

## Раздел 4. МОДЕЛИ И АНАЛИЗ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

---

УДК 551.468.4:574.4

**Лонин С.А., к.ф.-м.н., Тучковенко Ю.С., к.ф.-м.н.**

*Одесский филиал Института биологии южных морей АН Украины,  
Centro de Investigaciones oceanograficas e hidrograficas  
(Cartagena de Indias, Colombia)*

### **Модель качества вод экосистемы лимана Ciénaga de Tesca**

*Предложена прикладная модель качества вод мелководных эвтрофицированных водоемов. Модель состоит из двухмерного гидродинамического и локального химико-биологического блоков и является продвинутым вариантом обычно используемых в инженерной практике моделей самоочищения. Продвинутость модели заключается в: 1) постановке гидродинамической задачи для сеточных и подсеточных масштабов, 2) учете потоков органики как антропогенного, так и естественного происхождения, 3) учете зависимости продуктивности фитопланктона от условий минерального питания и освещенности. Модель была калибрована и применена для мелководного морского лимана Ciénaga de Tesca. Приведены результаты численных расчетов, в которых рассматриваются возможные альтернативные варианты улучшения экологического состояния лимана Ciénaga de Tesca.*

Объектом исследования в данной работе является лиман Ciénaga de Tesca, расположенный на северо-востоке от города Картахена (Колумбия). Форма лимана напоминает треугольник, вытянутый с юга на север на протяжении 7 км. В южной части ширина лимана достигает  $\approx 4.5$  км, в то время как в северной части она уменьшается до нескольких сотен метров. Площадь водной поверхности водоема  $\approx 22.5$  км<sup>2</sup>, средняя глубина  $\approx 0.85$  м, максимальная достигает 1.6 м.

Лиман периодически сообщается с Карибским морем через пролив в северной части. Глубина пролива не превышает 1 м, ширина  $\approx 100$  м. Этот пролив открывается в сезон дождей (август – ноябрь) и закрывается в сухой период года (январь – апрель).

Водный баланс лимана формируется в результате водообмена с морем, испарения и осадкообразования, поступления

пресных вод из естественных ручьев и канализационной системы города Картахена.

В настоящее время, по ряду показателей качества воды (содержание DBO, PO<sub>4</sub>), Ciénaga de Tesca можно отнести к разряду сильно загрязненных ( $\alpha$ -мезосапробных) водоемов, в котором имеются все признаки эвтрофикации, включая гипоксию в приповерхностном слое и полное отсутствие кислорода в придонном слое на глубинах более 1 м. Основными источниками загрязнения являются канализационные каналы, по которым в лиман ежедневно поступает около 60 % неочищенных хозяйственно - бытовых стоков города Картахена, общий расход которых составляет 69 866 м<sup>3</sup>/сут.

Целью данной работы являлась разработка математической модели качества вод Ciénaga de Tesca, которая способна адекватно воспроизвести современный химико-биологический режим водоема и может быть использована для оценки эффективности различных природоохранных мероприятий, направленных на улучшение качества вод водоема.

**Гидродинамический блок.** Поскольку средняя глубина в Ciénaga de Tesca составляет  $\approx 0.8$  м, то для описания динамики вод этого водоема можно воспользоваться теорией «мелкой воды». Основные уравнения гидродинамического блока модели записываются следующим образом:

$$\begin{aligned} (HU)_t + (H\theta_{uv}UU)_{,x} + (H\theta_{uv}UV)_y = \\ = -gHh_{,x} - \alpha_0 HP_{a'x} + fHV + (2A_h HU_{,x})_{,x} + \\ + (A_h H[V_{,x} + U_{,y}])_{,y} + \tau_{sx} - \tau_{bx}, \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} (HV)_t + (H\theta_{uv}UV)_{,x} + (H\theta_{uv}VV)_y = \\ = -gHh_{,y} - \alpha_0 HP_{a'y} - fHU + (2A_h HV_{,y})_{,y} + \\ + (A_h H[V_{,x} + U_{,y}])_{,x} + \tau_{sy} - \tau_{by}, \end{aligned} \quad (2)$$

$$h_t + (HU)_{,x} + (HV)_{,y} = P - E, \quad (3)$$

где  $U$  и  $V$  – компоненты осредненного по вертикали ( $\sigma$ ) вектора скорости течения в направлениях  $x$  и  $y$  соответственно;  $H$  – полная глубина, т.е.  $H = d + h$ ;  $d$  – локальная глубина на невозму-

