

Modelo de Eutroficación para la Ciénaga de Tesca

YURIY S. TUCKOVENKO¹ y LUZ A. CASTRO²

RESUMEN

REl presente estudio plantea un modelo matemático de eutroficación para la Ciénaga de Tesca, el cual tiene suficiente grado de descripción en la totalidad de los procesos de utilización de las formas minerales del nitrógeno y el fósforo en el fitoplancton durante la fotosíntesis y su regeneración mediante la oxidación bioquímica de la materia orgánica con participación del bacterioplancton.

Este modelo encierra siete elementos principales del ecosistema, descritos en la utilización - regeneración de los nutrientes y el régimen de oxígeno en la cuenca como: fitoplancton, materia orgánica muerta inestable, fosfatos, amonio, nitritos, nitratos, oxígeno disuelto, el cual permitirá en un futuro, la evaluación de las alternativas sobre el manejo de la calidad del agua.

Las constantes del modelo han sido probadas y los resultados de su calibración fueron demostrados.

ABSTRACT

The present study propose a mathematical model of eutrophication for the Ciénaga de Tesca coastal lagoon. It accounts accurately for all processes of utilization of nitrogen and phosphorus mineral forms by phytoplankton during the photosynthesis, and their regeneration by means of the biochemical oxidation of the organic matter by bacterioplankton.

The model assembled seven main elements of the ecosystem: phytoplankton, unstable organic dead matter, phosphates, ammonium, nitrites, nitrates and dissolved oxygen; all of them described in the use and regeneration of biogenetic substances and in the oxidation regime of aquatic basins. It will provide alternatives for water quality management in the future. The constants of the model have been tested and results of their calibration are shown.

INTRODUCCIÓN

La Ciénaga de Tesca se encuentra

localizada al noroeste de Cartagena. Posee una forma triangular, estrecha en el norte y amplia en el sur, con una anchura máxima de 4.5 km, una longitud de 7 km aproximadamente y un espejo de agua de 22.5 km². La profundidad media de la cuenca es de ≈ 0.85 m, con un máximo de 1.6 m.

Se comunica con el mar en forma intermitente por la boca ubicada en la Boquilla. Esta se abre hacia los meses de agosto - septiembre, cuando empieza la época de lluvias y se cierra hacia los meses de febrero - marzo, durante la época seca. La hidrología de la Ciénaga se caracteriza por el intercambio intermitente del agua con el mar a través de la Boquilla, por el aporte de agua proveniente de los arroyos de la cuenca y por el balance de la precipitación/evaporación del clima en general.

En la actualidad, por algunos indicadores de la calidad del agua como el DBO y PO₄, la Ciénaga

¹ Ing. Oceanólogo, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Ph.D. E-mail: tuch@cioh.org.co
² Química, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. E-mail: luzangelacastro@yahoo.com

de Tesca se puede calificar como una cuenca fuertemente contaminada (α -mesosaprobio), en la cual se presenta alto grado de contaminación, incluyendo exceso de oxígeno en las capas cercanas a la superficie, ausencia total de oxígeno (anoxia) en las capas cercanas al fondo en las profundidades mayores a 0.8 m.

Las principales fuentes de contaminación, provienen de las aguas servidas de la ciudad de Cartagena, las cuales descargan sus efluentes por medio de canales abiertos y alcantarillas ubicados en la zona sur de la Ciénaga. Existe un vertimiento del 60% de las aguas vertidas domésticas de la ciudad de Cartagena sin ningún tipo de tratamiento.

El objetivo del presente trabajo consiste en la realización de un modelo matemático, basado en la información conocida, realizando una adecuada descripción del régimen químico - biológico de la Ciénaga de Tesca, con el fin de que sirva como herramienta para el manejo de la calidad de sus aguas.

DESCRIPCION DE LAS BASES TEORICAS

El modelo matemático presentado es un modelo de eutroficación del ecosistema, el cual describe detalladamente los procesos de utilización de las formas minerales del nitrógeno y el fósforo en el fitoplancton durante la fotosíntesis

y su regeneración mediante la oxidación bioquímica de la materia orgánica con participación del bacterioplancton.

Se supone que el ciclo del nitrógeno y el fósforo en el componente biótico del ecosistema se encierra en el nivel del fitoplancton y los procesos de la regeneración de sus formas minerales se describen en las ecuaciones cinéticas de reacción de primer orden (la intensidad de estos procesos es directamente proporcional a la concentración del sustrato y no depende de la biomasa de las bacterias).

Esta hipótesis es correcta para ecosistemas marinos eutróficos e hipertróficos, donde el bacterioplancton está adaptado a la alta concentración del sustrato orgánico, y la cadena trófica es lo suficientemente corta. La estructura del modelo propuesta en su totalidad corresponde a los datos de mediciones.

El modelo contiene siete elementos principales del ecosistema, descritos en la utilización - regeneración de las sustancias biogénicas en el ecosistema y el régimen de oxígeno en la cuenca: fitoplancton - f_f , la materia orgánica muerta inestable - org, fosfatos - PO_{4f} , amonio - NH_{4f} , nitritos - NO_{2f} , nitratos - NO_{3f} , oxígeno disuelto - O_2 .

A continuación se describe las ecuaciones básicas del balance en el bloque químico - biológico del modelo.

Fitoplancton, B_f , [$mgC\ m^{-3}$]:

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

Aquí, B_f - biomasa del fitoplancton; t - tiempo en horas; γ_f - parte de la productividad del fitoplancton, dirigida al abastecimiento de su actividad vital (respiración); μ_f - velocidad específica de mortalidad del fitoplancton, [h^{-1}]; W_{gf} - velocidad gravitacional de deposición de las algas [$m\ h^{-1}$]; σ_f - velocidad específica de crecimiento del fitoplancton, [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_{PO4} . La magnitud σ_f se calcula de la siguiente manera:

$$\sigma_f = V_f^{max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO4}) \quad (2)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{H} \int_0^H f_z(I_z) dz = \frac{2.718}{H\alpha} \times [\exp(-R_H) - \exp(-R_0)] \quad (2a)$$

$$R_0 = \frac{I_0}{I_{opt}}, R_H = R_0 \exp(-\alpha H).$$

$$f_z(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right), \quad I_z = I_0 \exp(-\alpha z), \quad (2b)$$

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

$$C_N = C_{NH4} + C_{NO3} \quad (2c)$$



V_j^{max} - velocidad máxima específica del crecimiento del fitoplancton, $[h^{-1}]$; $C_{PO4}, C_{NH4}, C_{NO3}$ - contenido en el agua de fósforo de fosfatos, nitrógeno del amonio y nitratos, respectivamente $[mg\ l^{-1}]$; I_0 - flujo de la radiación solar fotosintético, 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 , $[W\ m^{-2}]$; α - coeficiente de debilitamiento de la luminosidad con la profundidad, $[m^{-1}]$; Ck_N, Ck_{PO4} - constante de semisaturación (Mijael - Menten) de la intensidad del proceso de utilización del fitoplancton de las formas minerales del nitrógeno y el fósforo $[mg\ l^{-1}]$.

La materia orgánica muerta: B_{org} , $[mgO_2\ l^{-1}]$, se considera en el modelo como el equivalente de oxígeno del contenido total en el agua de los compuestos orgánicos (detritus + materia orgánica disuelta), obedece a la oxidación bioquímica. Con el fin de distinguir la materia autóctona B_{org}^{av} y la antropogénica B_{org}^{ant} en el compuesto total, estos componentes se están considerando a parte en el modelo.

$$B_{org} = B_{org}^{av} + B_{org}^{ant} \quad (3)$$

$$\frac{dB_{org}^{av}}{dt} = (\sigma_f \sigma_j (I, C_{PO4}, C_N) + \eta u_f) \beta_f \beta_{O2} \beta_{m3} L - K_{DBO} \epsilon_{ing} B_{org}^{av} \quad (3a)$$

$$\frac{dB_{org}^{ant}}{dt} = -K_{DBO} \epsilon_{ing} B_{org}^{ant} + Q_{org}^{ant} \quad (3b)$$

donde, K_{DBO} - velocidad específica de la oxidación bioquímica de la materia orgánica, $[h^{-1}]$; η - parte inestable en la materia orgánica

muerta; β_{O2} - coeficiente de traspaso de mgC a mgO_2 , $[mgO_2\ mgC^{-1}]$; B_{org}^{ant} - ingreso de la materia orgánica autóctona por las fuentes antropogénicas, $[mgO_2\ l^{-1}\ h^{-1}]$; ϵ_{ing} - 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 ($0 < \epsilon_{ing} < 1$), se calcula por la formula:

$$\epsilon_{ing} = \frac{C_{O2}}{C_{O2} + Ck_{O2}}$$

donde Ck_{O2} - constante de semisaturación del proceso $[mg\ l^{-1}]$, se toma igual al 15% de la concentración de saturación del oxígeno.

Fósforo de fosfatos, C_{PO4} , $[mg\ l^{-1}]$. Se consume en el proceso de producción primaria de la materia orgánica por el fitoplancton y se regenera en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica con la participación de bacterias. En condiciones aeróbicas los fosfatos pueden formar compuestos insolubles, por ejemplo con el Fe, y se depone en los sedimentos del fondo. En condiciones anaerobias el proceso cambia su dirección y ocurre el regreso de los fosfatos de los sedimentos al agua.

$$\frac{dC_{PO4}}{dt} = -\sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) \beta_f \beta_{O2} \beta_{m3} L + K_{DBO} \epsilon_{ing} (B_{org}^{av} \beta_{PjO2} + B_{org}^{ant} \beta_{PjO2}) + Q_{PO4}^{ant} \pm Q_{PO4}^{sed} \quad (4)$$

Aquí, β_{Pj} - coeficientes estequiométricos del paso de mgC a mgP para la materia orgánica

autóctona $[mgP\ mgC^{-1}]$; $\beta_{PjO2}, \beta_{PjO2}^{ant}$ - coeficientes de cálculo de mgO_2 en mgP para la materia orgánica autóctona B_{org}^{av} y antropogénica B_{org}^{ant} , $[mgP\ mgO_2^{-1}]$; Q_{PO4}^{ant} - ingreso de los fosfatos de las fuentes antropogénicas, $[mgP\ l^{-1}\ h^{-1}]$; Q_{PO4}^{sed} - velocidad de variación de la concentración de los fosfatos por acción del intercambio con el fondo, $[mgP\ l^{-1}\ h^{-1}]$.

