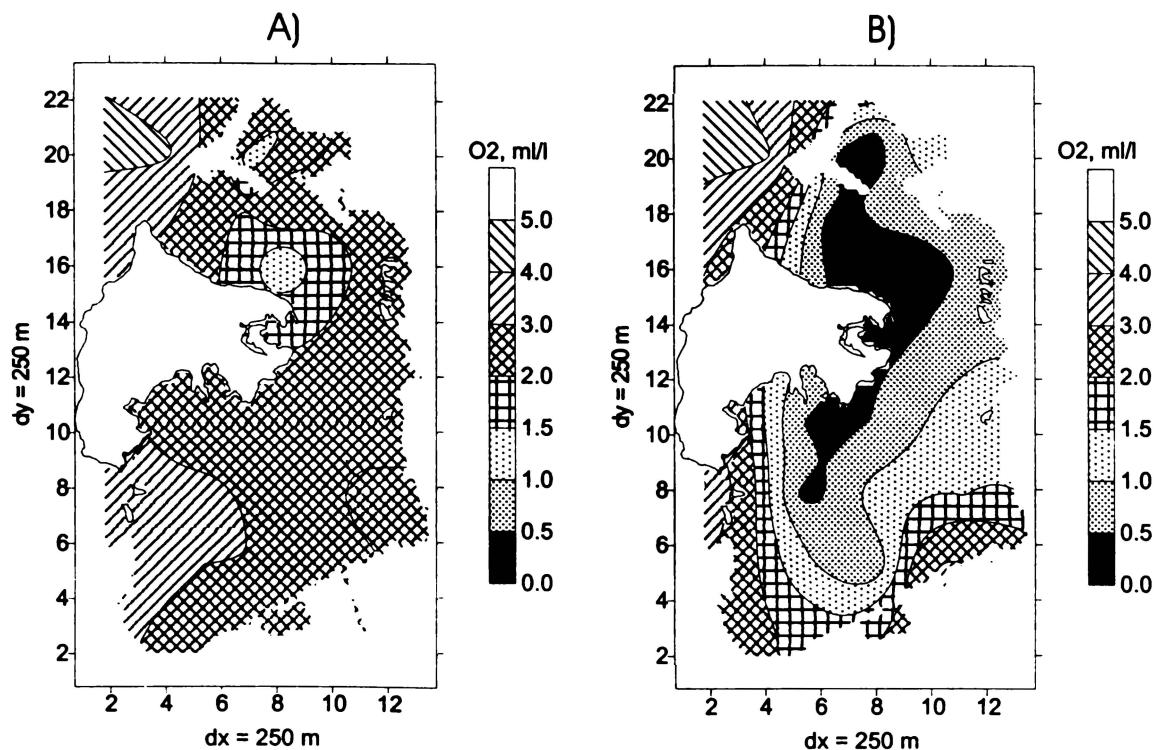


Figura 3. Contenido de oxígeno en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena en las épocas seca (a) y húmeda (b) del año, de acuerdo a los datos del CIOH para los años 1996-1999.