щенной воде;  $h$  – превышение уровенной поверхности над невозмущенной;  $t$  – время;  $f$  – параметр Кориолиса;  $P_a$  – атмосферное давление;  $g$  – ускорение свободного падения;  $\alpha_0$  – удельный объем воды;  $A_h$  – коэффициент горизонтальной турбулентности;  $\tau_{sx}$ ,  $\tau_{sy}$  и  $\tau_{bx}$ ,  $\tau_{by}$  – компоненты векторов касательного напряжения поверхностного и донного трения соответственно;  $E$  и  $P$  интенсивность испарения и осадков соответственно. Индексы 'x', 'y' и 't' означают соответствующие производные.

Параметры уравнений

$$\theta_{uu} = \int_{-1}^0 (uu / UU) d\sigma, \quad \theta_{uv} = \int_{-1}^0 (uv / UV) d\sigma,$$

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

появляются в результате интегрирования исходных трехмерных уравнений для компонент  $u$ ,  $v$ ,  $w$  вектора скорости по безразмерной вертикальной координате  $\sigma$ . Эти члены, если они не равны единице, служат для параметризации (аналитически) вертикальной структуры потока в двумерной модели.

Двумерное уравнение переноса примеси  $C$  имеет вид:

$$(CH)_{,t} + (HUC - HD_h C_{,x})_{,x} + (HVC - HD_h C_{,y})_{,y} =$$

$$= Q_0 - Q_H + F, \quad (4)$$

где  $D_h$  – коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии;  $Q_0$  и  $Q_H$  – потоки примеси через поверхность и дно водоема;  $F$  – внутренние локальные потоки примеси  $C$ , обусловленные трансформацией веществ в результате протекания в системе процессов физико-химической и биологической природы.

Уравнения (1)-(4) осреднялись также по ширине потока в случае наличия узких каналов. Иначе говоря, если поперечный размер описываемой области соответствует масштабу расчетной сетки – используют непосредственно уравнения (1)-(4) и, если этот размер имеет подсеточный масштаб – используют уравнения, проинтегрированные по переменной ширине. Для Ciénapa de Tesca это условие является необходимым, поскольку в северной части водоема имеются каналы, проходящие между ман-

гровыми островами и соединяющие лиман с морем в отдельные периоды года.

Система (1)-(4) требует задания граничных условий, о которых необходимо сказать следующее. На границах с открытым морем задаются фоновые океанские значения моделируемых переменных, если поток входит в расчетную область, и используются рассчитанные по модели значения в противном случае:

$$C = \begin{cases} C_*, & \text{если } \nabla \bar{n} \leq 0 \\ f(C), & \text{если } \nabla \bar{n} > 0 \end{cases} \quad (5.а)$$

где  $C_*$  - фоновое (океанское) значение содержания примеси  $C$ ;  $f(C)$  - функция численной экстраполяции значений переменных модели из области расчетов на ее границу;  $\nabla \bar{n}$  - проекция вектора течений, рассчитанного в граничных точках области, на нормаль к этой границе.

Колебания уровня моря на морской границе определяются приливным режимом, а также прохождением через нее длинных волн различных типов:

$$h = h_0 + \nabla \bar{n} \sqrt{\frac{H}{g}} \quad (5.б)$$

В точках расположения источников загрязнения задаются расходы воды  $Q_r$  и содержание в ней изучаемых загрязняющих субстанций  $Q_c$ :

$$U = Q_r / (B_x \Delta L) \text{ и } V = Q_r / (B_y \Delta L); \quad (\nabla n)C - D_h \partial C / \partial n = Q_c \quad (6)$$

Здесь  $B_x$  и  $B_y$  - безразмерная ширина каналов относительно размера  $\Delta L$  ячейки расчетной сетки;  $\mathbf{V} = (U, V)$  - вектор течений;  $n$  - внешняя нормаль.

Уравнения (1) - (4) с условиями (5) - (6) реализуются методом конечных разностей. Гидродинамические уравнения решаются с использованием схемы Аббота [5], уравнения переноса - по схеме FCT [3].