Nitrógeno amoniacal, C_{NH4} , $[mg\ l^{-1}]$. En el consumo del fitoplancton esta fórmula es preferible dentro de las formas minerales del nitrógeno. A parte de esto, la disminución del amonio en el agua se realiza por acción del proceso de nitrificación. El contenido de amonio en el agua se completa por acción de los procesos de amonización de la materia orgánica muerta en el paso a su oxidación bioquímica e intercambio con los sedimentos del fondo. A diferencia de los fosfatos, el ingreso del amonio de los sedimentos del fondo se presenta tanto en las condiciones aeróbicas, como en las anaeróbicas.

$$\frac{dC_{NH4}}{dt} = -\chi \sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) \beta_f \beta_{Nj} \beta_{m3} L - v_{N1} C_{NH4} \epsilon_{ing} + K_{DBO} \epsilon_{ing} (\beta_{NjO2} B_{org}^{av} + \beta_{NjO2}^{ant} B_{org}^{ant}) + Q_{NH4}^{ant} + Q_{NH4}^{sed} \quad (5)$$

donde, v_{N1} - velocidad específica de la primera etapa de nitrificación, $[h^{-1}]$; β_{Nj} - coeficiente estequiométrico del paso de mgC a mgN para la materia orgánica autóctona B_{org}^{av} , $[mgN\ mgC^{-1}]$; β_{NjO2} - coeficiente de recálculo de

mgO₂ a mgN para la materia orgánica autoctona B_{org}^{av} y antropogénica B_{org}^{av} [mgN mgO₂⁻¹], $Q_{NH_4}^{ant}$ - ingreso de amonio de las fuentes antropogénicas, [mgN l⁻¹h⁻¹]; $Q_{NH_4}^{sed}$ - velocidad de variación de la concentración de amonio por acción del intercambio con el fondo, [mgN l⁻¹h⁻¹]; χ - parte del nitrógeno mineral, consumido por el fitoplancton en forma de amonio

$$\chi = \frac{C_{NH_4} \phi}{\phi C_{NH_4} + (1 - \phi) C_{NO_3}}$$

ϕ - coeficiente de preferencia de asimilación del amonio por el fitoplancton en relación con los nitratos.

Nitrógeno de los nitritos, C_{NO_2} , [mg l⁻¹]. Es la forma intermedia del nitrógeno mineral en el proceso de nitrificación. Se supone, que la variabilidad del contenido de nitritos en el agua se determina por la correlación de las velocidades de la primera y la segunda estadía de nitrificación.

$$\frac{dC_{NO_2}}{dt} = \epsilon_{ing} (v_{N1} C_{NH_4} - v_{N2} C_{NO_2}), \quad (6)$$

donde, v_{N2} - velocidad específica de la segunda estadía de nitrificación, [h⁻¹].

Nitrógeno de los nitratos, C_{NO_3} , [mg l⁻¹]. Producto final del proceso de nitrificación del nitrógeno mineral considerado como la forma más estable.

En un medio marino aerobio, el

contenido de nitratos se determina por su intensiva absorción del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y la acumulación por acción de la nitrificación. En condiciones marinas anaerobias los nitratos se reducen hasta el nitrógeno molecular (proceso de desnitrificación).

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = v_M \epsilon_{ing} C_{NO_2} - (1 - \chi) \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) \times \\ \times B_f \beta_{N/C} \beta_{m^3/L} - v_{DN} C_{NO_3} \quad (7)$$

Aquí, 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 constantemente es menor de 1.0 mg l⁻¹.

Oxígeno disuelto, C_{O_2} , [mg l⁻¹]. La dinámica del oxígeno disuelto en el medio marino se determina por la intensidad de los procesos de la fotosíntesis, intercambio de oxígeno con la atmósfera, consumo de oxígeno por la oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta inestable y la nitrificación en el agua y los sedimentos:

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = \beta_{O_2/C} \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{m^3/L} - \\ - \epsilon_{org} (K_{DBO} B_{org} + \beta_{O_2/N1} v_{N1} C_{NH_4} + \\ + \beta_{O_2/N2} v_{N2} C_{NO_2}) - Q_{O_2}^{ant} - \\ - (Q_{O_2}^{bot} \pm Q_{O_2}^{atm}) \beta_{m^3/L} / H \quad (8)$$

donde, $\beta_{O_2/C}$ - coeficiente de recuento de la producción primaria en unidades de oxígeno, [mgO₂ mgC⁻¹]; $\beta_{O_2/N1}$, $\beta_{O_2/N2}$ - equivalentes de oxígeno de la primera y segunda estadías de nitrificación,

[mgO₂ mgN⁻¹]; $Q_{O_2}^{bot}$ - absorción del oxígeno en sedimentos del fondo de una unidad de volumen de agua, como resultado de los procesos de oxidación bioquímica y nitrificación [mgO₂ m⁻² h⁻¹]; $Q_{O_2}^{ant}$ - velocidad de disminución del contenido de oxígeno en el volumen unitario de agua por acción de la mezcla con aguas contaminadas, que no contienen oxígeno, [mgO₂ l⁻¹ h⁻¹]; $Q_{O_2}^{atm}$ - flujo de oxígeno por el intercambio de gases con la atmósfera, [mgO₂ m⁻² h⁻¹].

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

$$Q_{O_2}^{bot} = a(C_{O_2})^b, \quad (9)$$

donde, $[Q_{O_2}^{bot}] = \text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, $[C_{O_2}] = \text{mg l}^{-1}$, $a = \text{const}$ y $b = 0.66$ - coeficientes empíricos.

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

$$Q_{O_2}^{atm} = \gamma_{e,i} n_T n_t (C_{O_2}^S - C_{O_2}), \quad (10)$$

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

coeficiente integral de viento:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27w^2, & \text{para } w \leq 8 \\ -7.4 + 0.4w^2, & \text{para } w > 8 \end{cases} \quad (11)$$

w- velocidad de viento, [m s⁻¹];
C_{o2}^s - saturación (con T° y S dadas)
de la concentración del oxígeno
[mg l⁻¹]; γ_{ie} - coeficiente de
invasión (evasión);

De acuerdo con (GOIN, 1975):

$$C_{o2}^s = A_1 + A_2(100/T) + A_3 \ln(T/100) + A_4((T/100) + S(B_1 + B_2(T/100) + B_3(T/100)^2)) \quad (12)$$

Donde, [C_{o2}^s] = ml l⁻¹, [T] = °C,
A₁ = -173.4292,
A₂ = 249.6369,
A₃ = 143.3483,
A₄ = -21.8492,
B₁ = -0.033096,
B₂ = 0.014259,
B₃ = -0.001700.

Sobre la base de la ecuación (8),
la magnitud de DBO_{5t}, obtenida
por el modelo, se puede describir
por la siguiente formula:

$$DBO_5 = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^{24} \epsilon_{orig} (K_{DBO} B_{org} + \beta_{O2/N} V_{N1} C_{NH4} + V_{N2} \beta_{O2/N2} C_{NO2}) \quad (13)$$

ESTIMACION PRELIMINAR DE LOS PARAMETROS DEL MODELO

La estimación, se realizó con base en los datos de fuentes bibliográficas sobre los valores típicos de los parámetros del modelo en condiciones cercanas

a las medidas en la Ciénaga de Tesca.

Seguidamente se muestra las principales fórmulas empíricas que se obtuvieron por los diferentes autores:

Fitoplancton

a) Velocidad específica máxima del crecimiento de las algas V_f^{max} (dia⁻¹), puede ser estimada por datos sobre temperatura del agua T (la cual se supone ≈ 30°C) o sobre el volumen típico de células del fitoplancton W_f. A continuación se presentan las principales expresiones:

- 1) V_f^{max} = ab^{cT}, donde a=0.6 dia⁻¹, b=1.066, c=1.0 °C⁻¹, (Sarmiento et al., 1993).
V_{f,T=30}^{max} ≈ 4 dia⁻¹.
- 2) V_f^{max} = exp(0.0633T-0.428), (Eppley, 1972),
V_{f,T=30}^{max} ≈ 4.3 dia⁻¹.
- 3) V_f^{max} = 1.5 exp(0.0725T-1.135) (LGMI, 1979),
V_{f,T=30}^{max} ≈ 4.2 dia⁻¹.

No se tiene conocimiento sobre los volúmenes típicos de las células del fitoplancton, para la cuenca investigada. Sin embargo, según INBUM (1991), una de las consecuencias de la eutroficación es la disminución del tamaño de la célula hasta unidades de μm. Teniendo en cuenta el carácter hipertrófico de la

cuenca, se obtiene que el tamaño típico de la célula del fitoplancton ≈ 10 μm (W_f ≈ 520 μm³)

Según Finenko (1983), IOAN (1989),

$$V_f^{max} = 10^{\frac{n}{3.32}} - 1, \quad ; \quad n = \text{foto}/t_f$$

t_f = 3.28W_f^{0.13}, donde n - número de división de la célula por día; foto - fotoperiodo (≈ 12 h), t_f - tiempo característico de duplicación de las células, [h]; W_f - volumen de las células, [μm³]. V_{f,20}^{max} = 2.1 dia⁻¹ (con T de los experimentos ≈ 18-20°C). Para T in situ del agua ≈ 30°C, V_f^{max} = V_{f,20}^{max} 1.066^{T-20} ≈ 4 dia⁻¹.

Gutelmager et al., (1980), proponen la relación del tipo V_f^{max} = 11.23W_f^{-0.266}, obtenida por los datos de investigaciones en el Mar Negro para temperatura del agua que varía desde 16 hasta 18°C. Para T ≈ 30°C, V_{f,T=30}^{max} ≈ 4.9 dia⁻¹.

b) El análisis de las diferentes fuentes bibliográficas (Parsons, Takahashi, 1984; LGMI, 1979; Raymon, 1983; IOAN, 1977; INBUM, 1991) demostró, que para el fitoplancton en las cuencas marinas costeras, expuestas a la eutroficación, el valor típico de la constante de semisaturación, como regla, se encuentra en los limites: C_{kN} ≈ 14 a 50 μg N l⁻¹, C_{kPO4} ≈ 4.5 a 15.5 μg P l⁻¹.

Estos valores corresponden a la información de Ouens, (1977) que el contenido de las formas minerales del nitrógeno y del fósforo en el agua sobre el nivel de $100 \mu\text{gN l}^{-1}$ y $20 \mu\text{gP l}^{-1}$, respectivamente, es suficiente para el desarrollo óptimo de muchas plantas acuáticas.