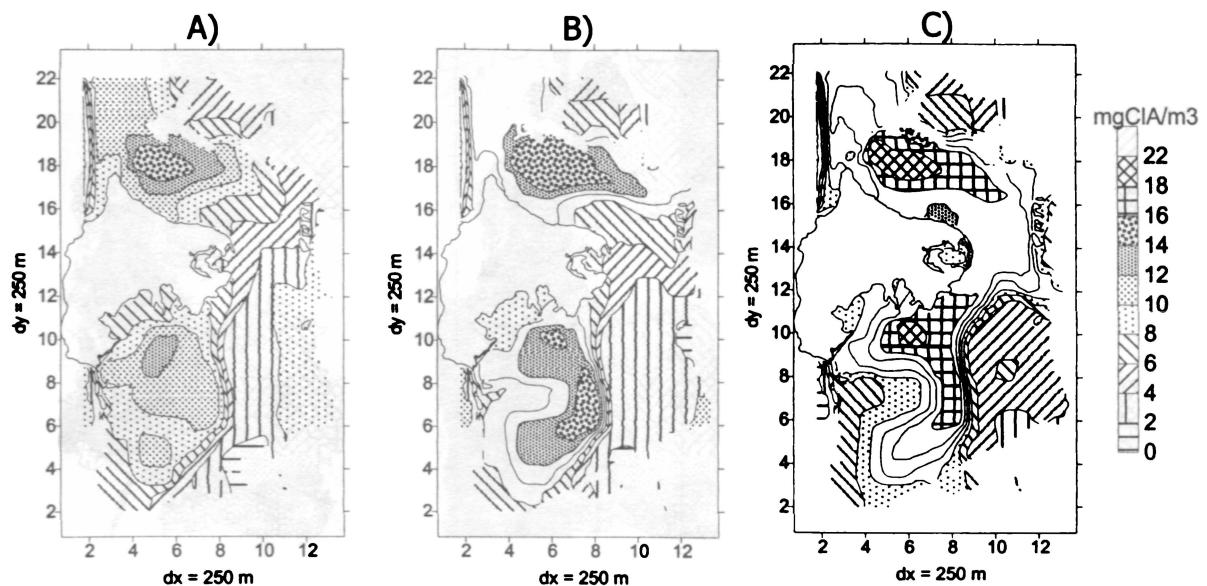


Figura 4. Distribuciones de biomasa de fitoplancton ($\text{mgCl}''/\text{A}''/\text{m}^3$) en la capa superficial de la Bahía de Cartagena, obtenidas por el modelo para la situación actual (a), bajo eliminación de un 50 % (b) y un 90 % (c) de la descarga de los sólidos suspendidos, aportados por el canal del Dique. La época húmeda.

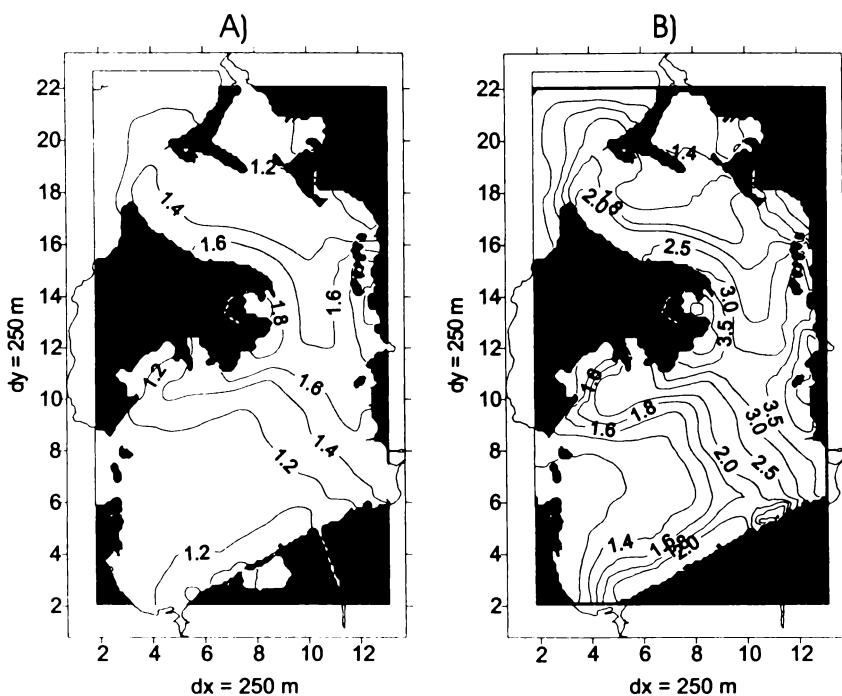


Figura 5. Relación entre los flujos de deposición de la materia orgánica para cada alternativa y la situación actual en la Bahía de Cartagena: a - alternativa de eliminación de un 50 % de la descarga sólida; b - 90 %. La época húmeda.