**Химико-биологический блок модели.** Поскольку в Ciénaga de Tesca не проводились специализированные гидробиологические наблюдения за биотическими элементами экосистемы, то предлагаемая математическая модель является моделью эвтрофикации экосистемы, в которой с достаточной степенью полноты описаны процессы утилизации минеральных форм азота и фосфора при фотосинтезе фитопланктоном и

регенерации их в ходе биохимического окисления органического вещества бактериопланктоном. Предполагается, что циклы азота и фосфора в биотическом компоненте экосистемы замыкаются на уровне фитопланктона, а процессы регенерации их минеральных форм удовлетворительно описываются кинетическими уравнениями реакции первого порядка (интенсивность этих процессов прямо пропорциональна концентрации субстрата и не зависит от биомассы бактерий). Указанные предположения являются корректными для эвтрофных и гипертрофных морских экосистем, где бактериопланктон адаптирован к большим концентрациям органического субстрата, а трофическая цепь достаточно короткая. Предлагаемая структура модели полностью соответствует полноте исходных данных.

Модель включает в себя семь основных экосистемных элементов, описывающих утилизацию-регенерацию биогенных веществ в экосистеме и кислородный режим акватории: фитопланктон, лабильное мертвое органическое вещество, фосфаты, аммоний, нитриты, нитраты, растворенный кислород, а также патогенную микрофлору (*Coliformes*) и неограниченное число других загрязняющих веществ (например, нефтепродуктов, фенолов), физико-химическая и биохимическая трансформация которых в морской среде может быть описана кинетическим уравнением реакции первого порядка (на уровне самоочищения).

В точечном (нульмерном) варианте базовые балансовые уравнения химико-биологического блока модели записываются в виде локальных производных по времени:

$$\frac{dB_f}{dt} = (1 - \gamma_f) \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f - \mu_f B_f - \frac{W_{gf}}{H} B_f \quad (7)$$

Здесь

$$\sigma_f = V_f^{\max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO_4}), \quad (7.a)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{H} \int_0^H f_z(I_z) dz = \frac{2.718}{H\alpha} [\exp(-R_H) - \exp(-R_0)] \quad (7.b)$$

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

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

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

$$C_N = C_{NH4} + C_{NO3}. \quad (7.B)$$

$$\frac{dB_{org}^{av}}{dt} = (\gamma_f \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) + \eta \mu_f) B_f \beta_{O2/C} \beta_{L/m3} - \quad (8.a)$$

$$- K_{DBO} \varepsilon_{ing} B_{org}^{av}$$

$$\frac{dB_{org}^{ant}}{dt} = -K_{DBO} \varepsilon_{ing} B_{org}^{ant} + Q_{org}^{ant}, \quad (8.6)$$

$$\frac{dC_{PO4}}{dt} = -\sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{P/C} \beta_{m3/L} + \quad (9)$$

$$+ K_{DBO} \varepsilon_{ing} (B_{org} \beta_{P/O2} + B_{org}^{ant} \beta_{P/O2}^{ant}) + Q_{PO4}^{ant} \pm Q_{PO4}^{sed}$$

$$\frac{dC_{NH4}}{dt} = -\chi \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} -$$

$$- v_{N1} C_{NH4} \varepsilon_{ing} + K_{DBO} \varepsilon_{ing} (\beta_{N/O2} B_{org} + \beta_{N/O2}^{ant} B_{org}^{ant}) + \quad (10)$$

$$+ Q_{NH4}^{ant} + Q_{NH4}^{sed},$$

$$\frac{dC_{NO2}}{dt} = \varepsilon_{ing} (v_{N1} C_{NH4} - v_{N2} C_{NO2}) + Q_{NO2}^{ant}, \quad (11)$$

$$\frac{dC_{NO3}}{dt} = v_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO2} -$$

$$- (1 - \chi) \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} - \quad (12)$$

$$- v_{DN} C_{NO3} + Q_{NO3}^{ant}$$

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = \beta_{O_2/C} \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{m3/L} - \varepsilon_{org} (K_{DBO} B_{org} + \beta_{O_2/N1} v_{N1} C_{NH_4} + \beta_{O_2/N2} v_{N2} C_{NO_2}) - Q_{O_2}^{ant} - (Q_{O_2}^{hot} \pm Q_{O_2}^{alm}) / H \quad (13)$$