Considerando que las algas son capaces de adaptarse a las condiciones de habitabilidad, los valores de las constantes de semisaturación que entran en el modelo, deben determinarse en la marcha de la calibración del modelo, basándose en los datos de las observaciones de campo. Además, los valores presentados se utilizan en calidad de datos básicos.

- c) Las magnitudes lúminicas críticas y óptimas para la fotosíntesis, son diferentes para cada tipo de algas y dependen de las condiciones de su hábitat, así tiene lugar la adaptación de las algas a condiciones de iluminación.

En los modelos de productividad primaria se utilizan dos variantes de descripción de la influencia por la iluminación en la fotosíntesis del fitoplancton -con la inhibición y sin la inhibición de la fotosíntesis. Respectivamente, se utilizan dos características diferentes de iluminación: I_k - iluminación correspondiente al comienzo

de la saturación para la fotosíntesis, I_{opt} - iluminación, mediante la cual la velocidad de fotosíntesis es máxima. Las curvas de dependencias entre la velocidad de fotosíntesis y la luminosidad, con la utilización de las magnitudes I_k y I_{opt} , son adecuadas, si $I_{opt}^c = 2.718 I_k$. Esta magnitud I_{opt} debe tomarse como límite superior, mediante el cual la inhibición de la fotosíntesis por la abundante luminosidad prácticamente desaparece y tiene lugar solo la saturación. De esta forma, el valor real de I_{opt} se encuentra en los límites de $I_k < I_{opt} \leq I_{opt}^c$. Los datos de las investigaciones de (IOAN, 1977; Cobelients-Mishke, 1983) atestiguan que el óptimo de iluminación para la fotosíntesis del fitoplancton (en el intervalo de la radiación fotosintética activa) en las capas superiores de la zona eufótica del océano conforma el 0.03 a $0.15 \text{ cal cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ o 30 a $100 \text{ cal cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (30 a 100 Wm^{-2}). En unidades relativas, el óptimo de luz está generalmente en el intervalo de 20 al 50 % del valor medio de la radiación fotosintética activa que llega sobre la superficie del mar.

Según los datos de experimentos de laboratorio con los cultivos de algas, fue establecido que para la mayoría de las especies, el límite de la intensidad de luz (I_k) hasta que la tasa de crecimiento de algas

aumente proporcionalmente a la luz, esta en el intervalo de 0.05 hasta $0.25 \text{ cal cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (35 hasta 174 W m^{-2}) (Parsons, Takahashi, 1984; Finenko, 1983). En la bibliografía se encuentra mas frecuente la magnitud de $I_k \approx 0.1 \text{ cal cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (70 W m^{-2}), tomándose como el valor básico para el fitoplancton, con el propósito de calibrar el modelo. Al observar por separado los grupos sistemáticos de algas, se establece que la mayor necesidad de valores altos de iluminación son para los dinoflagelados y la menor para las algas verdes (azul-verdosos), mientras que las diatomeas ocupan una posición intermedia:

Permanencia sistemática de las algas	I_{opt} cal $\text{cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$, [Wm^{-2}] (Parsons, Takahashi, 1984; Finenko, 1983; LGMI, 1979)
Verdes	0.026/0.049 (18/34)
Diatomeas	0.066/0.12 (46/84)
Dinoflagelados	0.16/0.20 (112/140)

Permanencia sistemática de las algas	Rango de Saturación, I_{opt} cal $\text{cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$, [Wm^{-2}] (LGMI, 1979)
Verdes	0.06/0.09 (46/63)
Diatomeas	0.12/0.24 (84/167)
Dinoflagelados	0.3/0.36 (209/251)

Según Ryther (1956), la iluminación óptima I_{opt} para todos los grupos de algas es aproximadamente de $0.066 \text{ cal cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (46 W m^{-2}) mayor a la intensidad de saturación I_k (Parsons, Takahashi, 1984).

De la generalidad de la información se puede constatar, que el valor óptimo de la iluminación I_{opt} el cual es típico para el océano, se encuentra en el intervalo de 70 a 130 $W m^{-2}$

- d) La velocidad gravitacional de deposición de las algas en el agua de mar se puede estimar sobre la base de la ley de Stocks:

$$w_{gf} = \frac{g(\rho_f - \rho_w)d^2}{18\mu\rho_w} \quad (14)$$

Donde, ρ_f - densidad del fitoplancton (≈ 1050 a 1150 kg m^{-3}); ρ_w - densidad del agua de mar ($\approx 1020 \text{ kg m}^{-3}$); d - diámetro de las células del fitoplancton (se supone $\approx 10 \mu\text{m}$); μ - coeficiente de la viscosidad dinámica del agua, g - aceleración de gravedad. Al mismo tiempo surge la idea de que la velocidad de deposición de las algas en una mayor medida depende significativamente de la temperatura del agua, que es lo que se deduce de la ley de Stocks (Vinogradova, 1979).

La magnitud $W_{gf} \approx 0.6 \text{ m día}^{-1}$ obtenida por la formula (14) da un valor $W_{gf} = 0.64 \text{ m día}^{-1}$, la cual se obtuvo sobre la base de dependencia dentro de la velocidad de deposición y del volumen de las células $w_{gf} = 0.144 W_f^{0.24}$, dato reportado en la bibliografía y representado

por Vinogradova (1979).

- e) En la variante representativa del modelo, el término que describe la disminución de la biomasa del fitoplancton por causa de su muerte, incluye tanto la muerte natural del fitoplancton como el consumo por parte del zooplancton, sin diferenciarlos en el modelo. Por esta razón la determinación de la velocidad específica total de la muerte del fitoplancton es una tarea de calibración en el transcurso de los experimentos numéricos. El valor esperado de esta magnitud puede oscilar en amplitudes muy limitadas, mientras tanto los datos de los experimentos en el laboratorio muestran (LGMI, 1979) que, incluso si se toma separadamente, la velocidad específica de la muerte natural del fitoplancton depende de la concentración de las células del fitoplancton y puede variar de 0.1 hasta 0.9 día^{-1} .

La respiración del fitoplancton - R_f , como regla (LGMI, 1979; Fashman y otros., 1990; GOIN, 1987), es tomada como una parte de la fotosíntesis total, la cual puede oscilar dentro de los límites de $0.05P_f$ a $0.3P_f$. En Henderson (1987), para la valorización de la velocidad específica de la respiración del fitoplancton se recomienda emplear la fórmula $\gamma_f = 0.005 \cdot T$, en donde T - temperatura del agua. Para $T = 30 \text{ }^\circ\text{C}$,

$$\gamma_f = 0.15 \text{ día}^{-1}.$$

Materia orgánica muerta (MOM)

La concentración de la materia orgánica muerta en el modelo se sostiene por causa de la mortalidad de las células del fitoplancton y la acción de las fuentes antropogénicas. En el modelo se observa la materia orgánica muerta inestable, la cual es estimada por los investigadores (Fedosov, 1975 y LGMI, 1979) contiene el 70 a 90 % de su cantidad total (magnitud η en la ecuación (3.a)).

No se realiza la diferenciación de la MOM sobre la disuelta (MOD) y la suspendida (detritus), por dos razones principalmente: Se elimina la información inicial; según (Straskraba, Gnauck, 1985; Lebedeva, 1987; Izmetieva et al., 1980), el tiempo de autólisis de la materia orgánica en las células finas del fitoplancton lo constituyen unas horas.

El contenido inicial de la materia orgánica inestable se estimó por la DBO_5 sobre la base de la ecuación del tipo (Fedosov, 1975 y Goskomgidromet, 1987):

$$DBO_{sum} = \frac{DBO_t}{1 - \exp(-K_{DBO}t)} \quad (15)$$

donde, DBO_t - valor de DBO en la muestra después del tiempo t (5 días); DBO_{sum} - consumo

bioquímico total de oxígeno - equivalente oxigenado del contenido total de los compuestos orgánicos, que obedecen a la oxidación bioquímica; K_{DBO} - velocidad específica de la oxidación bioquímica de la materia orgánica [día^{-1}], la cual puede ser estimada con ayuda de las siguientes expresiones:

- 1) $K_{DBO} = 0.042 \cdot 1.072^T$ donde T - temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), (Shulgina et al., 1978). Para $T=30^{\circ}\text{C}$, $= 0.34 \text{ día}^{-1}$;
- 2) $K_{DBO} = 0.054 \exp(0.069(T - 6))$, (Beliaev, 1990), $K_{DBO}^{T=30} = 0.28 \text{ día}^{-1}$;
- 3) $K_{DBO} = 0.0176 \exp(0.1T)$, (Vinogradova, 1992), $K_{DBO}^{T=30} = 0.35 \text{ día}^{-1}$;
- 4) $K_{DBO} = 0.004 \exp(0.15T)$, (GOIN, 1987), $K_{DBO}^{T=30} = 0.36 \text{ día}^{-1}$;
- 5) $K_{DBO} = 0.23 \cdot 1.047^{(T-20)}$, (DHI, 1994), $= 0.36 \text{ día}^{-1}$.

La correlación entre la clorofila «A» y el carbono en las células del fitoplancton, como regla, varía desde 30 hasta 50 $\text{mgC}(\text{mgCl}\llcorner\text{A}\llcorner)^{-1}$, (Aliekin y Lyakhin, 1984). En las regiones eutroficadas esta correlación puede aumentar hasta 100 $\text{mgC}(\text{mgCl}\llcorner\text{A}\llcorner)^{-1}$, (IOAN, 1977).

Los experimentos con monocultivos y mezcla de cultivos de algas, demuestran que el fitoplancton

durante el consumo de la forma mineral del nitrógeno, lo hace preferentemente en la forma amoniacal basado en los principios energéticos. Sin embargo, los investigadores no tienen una respuesta exacta a la pregunta: hasta que grado se aniquila la utilización de los nitratos y los nitritos del fitoplancton en presencia de exceso de amonio. Por esta razón para la determinación de los primeros valores de ϕ se partió que el consumo del nitrógeno de los nitratos en el fitoplancton durante la fotosíntesis no debe superar el 50% del consumo de amonio.

Formas minerales del nitrógeno y el fósforo

En la variante considerada del modelo se supone que las intensidades de mineralización de los compuestos orgánicos de carbono, nitrógeno y fósforo son iguales a la intensidad de destrucción de la materia orgánica total y las tasas absolutas de regeneración de los complejos minerales de estos elementos proporcionan su contenido relativo en la materia orgánica, es decir, el flujo de la materia mineralizada disgregada en sus componentes elementales.