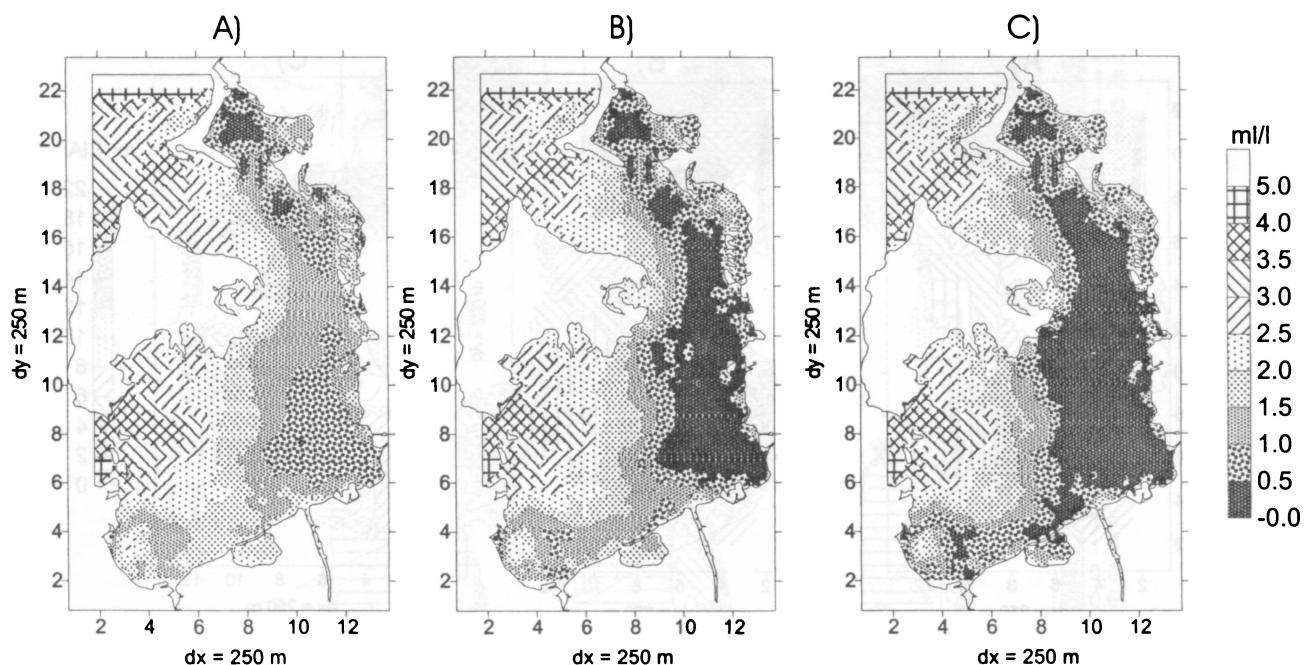


Figura 6. Distribuciones de concentración de oxígeno disuelto (ml/l) en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena, obtenidas por el modelo para la situación actual (a), bajo eliminación de un 50 % (b) y un 90 % (c) de la descarga de los sólidos suspendidos, aportados por el canal del Dique. La época húmeda.