Здесь  $B_f$  - биомасса фитопланктона,  $[мгС \cdot м^{-3}]$ ;  $C_{O_2}$ ,  $C_{PO_4}$ ,  $C_{NH_4}$ ,  $C_{NO_2}$ ,  $C_{NO_3}$  - содержание в морской воде растворенного кислорода, фосфора фосфатов, аммонийной, нитритной и нитратной форм азота  $[мг \cdot л^{-1}]$  соответственно;  $B_{org} = B_{org}^{av} + B_{org}^{ant}$  - содержание мертвого органического вещества автохтонного  $B_{org}^{av}$  и антропогенного  $B_{org}^{ant}$  происхождения  $[мгO_2 \cdot л^{-1}]$  соответственно;  $t$  - время  $[ч]$ ,  $H$  - глубина  $[м]$ ;  $\gamma_f$  - доля продукции фитопланктона, идущая на обеспечение его жизнедеятельности (дыхание);  $\mu_f$  - удельная скорость гибели фитопланктона  $[ч^{-1}]$ ;  $w_{gf}$  - гравитационная скорость оседания водорослей,  $[м \cdot ч^{-1}]$ ;  $\sigma_f$  - удельная скорость роста фитопланктона  $[ч^{-1}]$ , определяемая условиями освещенности  $I$  и наличием в воде биогенных веществ - минеральных форм азота  $C_N$  и фосфора  $C_{PO_4}$ ;  $V_f^{max}$  - максимальная удельная скорость роста фитопланктона  $[ч^{-1}]$ ;  $I_0$  - поток фотосинтетически активной солнечной радиации, проникающей через поверхность моря,  $[Вт \cdot м^{-2}]$ ;  $I_{opt}$  - оптимальная для фотосинтеза освещенность,  $[Вт \cdot м^{-2}]$ ;  $I_z$  - освещенность на глубине  $z$ ,  $[Вт \cdot м^{-2}]$ ;  $\alpha$  - коэффициент ослабления освещенности с глубиной,  $[м^{-1}]$ ;  $Sk_N$ ,  $Sk_{PO_4}$  - константы полунасыщения (Михаэлиса-Ментен) скорости процесса утилизации фитопланктоном минеральных форм азота и фосфора  $[мг \cdot л^{-1}]$ ;  $\chi = C_{NH_4} \phi / [\phi C_{NH_4} + (1 - \phi) C_{NH_4}]$  - доля минерального азота, потребляемого фитопланктоном в форме аммония, где  $\phi$  - коэффициент предпочтительности усвоения фитопланктоном аммония по отношению к нитратам;  $K_{DBO}$  -- удельная скорость биохимического окисления органического вещества  $[ч^{-1}]$ ;  $\eta$  - доля лабильной органики в отмершем

органическом веществе фитопланктона;  $\varepsilon_{ing} = f(C_{O_2})$  – параметр ингибции процессов биохимического окисления органического вещества и нитрификации при дефиците содержания кислорода в морской воде ( $0 < \varepsilon_{ing} < 1$ ), рассчитываемый по формуле:  $\varepsilon_{ing} = C_{O_2} / (C_{O_2} + Sk_{O_2})$ , где  $Sk_{O_2}$  – константа полунасыщения процесса [ $mg \cdot l^{-1}$ ];  $v_{N1}, v_{N2}$  – удельная скорость первой и второй стадий нитрификации [ $ч^{-1}$ ];  $v_{DN}$  – скорость убыли нитратов [ $ч^{-1}$ ] за счет процесса денитрификации в придонном слое относительно глубокой части Ciénaga de Tesca ( $H \geq 0.8$  м), где содержание кислорода всегда меньше  $0.7$  мг·л<sup>-1</sup>;  $\beta_{O_2/C}$  – коэффициент перевода углеродных единиц органического вещества мгС в кислородные мгО<sub>2</sub>, [ $mgO_2/mgC$ ];  $\beta_{P/C}, \beta_{N/C}$  – стехиометрические коэффициенты перехода от мгС к мгР, [ $mgP/mgC$ ], и мгN, [ $mgN/mgC$ ], соответственно;  $\beta_{P/O_2}, \beta_{P/O_2}^{ant}, \beta_{N/O_2}, \beta_{N/O_2}^{ant}$  – коэффициенты пересчета мгО<sub>2</sub>  $V_{org}$  в мгР, [ $mgP/mgO_2$ ], и мгN, [ $mgN/mgO_2$ ], для мертвой органики естественного  $V_{org}^{av}$  и антропогенного  $V_{org}^{ant}$  происхождения;  $\beta_{O_2/N1}, \beta_{O_2/N2}$  – кислородные эквиваленты 1-й и 2-й стадий нитрификации, [ $mgO_2/mgN$ ];  $\beta_{m^3/L} = 0.001$  – коэффициент перевода метров кубических в литры, [ $м^3/л$ ];  $Q_{org}^{ant}, Q_{PO_4}^{ant}, Q_{NH_4}^{ant}, Q_{NO_2}^{ant}, Q_{NO_3}^{ant}$  – поступление мертвого органического вещества, минеральных форм азота и фосфора от антропогенных источников, [ $mg \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$ ];  $Q_{PO_4}^{sed}, Q_{NH_4}^{sed}$  – скорость изменения концентрации фосфатов и аммония за счет обмена с донными отложениями, [ $mg \cdot м^{-3} \cdot ч^{-1}$ ];  $Q_{O_2}^{bot}$  – поглощение кислорода из единичного объема воды донными осадками в результате процессов биохимического окисления и нитрификации, [ $mgO_2 \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$ ];  $Q_{O_2}^{ant}$  – скорость уменьшения содержания кислорода в единичном объеме воды водоема за счет смешения со сточными водами, не содержащими кислород, [ $mgO_2 \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$ ];  $Q_{O_2}^{atm}$  – поток кислорода при газообмене с атмосферой, [ $mgO_2 \cdot дм^{-2} \cdot ч^{-1}$ ].