Uno de los resultados sobre la investigación de la de materia orgánica lo constituye la confirmación de la capacidad para describir satisfactoriamente este proceso como una reacción de primer orden (GOIN, 1987).

Esto significa que la velocidad del proceso se presenta directamente proporcional a la concentración medida de la materia oxidada B_{org} :

$$dB_{org}/dt = -K_{DBO} B_{org}$$

La variación de la concentración en el consumo de la materia orgánica B_{org} y la acumulación del producto de la reacción B_{min} (fosfatos o amonio) con el transcurso del tiempo t se describen por las ecuaciones:

$$B_{org}^{(t)} = B_{org}^{(0)} \exp(-K_{DBO} t),$$

$$B_{min} = B_{org}^{(0)} (1 - \exp(-K_{DBO} t)).$$

En la última ecuación, la magnitud $B_{org}^{(0)}$ - deberá ser tomada en unidades de fósforo o nitrógeno, para lo cual se utilizan los coeficientes estequiométricos (LGMI, 1979; Aliekin, Lyakhin, 1984 y Gershanovich et al., 1990). Para los cálculos se utilizan correlaciones estequiométricas para el fitoplancton, encontradas en Vinogradov, Shushkina (1987):

$$\begin{aligned} \beta_{N/C} &= 0.205 \text{ mgN mgC}^{-1}, \\ \beta_{N/C} &= 0.022 \text{ mgP mgC}^{-1}, \\ \beta_{O_2/C} &= 2.67 \text{ mgO}_2 \text{ mgC}^{-1}. \end{aligned}$$

La velocidad específica de la primera y la segunda etapa de nitrificación puede ser estimada sobre la base de las siguientes expresiones experimentales:

- 1) $v_{N1} = 0.008 \exp(0.1T)$,
 $v_{N2} = (0.04 \div 0.08) \exp(0.1T)$ (GOIN, 1987).

Para $T=30^{\circ}\text{C}$, $v_{N1}^{T=30}=0.16$
 dia^{-1} , $v_{N2}^{T=30}=0.8/1.6 \text{ dia}^{-1}$.

- 2) $v_{N1} = 0.012 \exp(0.1T)$,
 $v_{N2} = 0.08 \exp(0.1T)$,
 (LGMI, 1979);
 $v_{N1} = 0.24 \text{ dia}^{-1}$,
 $v_{N2} = 1.6 \text{ dia}^{-1}$.

REGIMEN HIDROQUIMICO DE LA CIENAGA DE TESCA

Se utilizó la información hidroquímica inicial sobre la variabilidad de los índices de calidad de las aguas de la Ciénaga de Tesca, la cual fue recolectada durante 16 años a partir del año de 1983. Las observaciones se realizaron por diferentes organizaciones en el siguiente orden:

1. CHS - JHRP - mediciones de variabilidad diaria de contenido de oxígeno en los diferentes puntos de la cuenca en el año 1983 (de marzo a junio).
2. INDERENA - campos de mediciones mensuales en 8 estaciones durante cinco meses en el año 1984 (febrero - junio) y cuatro meses en 1994 (de abril a octubre). Los parámetros mensurables: transparencia, salinidad, pH, fósforo total y ortofosfatos, formas minerales del nitrógeno (NH_4 , NO_2 , NO_3), DBO_5 , oxígeno disuelto, sólidos suspendidos.

3. HASKONING-CARINSA - un campo de mediciones en 8 estaciones en octubre de 1995. Los parámetros mensurables: transparencia, salinidad, pH, fósforo total y ortofosfatos, nitrógeno total y amoniacal, DBO_5 , oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, clorofila «A», coliformes totales y fecales.

4. CIOH - 9 campos de mediciones en 7 estaciones en diferentes periodos del año, desde abril de 1996 hasta noviembre de 1998. Los parámetros mensurables: transparencia, temperatura, salinidad, pH, fósforo total y ortofosfatos, formas minerales del nitrógeno (NH_4 , NO_2 , NO_3), silicio disuelto, DBO_5 , oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, clorofila «A» y la microflora patógena (coliformes totales y fecales). A parte de esto en los años 1996-97 se determinó las biomásas de bacterio-plancton y zooplancton en las épocas típicas del año.

En la Tabla 1 (extraída del informe HASKONING-CARINSA, septiembre 1996) se observan los valores típicos de los parámetros hidroquímicos en diferentes puntos de la cuenca de la Ciénaga de Tesca, estos índices fueron obtenidos por el promedio de los datos hasta el año 1995 incluido. La Tabla 2 refleja los valores típicos de los mismos parámetros de calidad de las aguas de la Ciénaga

de Tesca, obtenidos por promedio de la información del CIOH durante los años de 1996-98. Comparando, resulta que durante los últimos años, la calidad de las aguas del ecosistema de la Ciénaga de Tesca se ha empeorado considerablemente y su eslabón biótico se convirtió en una nueva condición de calidad. El contenido medio de DBO_5 aumentó de 14 a $30 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$, de la clorofila "A" de 12 a $100 \text{ mgCl}^{\text{A}} \text{ m}^{-3}$ y más (considerando los datos del año 1998). Se observó un aumento en la amplitud de las oscilaciones del contenido medio por la cuenca de los nutrientes en las aguas de la Ciénaga que considerando el hecho del aumento estable de la concentración de la clorofila "A", puede evidenciar de una violación de balance primario de los procesos productivo - destructivos y de la inestabilidad dinámica del ecosistema.

La dinámica del traspaso del ecosistema de la Ciénaga de Tesca a un nuevo estado de calidad durante los años 1995 a 98, se presenta en las Figuras 2 - 4.

Los cambios en los índices hidroquímicos de la calidad de las aguas pueden ser producto de los siguientes factores: incremento de la cantidad y capacidad de las fuentes de contaminación antropogénica, cambios en la composición de las especies de fitoplancton, por lo cual su productividad aumentó y cambió el contenido de la clorofila "A" en sus células.

Num. Estans	Sal. ‰	pH	Trans m.	PO ₄ mg l ⁻¹	P _{tot} mg l ⁻¹	N mg l ⁻¹	NH ₄ mg l ⁻¹	NO ₂ mg l ⁻¹	NO ₃ mg l ⁻¹	DBO mg l ⁻¹	O ₂ mg l ⁻¹	Cl "A" mg l ⁻³
1	31.2	8.1	1.0	0.049	0.509	10.98	0.162	0.007	0.050	4.5	5.1	2.7
2	32.9	8.1	0.4	0.219	0.648	8.46	0.237	0.004	0.022	10.8	5.6	10.0
3	34.1	8.1	0.3	0.263			0.339	0.004	0.018	11.8	5.4	9.6
4	31.3	8.2	0.3	0.321	0.694	8.40	0.527	0.005	0.020	12.8	5.7	11.8
5	31.1	8.3	0.2	0.369	0.648	8.29	0.479	0.006	0.039	16.3	7.1	13.9
6	30.6	8.4	0.2	0.483	1.065	10.86	0.527	0.005	0.029	25.2	9.0	19.2
7	30.3	8.4	0.3	0.483	1.157	10.70	0.391	0.006	0.036	17.9	9.2	14.0
Prom	31.6	8.2	0.4	0.306	0.787	9.615	0.380	0.005	0.031	14.2	6.7	11.6
Ds. St	1.4	0.1	0.3	0.146	0.260	1.353	0.143	0.001	0.012	6.5	1.8	5.1

Tabla 1. Valores físico - químicos típicos de los parámetros del ecosistema de la Ciénaga de Tesca, obtenidos por promedio de los datos del INDERENA durante 1984 y 1994 y los datos de HASKONING durante 1995. La localización de las estaciones se presentan en la Figura 1.

Num. Estans	Sal. ‰	pH	Trans m.	PO ₄ mg l ⁻¹	NH ₄ mg l ⁻¹	NO ₂ mg l ⁻¹	NO ₃ mg l ⁻¹	DBO mg l ⁻¹	O ₂ mg l ⁻¹	Cl "A" mg l ⁻³
1	31.2	8.1	1.0	0.049	0.162	0.007	0.050	4.5	5.1	2.7
2	32.9	8.1	0.4	0.219	0.237	0.004	0.022	10.8	5.6	10.0
3	34.1	8.1	0.3	0.263	0.339	0.004	0.018	11.8	5.4	9.6
4	31.3	8.2	0.3	0.321	0.527	0.005	0.020	12.8	5.7	11.8
5	31.1	8.3	0.2	0.369	0.479	0.006	0.039	16.3	7.1	13.9
6	30.6	8.4	0.2	0.483	0.527	0.005	0.029	25.2	9.0	19.2
7	30.3	8.4	0.3	0.483	0.391	0.006	0.036	17.9	9.2	14.0
Prom	31.6	8.2	0.4	0.306	0.380	0.005	0.031	14.2	6.7	11.6
Ds. St	1.4	0.1	0.3	0.146	0.143	0.001	0.012	6.5	1.8	5.1

Tabla 2. Valores físico - químicos típicos de los parámetros del ecosistema de la Ciénaga de Tesca, obtenidos por promedio de los datos del CIOH durante los años 1996 - 98. La localización de los estaciones se presenta en la Figura 1

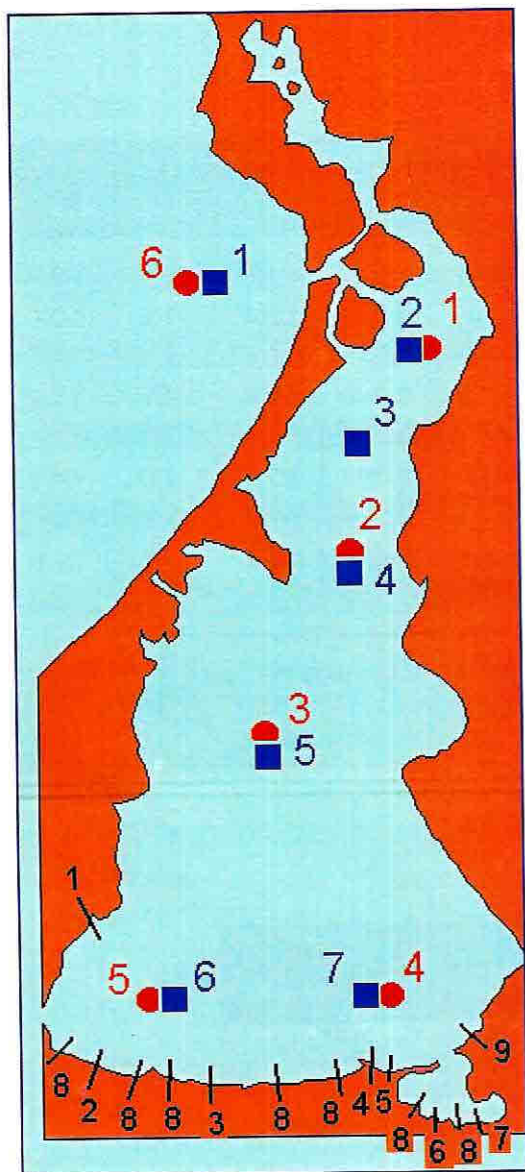


Fig. 1 Esquema de la localización en la cuenca de la Ciénaga de Tesca de los puntos de monitoreo CIOH (color rojo) e Inderena - CARINSA (color azul) y las fuentes de contaminación: 1 - Estación el Oro, 2 - Colector P. Romero, 3 - Colector Tabu, 4, 5 - Colector Blaz de Lezo, 6 - Colector Ternera - El Recreo, 7 - Colector Chapacua, 8 - canales de Zona Sur Oriental, 9 - canales de Zona Sur Oriental.