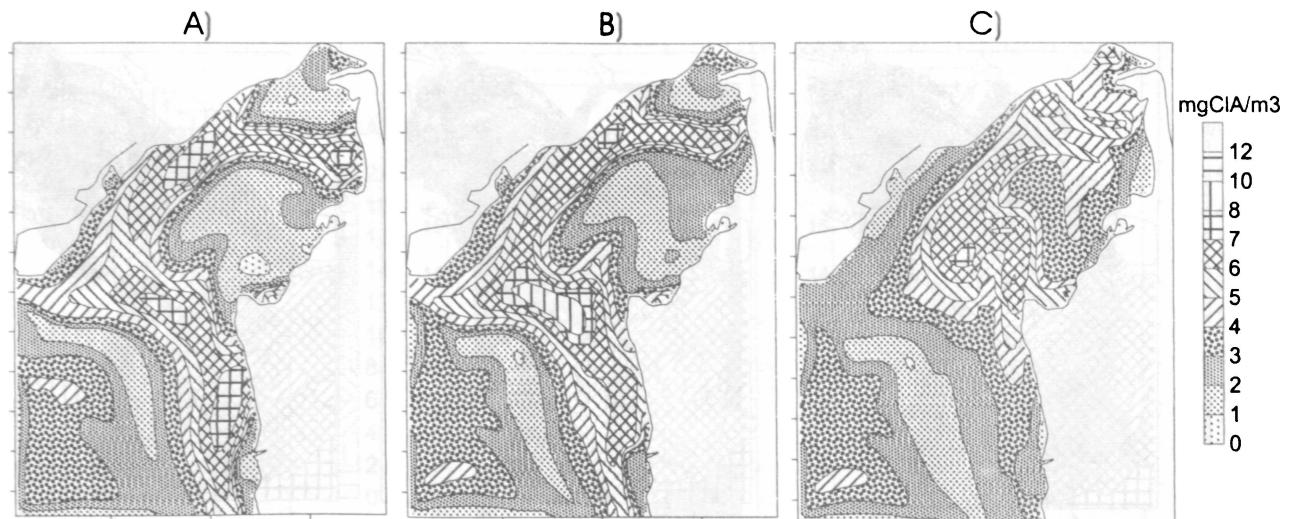


Figura 7. Distribuciones de biomasa de fitoplancton ($\text{mgCl}''\text{A}''/\text{m}^3$) en la capa superficial de la Bahía de Barbacoas, obtenidas por el modelo para la situación actual (a), bajo eliminación de un 50 % (b) y un 90 % (c) de la descarga de los sólidos suspendidos, aportados por el canal del Dique. La época húmeda.

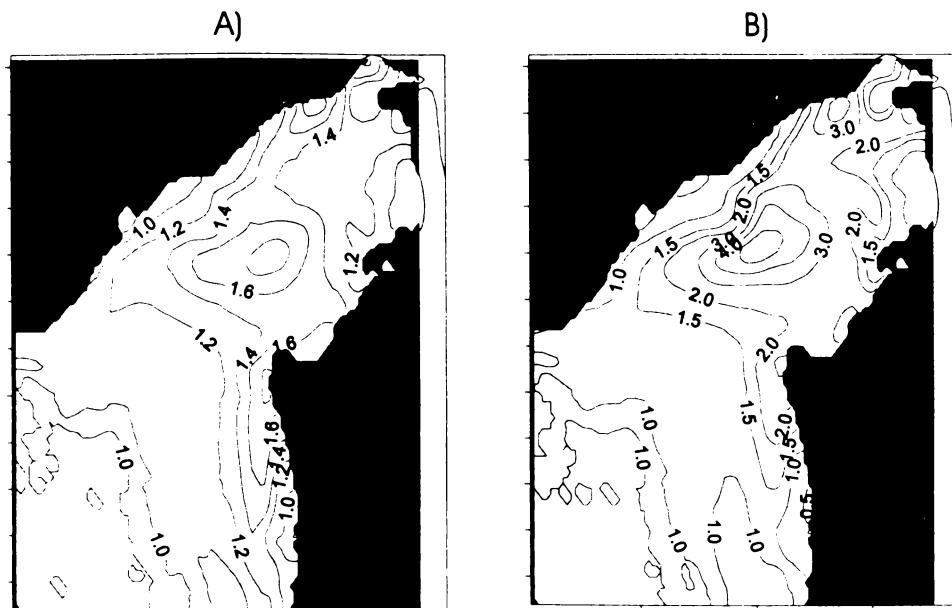


Figura 8. Relación entre los flujos de deposición de la materia orgánica para cada alternativa y la situación actual en la Bahía de Barbacoas: a - alternativa eliminación de un 50 % de la descarga sólida; b - 90 %. La época húmeda.