Поглощение кислорода донными осадками в первом приближении может быть оценено с помощью эмпирической зависимости, приведенной в [4], на основе сведений о содержании кислорода в воде  $C_{O_2}$ :

$$Q_{O_2}^{bot} = a(C_{O_2})^b, \quad (14)$$

где  $[Q_{O_2}^{bot}] = \text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$ ,  $[C_{O_2}] = \text{мл} \cdot \text{л}^{-1}$ ,  $a = \text{const}$  и  $b = 0.66$  – эмпирические коэффициенты.

Газообмен кислородом с атмосферой рассчитывается на основе зависимости вида [1]:

$$Q_{O_2}^{atm} = \gamma_{e,i} n_v n_t (C_{O_2}^S - C_{O_2}), \quad (15)$$

где  $Q_{O_2}^{atm}$  – поступление (инвазия) или выделение (эвазия) кислорода,  $[\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}]$ ,  $\gamma_{e,i}$  – коэффициент инвазии (эвазии),  $[\text{л} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}]$ ,  $n_t$  – температурный коэффициент (при  $T=30^\circ\text{C}$ ,  $S=30-35 \text{‰}$ ,  $n_t = 1.1$ ),  $n_v$  – интегральный ветровой коэффициент:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27w^2, & \text{для } w \leq 8 \text{ м / с} \\ -7.4 + 0.4w^2, & \text{для } w > 8 \text{ м / с} \end{cases}, \quad (16)$$

$w$  – скорость ветра,  $[\text{м} \cdot \text{с}^{-1}]$ ;  $C_{O_2}^S$  – насыщающая (при данной  $T^\circ$  и  $S$ ) концентрация кислорода  $[\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}]$ .

**Самоочищение вод от неконсервативных загрязняющих веществ и патогенной микрофлоры, не свойственных морской среде  $C_{ant}$ .** Убыль концентрации загрязняющих веществ в результате их физико-химической и (или) биохимических трансформации, а также патогенной микрофлоры, гибнущей в морской среде (*Coliformes*), с достаточной для практических целей точностью может быть параметризована заданием коэффициента неконсервативности рассматриваемой субстанции, который определяется путем специализированных натуральных экспериментов. При таком подходе предполагается, что деградация (гибель) химических веществ (микроорганизмов) описывается кинетическим уравнением реакции первого порядка:

$$\frac{dC_{ant}}{dt} = -K_m C_{ant}, \quad (17)$$

где  $C_{ant}$  - концентрация загрязняющей субстанции,  $t$  - время,  $K_m$  - константа скорости распада (гибели) субстанции, определяемая экспериментальным путем по формуле

$$K = \frac{2.3}{t - t^1} \lg \frac{C_0}{C_t}, \quad (18)$$

либо через период полураспада вещества  $\tau$

$$K = \ln 2 / \tau. \quad (19)$$

Здесь,  $C_0$  - начальная концентрация загрязняющего вещества,  $C_t$  - концентрация через время  $t$  - время, в течение которого практически не происходит изменения концентрации  $C_0$  (время адаптации микроорганизмов).