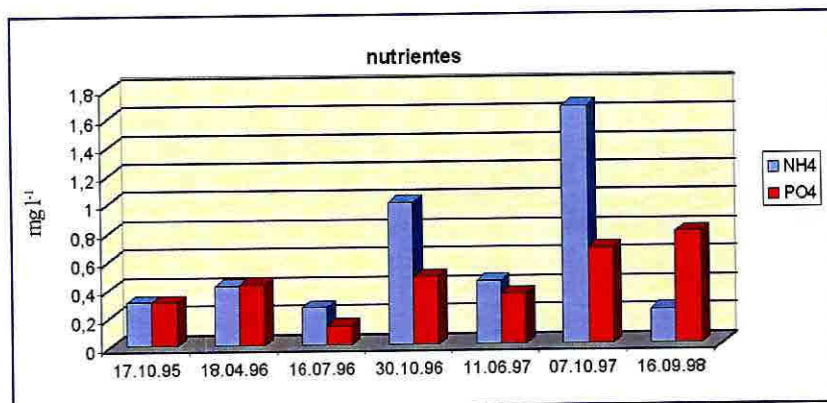


Fig. 2 Variabilidad del contenido promedio de fosfatos y amonio en la cuenca de la Ciénaga de Tesca durante los años 1995 - 1998.

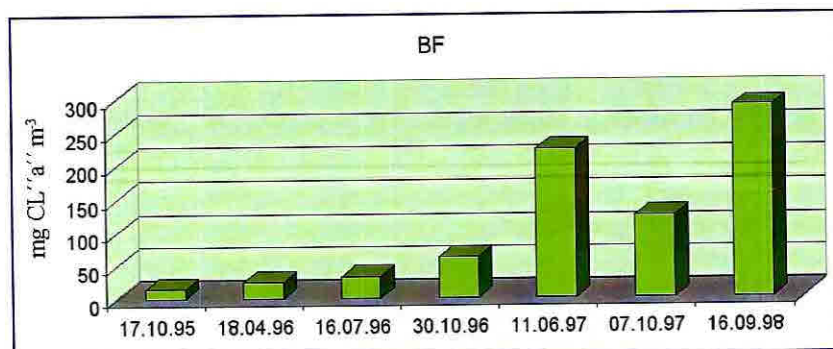


Fig. 3 Variabilidad de la biomasa promedio del fitoplancton en la cuenca de la Ciénaga de Tesca durante los años 1995 -1998.

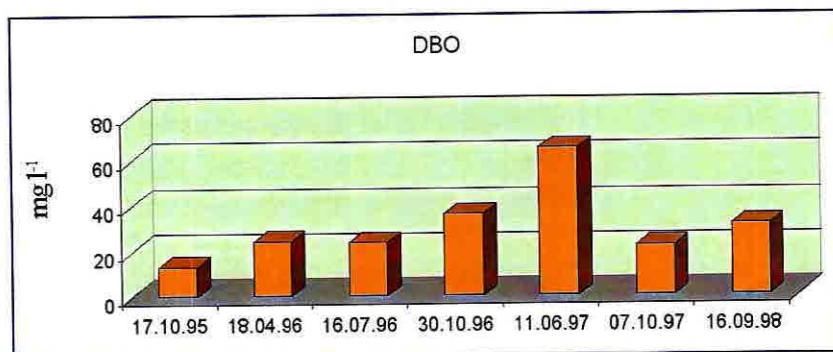


Fig. 4 Variabilidad del contenido promedio de DBO en la cuenca de la Ciénaga de Tesca durante los años 1995 -1998.

El fenómeno del "Niño" en el año de 1997 es el factor natural que podría favorecer al desequilibrio del balance de los procesos productivo - destructivos del ecosistema de la Ciénaga de Tesca; debido a este fenómeno, el año fue climáticamente anómalo respecto a muchos factores meteorológicos. De acuerdo con la información de HASKONING-CARINSA, diciembre de 1996, inclusive con los valores anteriores de la productividad del fitoplancton, en la capa de fondo de la Ciénaga a una profundidad de más de 0.8 m, se observa una anoxia crónica. De esta forma, durante los últimos años se ha evidenciado un fuerte deterioro en los ecosistemas de la Ciénaga de Tesca y por lo tanto es necesario ejecutar diferentes acciones de protección dirigidas a mejorar la calidad del medio ambiente.

La eficacia de diferentes escenarios en el manejo de la calidad de las aguas, puede ser estimado sólo con base en los resultados de los cálculos pronosticados a través del modelo matemático.

CALIBRACIÓN DEL MODELO

En las latitudes tropicales el ciclo anual de las variables hidrometeorológicas que afectan el ecosistema se manifiestan muy débiles y se puede disimular su variabilidad en periodos cortos, entonces, se afirma con suficiente grado de certeza que, si se miden los parámetros observados en los diferentes lapsos de tiempo del

Componente	Condición en la Ciénaga	Condición en el Mar (Borde)
Temperatura, °C	30.0	29.0
Salinidad, S ‰	30.0	35.0
Transparencia, m	0.3	0.8
Biomasa mgClAm ⁻³	80 - 130	2.0
Fosfatos (PO ₄), mg l ⁻¹	0.3 - 0.5	0.02
Amonio (NH ₄), mg l ⁻¹	0.3 - 0.5	0.2
Nitritos (NO ₂), mg l ⁻¹	0.005	0.007
Nitratos (NO ₃), mg l ⁻¹	0.01	0.05
Oxígeno (O ₂), mg l ⁻¹	4.5	3.5
Materia Orgánica muerta, mg O l ⁻¹	20 - 25	1.5

Tabla 3. Valores característicos de los parámetros hidrológicos y componentes químico - biológicos del ecosistema de la Ciénaga de Tesca y mar Caribe.

ecosistema tropical, obtenemos las características de su estado estacionario. Partiendo de esto, la calibración de los modelos matemáticos en los trópicos se puede efectuar por los datos promedios temporales de las observaciones, logrando un balance de los procesos productivo-destructivos durante un lapso de tiempo equivalente a un día.

Para la calibración del modelo de eutrificación del bloque químico-biológico del ecosistema de la Ciénaga de Tesca, es necesario especificar los valores de las variables del modelo, las cuales, en su primera aproximación, corresponden al estado de equilibrio del ecosistema. En adelante, estos valores de las variables del modelo, las llamaremos "características" o "típicas". El objetivo de la calibración del

modelo es el establecimiento de la marcha diaria de las variables químico-biológicas, respecto a las cantidades medias diarias, cercanas a sus valores iniciales "típicos" especificados.

Con base en el análisis de los datos de observaciones, en calidad de "típicas" fueron escogidas las siguientes concentraciones de componentes químico - biológicos del ecosistema de la Ciénaga de Tesca y la parte adyacente al mar (Tabla 3).

Los datos sobre las fuentes principales de ingreso de los nutrientes en el agua de la Ciénaga, los volúmenes de desagüe de las aguas contaminadas y el contenido en ellas de las substancias biogénicas, fue suministrada por ACUACAR -Aguas de Cartagena- 1997. Conforme a

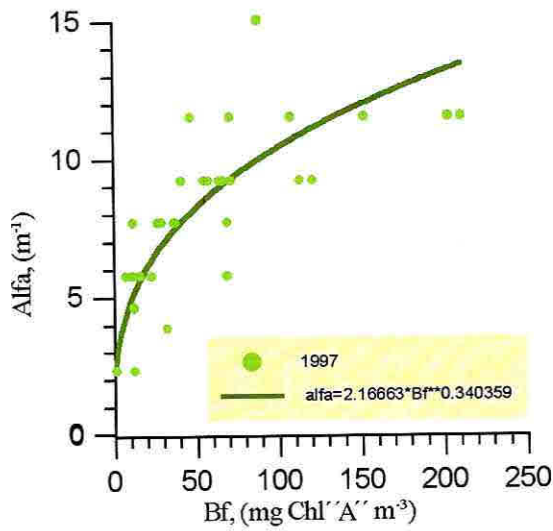


Fig. 5 Dependencia del coeficiente de extinción de luz de la biomasa de las algas en la Ciénaga de Tesca. Los puntos son datos de las mediciones, curva - una aproximación, tomada en el modelo.

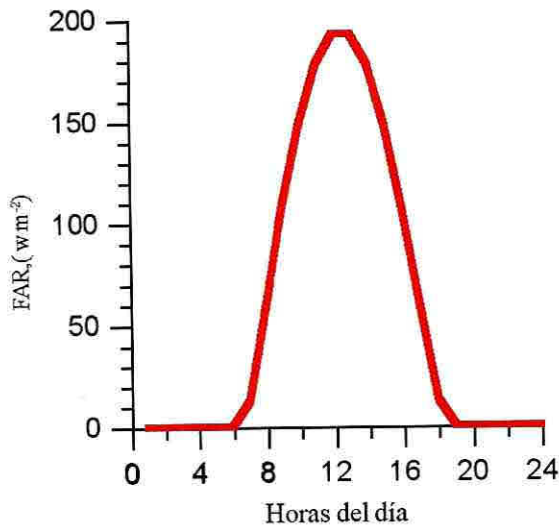


Fig. 6 Comportamiento diario de la radiación solar fotosintética activa en condiciones medias anuales de nubosidad y humedad del aire.