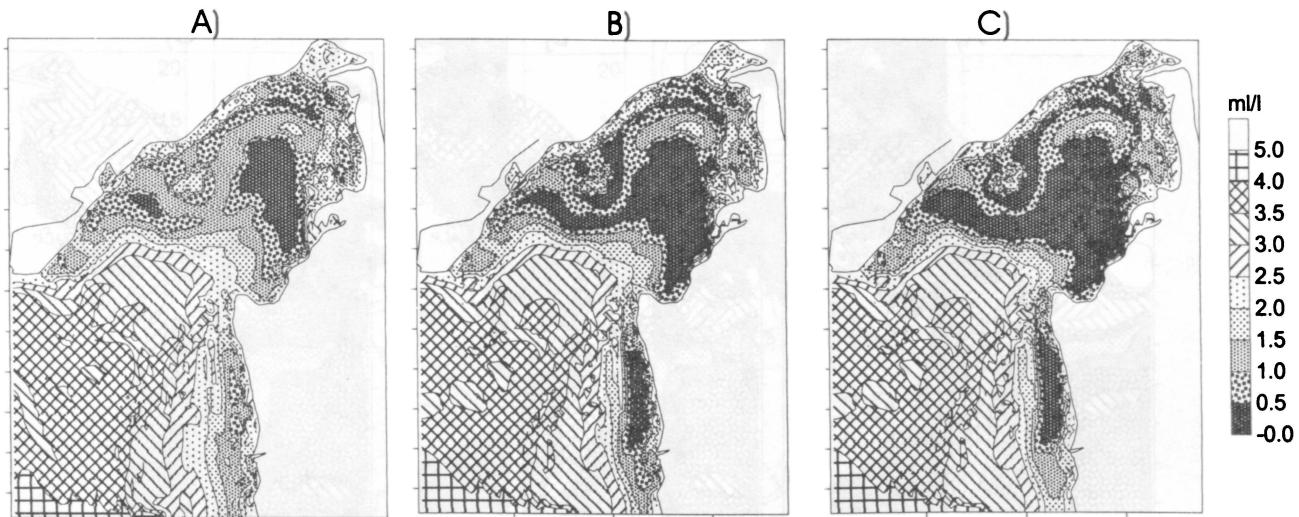


Figura 9. Distribuciones de concentración de oxígeno disuelto (ml/l) en la capa del fondo de la bahía de Barbacoas, obtenidas por el modelo para la situación actual (a), bajo eliminación de un 50 % (b) y un 90 % (c) de la descarga de los sólidos suspendidos, aportados por el canal del Dique. La época húmeda.

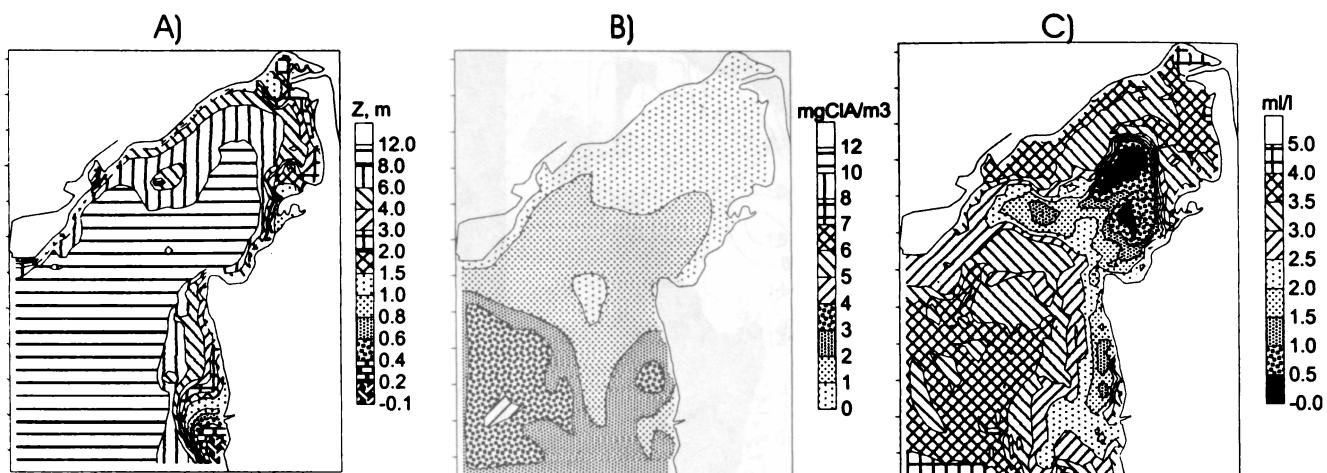


Figura 10. Campo de la transparencia de aguas (en metros) - (a); distribuciones de biomasa de fitoplancton ($\text{mgCl}''\text{A}''/\text{m}^3$) en la capa superficial - (b), concentración de DBO (mgO_2/l) - (c) y oxígeno disuelto (ml/l) - (d) en la capa del fondo de la Bahía de Barbacoas, obtenidas por el modelo para la alternativa de cerramiento de los caños Pasacaballos, Lequerica y Matunilla con el dragado de la Boca Cerrada y el caño Correa. La época húmeda. Caudal del canal Dique $Q = 230 \text{ m}^3/\text{s}$.