**Калибрация модели.** В тропических широтах годовой цикл изменчивости возмущающих экосистему гидрометеорологических переменных выражен очень слабо и затушевывается короткопериодной их изменчивостью. Поэтому с достаточной степенью достоверности можно утверждать, что при осреднении наблюдаемых в различные временные отрезки параметров тропической экосистемы, мы получим характеристики ее стационарного состояния. Исходя из этого, калибровку математических моделей в тропических областях можно проводить по осредненным за весь период наблюдений данным, добываясь сбалансированности продукционно-деструкционных процессов за суточный отрезок времени.

Предварительная оценка констант химико-биологического блока модели выполнялась для ее нульмерного варианта на основе данных литературных источников о характерных значениях параметров модели в условиях, близких к наблюдаемым в Ciénaga de Tesca [2]. Для учета вклада антропогенных источников в формирование гидрохимического режима лимана в нульмерном варианте модели использовалась зависимость вида:

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

где  $q_i$  - расход  $i$ -го антропогенного источника загрязнения [ $M^3/c$ ];  $C_i^{ant}$ ,  $C$  - концентрация загрязняющего вещества в сбросных водах  $i$ -го источника и в водах лимана, соответственно;  $W_{TOT}$  - суммарный объем вод Ciénaga de Tesca.

Калибровка модели выполнялась на основе данных наблюдений за изменчивостью гидрохимических параметров экосистемы водоема, полученных на протяжении 1994 – 1998 гг. Основной целью калибровки модели являлось установление суточного хода моделируемых химико-биологических параметров относительно характерных значений их величин, известных из наблюдений, а также сохранение суточного баланса продукционно-деструкционных процессов в экосистеме при средних в течение года условиях освещенности. Результаты калибровки модели по суточному ходу содержания растворенного кислорода представлены на рис. 1.

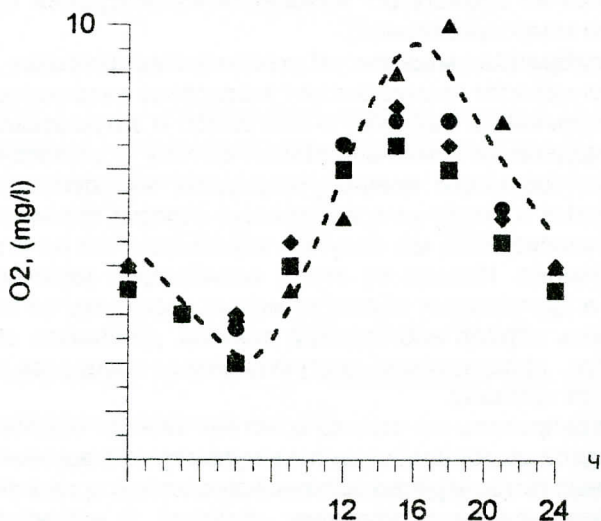


Рис.1 - Суточный ход содержания кислорода в водах *Cienaga de Tesca*, полученный по данным наблюдений в различных точках акватории (символы - данные наблюдений) (кривая - расчет)

Для проверки качества калибровки модели по суточному ходу на других масштабах изменчивости, был выполнен независимый расчет поведения моделируемых элементов экосистемы в течение двух лет (1996-97гг.), при переменных значениях освещенности, рассчитанных по данным ежедневных наблюдений за влажностью воздуха и баллом облачности. Результаты расчетов приведены на рис.2. Модельные значения химических элементов экосистемы в соответствующие моменты времени сравнивались со средними по акватории водоема их значениями, за