ésto, la mayor descarga de aguas contaminadas que llegan a la Ciénaga es de $69866 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ con una carga promedio en ellas de $\text{DBO}_{\text{tot}} \approx 440 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$ ($\text{DBO}_5 \approx 300 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$), $\text{NH}_4 \approx 10 \text{ mgN l}^{-1}$, $\text{PO}_4 \approx 9 \text{ mgP l}^{-1}$, $\text{NO}_3 \approx 12.3 \text{ mgN l}^{-1}$.

Durante la calibración versión cero - dimensional del modelo, la profundidad media del cuerpo de agua, se propuso igual a 0.9 m.

Teniendo en cuenta la contribución de las fuentes antropogénicas en la formación del régimen

hidroquímico de los depósitos de agua investigados se utilizó la ecuación del tipo:

$$\frac{dC}{dt} = Q^{ant} = \sum_i \frac{q_i}{W_{TOT}} (C - C_i^{ant}),$$

donde, q_i - caudal de la fuente de contaminación antropogénica i ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$); C_i^{ant} , C concentración de la sustancia contaminante en las aguas de desagüe de la fuente i y en las aguas de la cuenca, respectivamente; W_{TOT} volumen total del agua de la Ciénaga de Tesca.

La calibración del bloque de la productividad primaria se realizó con base en los datos del año 1983 sobre la amplitud de la variabilidad diaria del contenido de oxígeno en el agua de mar. El contenido de materia orgánica muerta en el agua de mar se regula por la selección del valor óptimo del coeficiente de mortalidad del fitoplancton y el porcentaje del contenido de la fracción inestable en la materia orgánica del fitoplancton muerto. La dependencia del coeficiente de debilitamiento de la luminosidad por el contenido de clorofila "A" (Figura 5) se realizó con base de la expresión empírica del tipo:

$$\alpha = 2.167 B_f^{0.34},$$

obtenida por los datos del año 1997, donde B_f - la biomasa del fitoplancton en $\text{mg Cl}_f \text{ "A" m}^{-3}$.

El objetivo principal de la calibración del modelo fue el

establecimiento del comportamiento diario de los parámetros químico-biológicos, respecto a los valores típicos de sus magnitudes, conocidas por las mediciones (Tabla 3), y también por la conservación del balance diario de los procesos de producción - destrucción en el ecosistema con condiciones medidas de luminosidad en el transcurso de un año.

Se propuso que, la radiación fotosintética activa fuera el 50 % de la radiación solar que pasa a través de la superficie del mar. En la Figura 6 se muestra la curva media anual del paso diario de la radiación fotosintética activa, calculada por el algoritmo utilizado en (Hess, 1989) sobre los datos climáticos como son: La variabilidad mensual de la humedad relativa del aire y el valor de la nubosidad en la región del aeropuerto de Cartagena.

Teniendo en cuenta la ausencia de datos experimentales de la intensidad del intercambio de masa de la substancia biogénica en el sistema agua - sedimentos para la Ciénaga de Tesca y la falta de información del cambio de las condiciones aeróbicas a las anaeróbicas en capas cercanas al fondo de la cuenca aquellos términos en esta versión del modelo se tomaron iguales a cero, las cuales describen los procesos que ocurren en esta capa, a excepción del valor del consumo de oxígeno de los sedimentos, obtenidos como resultado de la calibración del

modelo.

El resultado de la calibración del modelo por el medio de variabilidad diaria de oxígeno disuelto y conservación del balance diario de los procesos de producción - destrucción para los valores de concentraciones (biomasa) de los componentes del ecosistema, que corresponden a la formación de equilibrio, se muestra en las Figuras 7- 8. El comportamiento diario del contenido del oxígeno en el modelo, correspondiente al estado de equilibrio del ecosistema en ausencia del viento, coincide de forma muy similar con los datos de las mediciones. Los valores de las constantes del modelo, tomados como resultado de la calibración, se observan en la Tabla 4. Para la aprobación de calidad de la calibración del modelo por la variación diaria en otras escalas de variabilidad, se realizó el cálculo independiente del comportamiento de los elementos del ecosistema en el transcurso de dos años (1996-1997) con valores variables de luminosidad, calculados con base en los datos de mediciones diarias de humedad del aire y nubosidad, realizadas por el CIOH (Figura 9).

El resultado de los cálculos se observa en las Figuras 10 - 11. Los valores modelados de los elementos químicos del ecosistema en los momentos correspondientes, se compararon con las medidas sobre la cuenca, obtenidas de las mediciones en diferentes épocas,

realizadas por el CIOH en 1996-1997. Como se observa en las figuras, el grado de coincidencia del modelo y las magnitudes medidas es suficientemente alto, especialmente si se tiene en cuenta el hecho, que en este cálculo no se prestó atención al intercambio de agua de la Ciénaga de Tesca con el mar Caribe y la variabilidad por épocas de los componentes de balance acuático del depósito de agua.

La hipótesis propuesta anteriormente señalaba que las altas concentraciones de la clorofila "A" observadas en las aguas de la Ciénaga de Tesca durante los últimos años, estaban relacionados con los cambios en la composición de las especies y características funcionales del fitoplancton. Es de conocimiento que con el aumento del nivel de eutroficación del ecosistema, las especies pequeñas de algas, reciben cierta ventaja en su desarrollo, las cuales se caracterizan por las altas velocidades relativas de crecimiento y alto contenido de la clorofila "A". Los experimentos numéricos con el modelo mostraron que con el aumento de la velocidad de precipitación gravitacional de las células de las algas de 0.4 a 1 m s⁻¹ y del valor de relación $\beta_{Clf}^{A^{-1}}$ de 40 a 90 mg Clf "A"⁻¹, el modelo entra al régimen estacionario, característico para el ecosistema de La Ciénaga de Tesca hasta el año de 1996. Las características de este régimen se presentan en la Tabla 1. Este resultado muestra por una parte,

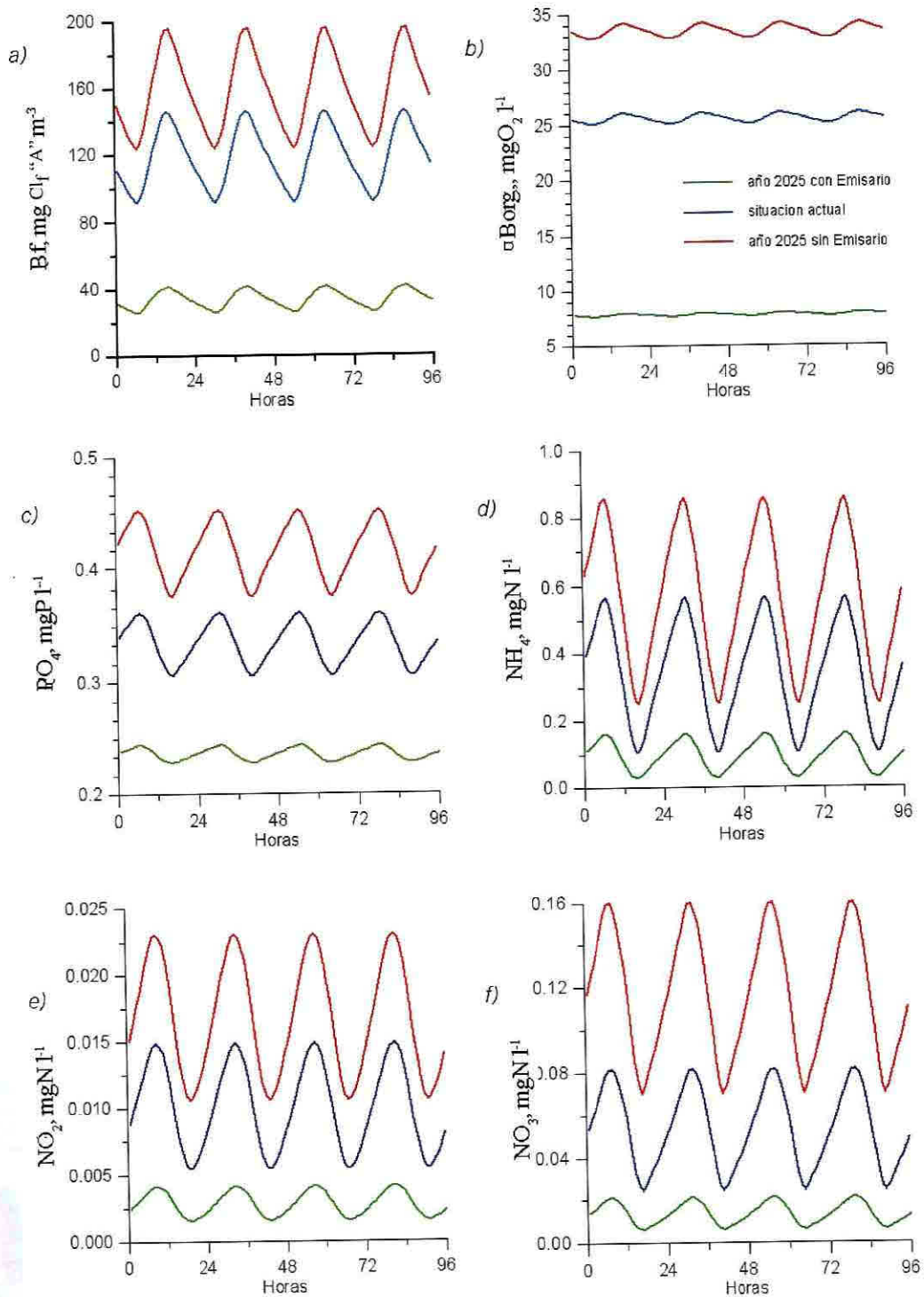


Fig. 7 Curvas modeladas del comportamiento diario equilibrado de los elementos químico - biológicos en el modelo para condiciones meteorológicas promedio anuales (curva azul corresponde a la situación actual, curva roja - situación pronóstica para el año 2025, curva verde - situación para el año 2025 con eliminación de un 80% del vertimiento de las fuentes, dirigiéndolas hacia el Emisario Submarino).