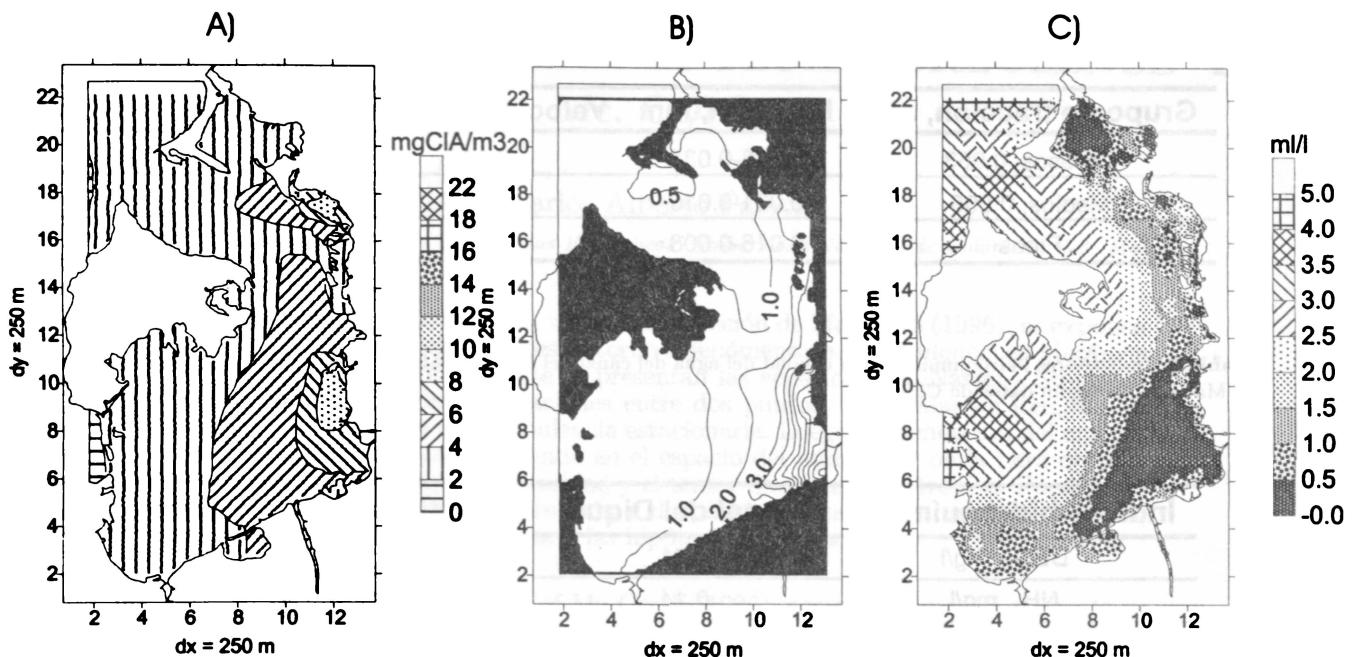


Figura 11. Distribuciones de biomasa de fitoplancton ($\text{mgCl}''\text{A}''/\text{m}^3$) en la capa superficial - (a) y oxígeno disuelto (ml/l) - (c) en la capa del fondo de la Bahía de Cartagena, obtenidas por el modelo para la alternativa de cerramiento del brazo Pasacaballo. Relación entre los flujos de deposición de la materia orgánica para esta alternativa y la situación actual se da en (b).

Tabla 1. Características de los sólidos suspendidos (limos), aportados por el canal del Dique, que afectan la transparencia de aguas en las bahías.

Grupo de fracción, mm	Fracción, mm	Velocidad Wg, m/s	Concentración, mg/L
Gruesos, 0.063	0.066-0.031	3.10-3	130
Medios, 0.005	0.031-0.016	6.10-4	130
Finos	0.016-0.008	4.10-5	130

Tabla 2. Indicadores hidroquímicos de la calidad del agua del canal del Dique, bahía de Cartagena y en la frontera abierta con el Mar Caribe, según datos de CIOH.

Índices hidroquímicos	Canal del 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	5	4.25