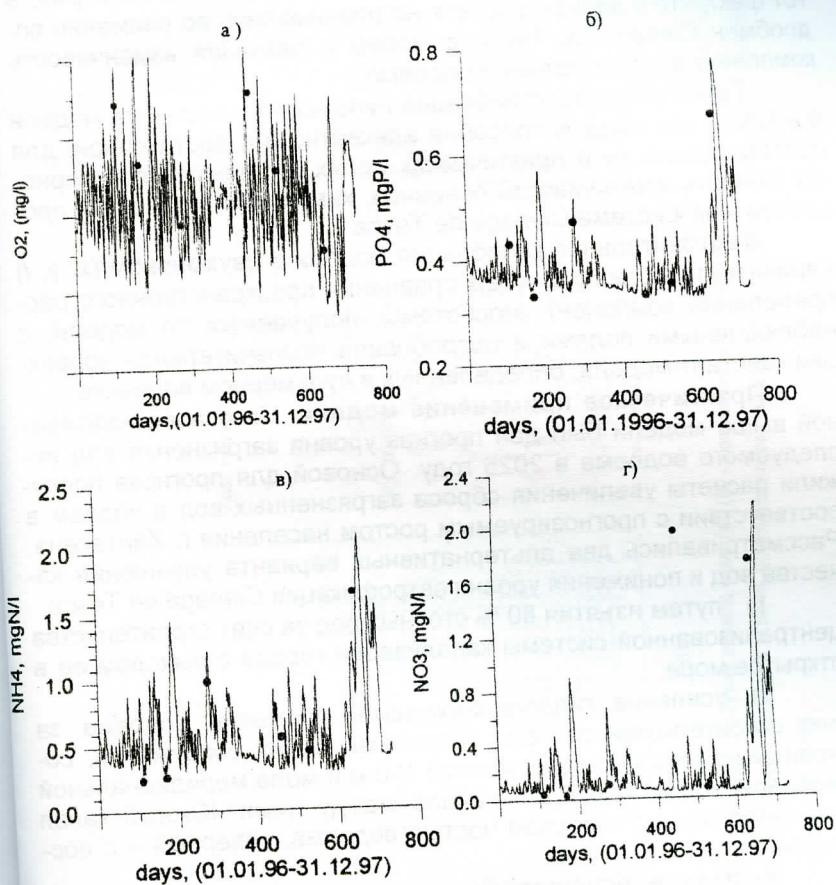


Рис. 2 Изменчивость содержания кислорода (а), фосфатов (б), азота аммония (в) и нитратов (г) в Cienaga de Tesca в течение двух лет, рассчитанная по точечной модели на 11 часов дня каждого суток (кривая) и полученная путем пространственного осреднения данных наблюдений в соответствующие моменты времени (точки).

фиксированными при проведении гидрохимических съемок в 1996-97гг. Как видно из рисунка, степень совпадения модельных и измеренных величин достаточно высока, особенно если учесть тот факт, что в данном расчете не принимались во внимание водообмен Cienaga de Tesca с морем и сезонная изменчивость компонент водного баланса водоема.

Таким образом, калибровка нульмерного варианта модели показала, что модель способна адекватно и с достаточной, для использования ее в практических целях, степенью достоверности описать изменчивость основных химико-биологических процессов в экосистеме Cienaga de Tesca.

Заключительная калибровка модели в двухмерном ( $x; y; t$ ) варианте проводилась путем сравнения пространственного распределения компонент экосистемы, получаемых по модели, с наблюдаемыми полями и потребовала незначительной коррекции констант модели, определенных в нульмерном варианте.

**Практическое применение модели.** На основе изложенной выше модели был дан прогноз уровня загрязнения вод исследуемого водоема в 2025 году. Основой для прогноза послужили расчеты увеличения сброса загрязненных вод в водоем в соответствии с прогнозируемым ростом населения г. Картахена. Рассматривались два альтернативных варианта улучшения качества вод и понижения уровня эвтрофикации Cienaga de Tesca:

1) путем изъятия 80 % сточных вод за счет строительства централизованной системы канализации города с выходом ее в открытое море;

2) усиление гидродинамической промывки водоема за счет строительства системы гидротехнических сооружений, состоящей из двух каналов шириной 100 м и мола меридиональной направленности, берущего начало между ними. Южный канал связывает море с западной частью водоема, северный – с восточной (рис.3).

Численные эксперименты показали (рис.4), что без осуществления активных природоохранных мероприятий в 2025 году экологическая ситуация в Cienaga de Tesca значительно ухудшится. Например, биомасса фитопланктона в течение прогнозистического периода вырастет со 110 до 160 мг.хл»А»/м<sup>3</sup>, концентрация мертвого органического вещества - с 20 до 30 мгО<sub>2</sub>/л, аммонийного азота – с 0.4 ÷ 0.6 до 0.8 ÷ 1.5 мгN/л (рис.4.в).