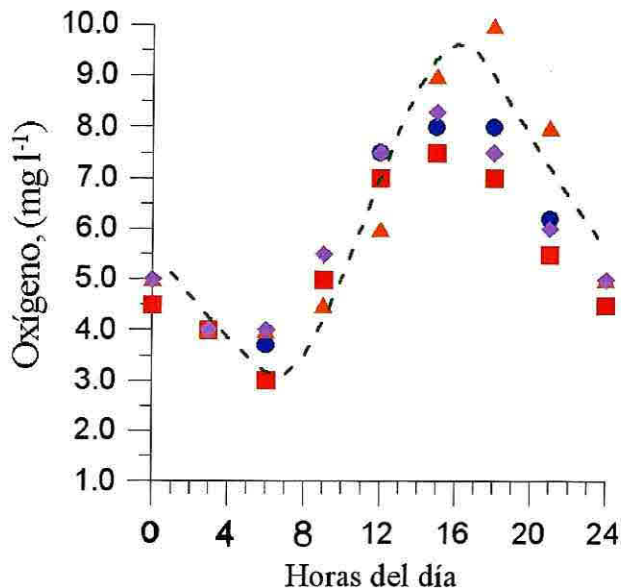


Fig. 8 Comportamiento diario del contenido de oxígeno en las aguas de la Ciénaga de Tesca obtenidas por datos de mediciones (1983, CHS - JHRP) en diferentes puntos de la cuenca y el calculado por el modelo (curva).

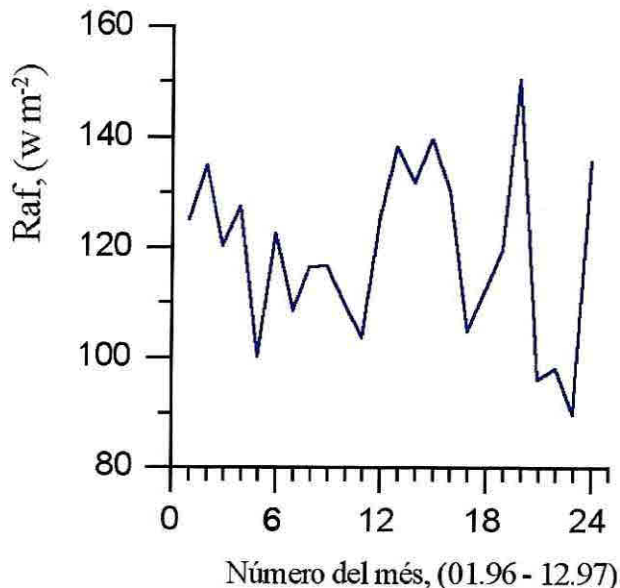


Fig. 9 Variabilidad media en un día soleado de radiación solar activa fotosintética (RAF), que pasa a través de la superficie del agua, reproducida en el modelo sobre la base de datos medios mensuales de las mediciones meteorológicas del CIOH en 1996 - 1997.

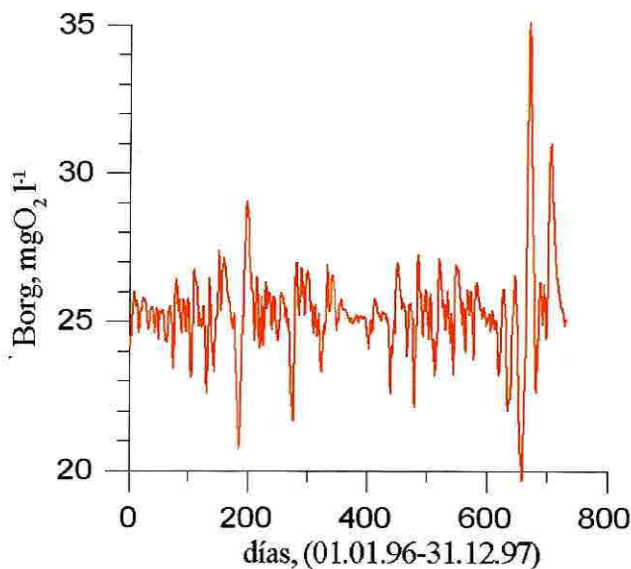
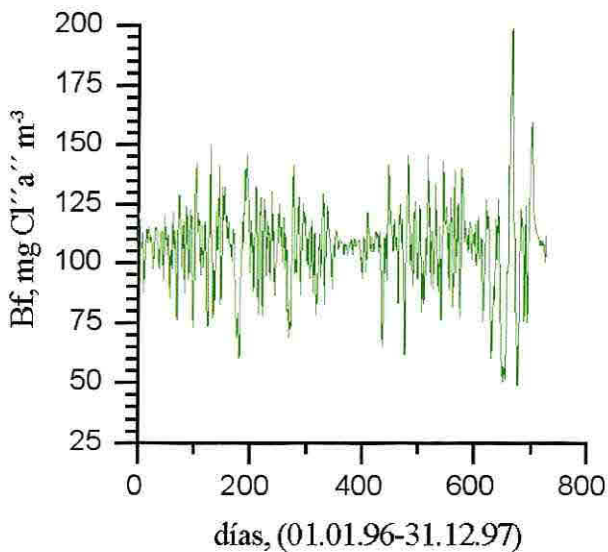


Fig. 10 Variabilidad de la biomasa del fitoplancton (a) y la materia orgánica muerta inestable (b) en la Ciénaga de Tesca en el transcurso de dos años, obtenida por un modelo puntual a las 11 horas de la mañana de cada día, dependiendo de las condiciones de luminosidad, restablecidas sobre la base de los datos de las mediciones con valores de nubosidad y humedad del aire realizadas por el CIOH.

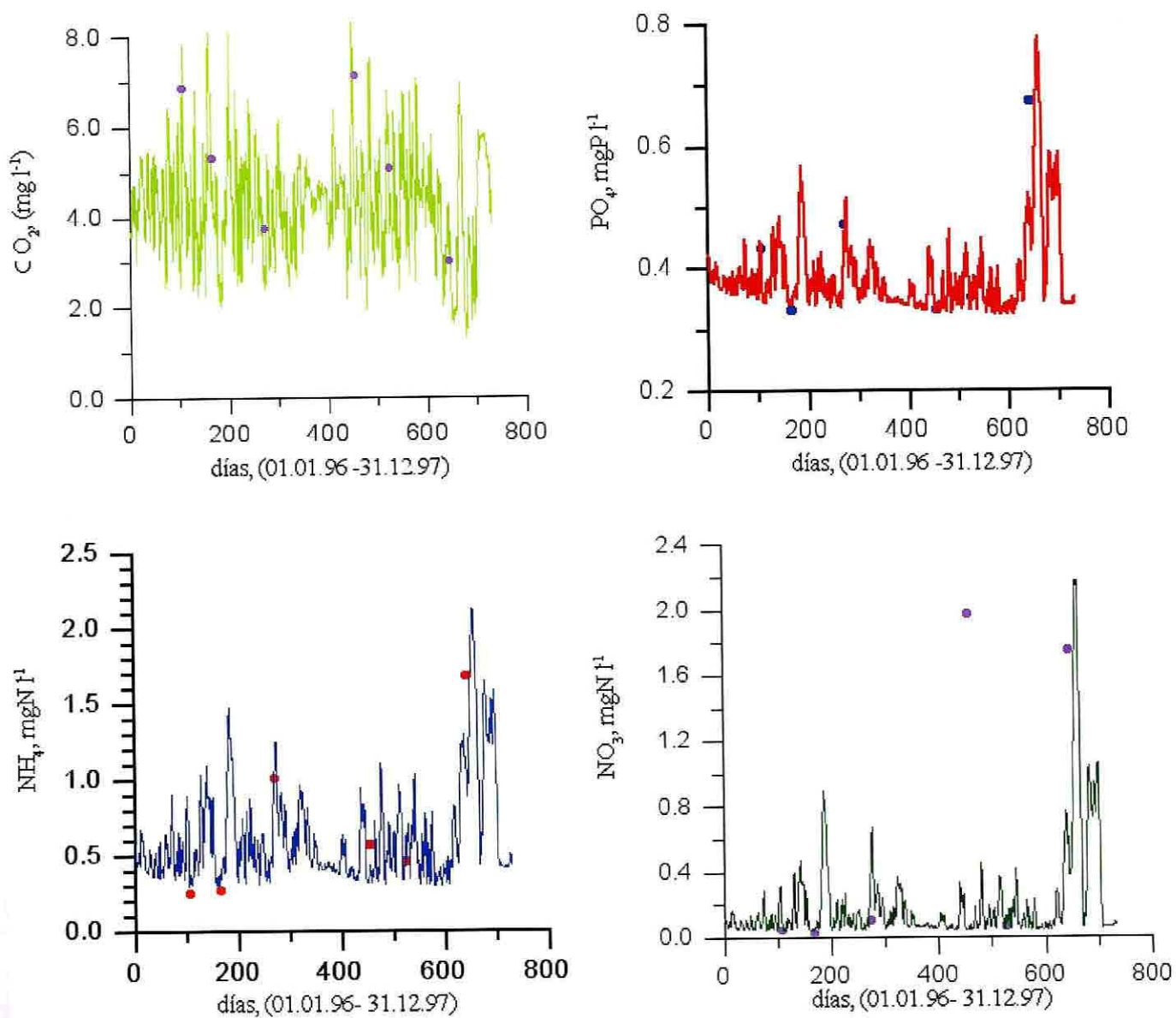


Fig. 11 Variabilidad del contenido de oxígeno (a), fosfatos (b), nitrógeno amoniacal (c) y nitrógeno de los nitratos (d) en la Ciénaga de Tesca en el transcurso de dos años, calculada por un modelo puntual a las 11 horas de la mañana de cada día (curva), y obtenida por el promedio espacial en los datos de las mediciones del CIOH en los momentos del tiempo correspondientes (puntos).

la adecuación del reflejo de los procesos reales que ocurren en el ecosistema de la Ciénaga de Tesca en el modelo, y por otra parte que la hipótesis presentada es correcta.

Con base en lo expuesto anteriormente sobre la versión cero - dimensional del modelo, presentó un pronóstico del nivel de contaminación de la Ciénaga de Tesca para el año 2025. Para el pronóstico, principalmente sirvieron los cálculos del aumento del desagüe al cuerpo de aguas contaminantes hasta 95343 m³ día⁻¹ (Aguas de Cartagena, 1997), en concordancia con el crecimiento pronosticado para la ciudad de Cartagena.

Los resultados de los experimentos comprueban (Figura 7) que para el año 2005 la calidad de las aguas del ecosistema de la Ciénaga de Tesca se empeorará substancialmente si no se realizan actividades dirigidos a su recuperación y conservacional. Por ejemplo, la biomasa de fitoplancton durante el periodo pronóstico se aumentará desde 120 hasta 180 mgCl"A" m⁻³, concentración de la materia orgánica muerta de 25 a 33 mgO₂ l⁻¹, el nitrógeno amoniacal desde 0.3 hasta 0.7 mgN l⁻¹, los nitratos desde 0.06 hasta 0.14 mg N l⁻¹.

Una alternativa a la anterior es la extracción del 80 % de las aguas de desagüe al construir un sistema central de canalización de la ciudad

Símbolo	Valor	Unidad de Medición	Símbolo	Valor	Unidad de Medición
V_f^{max}	4	dia ⁻¹	$\beta_{P/C}$	0.022	mgP mgC ⁻¹
Ck_{PO4}	0.009	mgP l ⁻¹	$\beta_{N/C}$	0.205	mgN mgC ⁻¹
Ck_N	0.075	mgN l ⁻¹	$\beta_{O/Cla}$	40	mgC mgCla ⁻¹
γ_f	0.15	-	β_{O2P}	2.67	mgO ₂ mgC ⁻¹
μ_f	0.4	dia ⁻¹	$\beta_{O2/N1}$	3.4	mgO ₂ mgN ⁻¹
W_{gf}	0.4	m dia ⁻¹	$\beta_{O2/N2}$	1.1	mgO ₂ mgN ⁻¹
K_{DBO}	0.36	dia ⁻¹	$\beta_{P/O2}$	0.008	mgP mgO ₂ ⁻¹
η	0.9	-	β_{NP2}	0.08	mgN mgO ₂ ⁻¹
ϕ	0.6	-	$\beta_{P/O2}^{ant}$	0.0165	mgP mgO ₂ ⁻¹
Ck_{O2}	1.0	mg l ⁻¹	$\beta_{N/O2}^{ant}$	0.28	mgN mgO ₂ ⁻¹
V_{N1}	0.24	dia ⁻¹	$\beta_{m3/L}$	0.001	-
V_{N2}	8.0	dia ⁻¹	γ_e	22.0	l m ⁻² h ⁻¹
v_{DN}	0.0	dia ⁻¹	γ_i	11.5	l m ⁻² h ⁻¹
a	57.0	mgO ₂ m ⁻² h ⁻¹	Q_{PO4}^{sed}	0.0	mgP mg ⁻³ •h ⁻¹
b	0.66	-	Q_{NH4}^{sed}	0.0	mgN mg ⁻³ •h ⁻¹

Tabla 4. Valores de las constantes del modelo de eutroficación de la Ciénaga de Tesca, obtenidos como resultado de la calibración sobre la base de fuentes bibliográficas y los datos de las mediciones.

con su salida al mar abierto. Los cálculos mostraron que en éste caso el nivel de eutroficación de la Ciénaga disminuye substancialmente. Así, por ejemplo, el contenido de la clorofila "A" representada cerca de 30 mgCl "A" m⁻³, materia orgánica muerta de 7 mgO₂ l⁻¹, amonio de 0.1 mgN l⁻¹, y los nitratos de 0.02 mgN l⁻¹.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de la calibración del modelo (bloque químico - biológico) de calidad de agua de la Ciénaga de Tesca, en la variante cerodimensional asegura que los procesos químico - biológicos que él describe,

coinciden con los reales del ecosistema, por lo tanto puede ser utilizado como la base o herramienta para un posterior mejoramiento y elaboración de recomendaciones dirigidas al mejoramiento de la calidad del agua de esta cuenca.

La realización de acciones de ingeniería, tales como la disminución de la máxima carga de la fuente de aguas servidas en la Ciénaga, (hasta 80%) a través de la construcción de sistema centralizado de canales con salida de desagüe al mar y un previo tratamiento de las aguas servidas de la ciudad de Cartagena, representan el único complemento necesario para la conservación de la naturaleza.

BIBLIOGRAFIA

- Aguas de Cartagena - ACUACAR, Estimación de caudales y calidad de agua vertida a la Ciénaga de la Virgen desde el alcantarillado de Cartagena, Reporte Técnico, Cartagena, 1997, p. 1-27.
- Aliekin O.A. y Y. I. Lyakhin, Química del océano, Leningrado: Hidrometeoizdat, LGMI, 1984, p.94-96.
- Beliaev V.I. y N.V. Conduforova, Modelación matemática de los sistemas ecológicos de la zona litoral del mar, Ucrania, Sevastopol, MGI, 1990, 240p.
- Cobeliens - O.I. Michkie, Fotosíntesis del fitoplancton marino y su efectividad energética en relación con las condiciones de luminosidad. Productividad primaria y secundaria de los organismos marinos, Kiev, Ucrania, INBUM, 1983, p.4-17.
- Danish Hydraulic Institute -DHI, User Guide and Reference Manual Water Quality Module, release 2.4 MIKE21, 1994.
- Eppley R.W., Temperature and phitoplankton growth in the sea, Fish.Bull., vol.70, N4, 1972, p.1063-1085, 972.
- Fasham M.J.R., H.W. Ducklow y S.M. A. McKelvie, Nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer, Journal of Marine Research, 48, 1990, p. 591-639.
- Fedosov M.V., Modelo para el calculo de la relación de las tasa de reproducción de la materia orgánica vegetal y el abastecimiento de este proceso de los elementos biogenicos, Investigaciones químicas- oceanográficas de los mares y el océano. Moscú, IOAN, 1975, p.94-96.
- Finenko Z.Z., Leyes comunes del crecimiento y la fotosíntesis de las algas, Productividad primaria y secundaria de los organismos marinos, Instituto de Biología del Mar del Sur, Ucrania, Sevastopol, INBUM, 1983, p.35-45.
- Gershanovich D.E., V.V. Elizarov y V.V. Sapojnicov, Bioproductividad del océano, Moscú, Agropromizdat, 1990, p. 85-95.
- GOIN - Instituto Oceanográfico Estatal, Tablas oceanográficas, Leningrado: Hidrometeoizdat, 1975, 436p.
- GOIN - Instituto Oceanográfico Estatal, Modelacion de los componentes del ecosistema. Problemas de investigación y modelación matemática del ecosistema del Mar Báltico, vol 3, Leningrado: Hidrometeoizdat, 1987, 255 p.
- Goskomgidromet USSR, Variación de las propiedades físico - químicas del agua marina bajo la influencia de la contaminación. Problemas de la contaminación química del agua del Océano Mundial, vol.8, Leningrado: Hidrometeoizdat, 1987, p.150-164.
- Gutelmager B.L., V.I. Vedernicov e I.N. Sujanova, Actividad fotosintética de los tipos básicos del fitoplancton en el mar Negro. Ecosistema de pelagial del Mar Negro, Moscú, IOAN, 1980, p.118-121.
- Haskoning-Carinsa. Bocana estabilizada en la Ciénaga de la Virgen: Diagnostico ambiental de alternativas. Reporte Técnico. Cartagena, Colombia. 1996, 125 p.
- Haskoning-Carinsa, Bocana estabilizada en la Ciénaga de la Virgen: Estudio impacto ambiental, Reporte Técnico, Cartagena, Colombia. 1996, 56 p.
- Hess, K.W. MECCA, Programs Documentation, Reporte Técnico de la NOAA NESDIS 46, Washington, D.C., 1989, 102 p.
- INBUM -Instituto de Biología de los Mareas del Sur - Modelación de los procesos de autodepuración del agua de las zonas litorales al mar, Ucrania, Sevastopol, 1991, 227p.
- IOAN - Instituto de Oceanología - Productividad biológica del océano, Biología del océano, Vol.2, Moscú, 1997, 390 p.

- IOAN -Instituto de Oceanología - Modelos de los procesos oceanicos. Moscú, 366p.
- LGMI -Instituto Hidrometeorológico de Leningrado - Modelación de los procesos de transporte y transformación de las substancias en el mar, Leningrado: Hidrometeoizdat, 290 p., 1979.
- Izmestieva M.A., O.A. Galatonova, G.V. Shumacova y otros, Cinética de la destrucción de la materia orgánica suspendida bajo su distintas concentraciones iniciales. Ecología del Mar, Ucrania, Kiev, pp.85-91, 1980.
- Lyakhin Y.I., Sobre la intensidad de intercambio de oxígeno entre el océano y la atmósfera. Oceanología, vol 18, N 6, Moscú, pp.1014-1021, 1980.
- Lebedeva L.P., Modelo del ecosistema pelágico del Mar Negro. Condición actual del ecosistema del Mar Negro, Moscú, IOAN, 240p., 1987.
- Ouens M., Elementos biogenicos, sus fuentes y papel en los sistemas fluviales. Bases científicas de pronóstico de la calidad de las aguas superficiales por indicadores Hidrobiológicos. Leningrado: Hidro-meteoizdat, pp. 54-64, 1977
- Parsons T.R., M., Takahashi y H.Hargrave. Biological oceanographic processes. Oxford New York, Pergamon Press, 324 p., 1984.
- Petipa T.S. y V.S Ten. Utilización de los cultivos de las algas para el estudio de la alimentación de los animales y la determinación de la interrelación entre los procesos de eliminación y producción. Fisiología ecológica de las algas planctonicas marinas, Kiev, Ucrania, pp. 168-189, 1971.
- Raymon J., Plancton y productividad del océano: Fitoplancton, vol.1, Moscú, 567p., 1983
- Ryther J.H., Photosynthesis in ocean as a function of light intensity, Limnol. Oceanogr, N 1, pp. 61-70, 1956.
- Sarmiento J.L., R.D. Slater, M.J.R. Fashman y otros, A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the North Atlantic euphotic zone. Global biogeochemical cycles, vol.7, No. 2, pp.417-450, 1993.
- Shulgina E.F., L.B. Kuracova y E.A Kuftarcova, Quimismo del agua de la zona litoral del mar por acción antropogénica, Ucrania, Kiev, INBUM, 122p. 1978.
- Straskraba M y A. Gnauck, Freshwater ecosystems, Modelling and simulation, Elsevier, Oxford, 373p., 1985.
- Vinogradov M.E. y E.A. Shushkina, Funcionalidad de los grupos planctónicos de la epipelagial del océano, Moscú, IOAN, 240p., 1987.
- Vinogradova L.A., Determinación experimental de la velocidad gravitacional de deposición de las algas planctonicas marinas. Oceanología, vol. 17, N 4, Moscú, pp. 694-699. 1979.
- Vinogradova L.A. y V.N. Vacilieva, Dinámica multianual y modelación del estado del ecosistema de las aguas costeras de la parte norte - oeste del Mar Negro, Leningrado: Hidrometeoizdat, 107p., 1992.