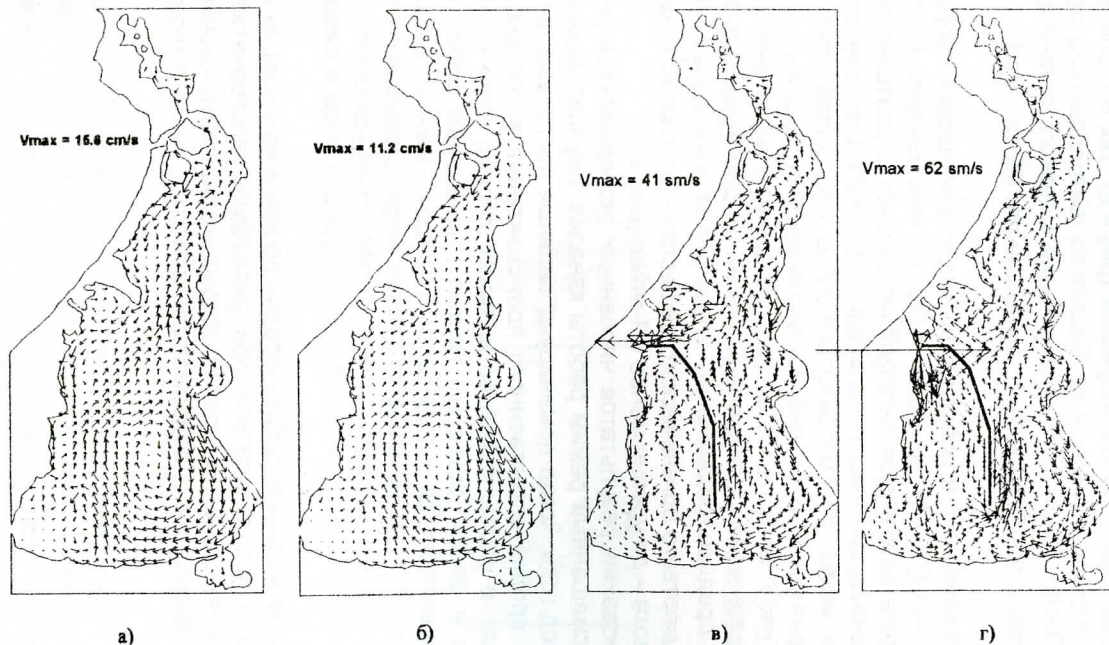


Рис. 3 Циркуляция вод Ciénaga de Tesca в сухой период года: (а), (б) – современная ситуация (отсутствует водообмен с морем, сильные северо-восточные ветры) на 12 часов дня и ночи, соответственно; (в), (г) – при реализации варианта 2 с управляемым режимом работы соединительных каналов.

При изъятии 80 % планируемого на 2025 год стока загрязненных вод (рис.4.г), качество вод лимана значительно улучшится по сравнению как с прогнозируемым (рис.4.в), так и с современным его состоянием (рис.4.а). Биомасса фитопланктона понизится до  $50 \div 60 \text{ мг.хл} \gg \text{А} \gg / \text{м}^3$ , содержание мертвого органического вещества – до  $10 \div 11 \text{ мгO}_2/\text{л}$ , аммонийного азота – до  $0.1 \div 0.2 \text{ мгN/л}$ .

Установлено, что строительство гидротехнических сооружений дает значительно меньший эффект, чем изъятие 80 % процентов стока источников загрязнения за счет строительства централизованной системы канализации (рис.4.б). Поэтому эта альтернатива может рассматриваться лишь как второй этап в плане мероприятий по улучшению экологической ситуации в Ciempaga de Tesca. Строительство двух соединительных каналов и мола меридиональной направленности на втором этапе позволит снизить среднее содержание хлорофилла «А» до  $20 \div 40 \text{ мг.хл} \gg \text{А} \gg / \text{м}^3$ , мертвого органического вещества - до  $7 \text{ мгO}_2/\text{л}$ , аммонийного азота – до уровня менее  $0.1 \text{ мгN/л}$  (рис.4.д).

На основании результатов численных экспериментов рекомендован смешанный режим работы каналов: неуправляемый в сухой период года, когда доминируют сильные пассатные ветры и закрыт пролив естественного происхождения в северной части водоема, и управляемый во влажный период года, когда ветры слабы и открыт северный пролив. Управление работой каналов осуществляется следующим образом: южный канал (шлюз) открывается, когда отметка уровня моря превышает отметку уровня воды в лимане (прилив), а северный, наоборот, – когда отметка уровня моря меньше отметки уровня воды в лимане (отлив).

Описанная в данной работе модель проста в калибровке и может успешно использоваться при разработке альтернатив, направленных на снижение уровня эвтрофикации и улучшение качества вод мелководных водоемов как морского, так и речного типов.

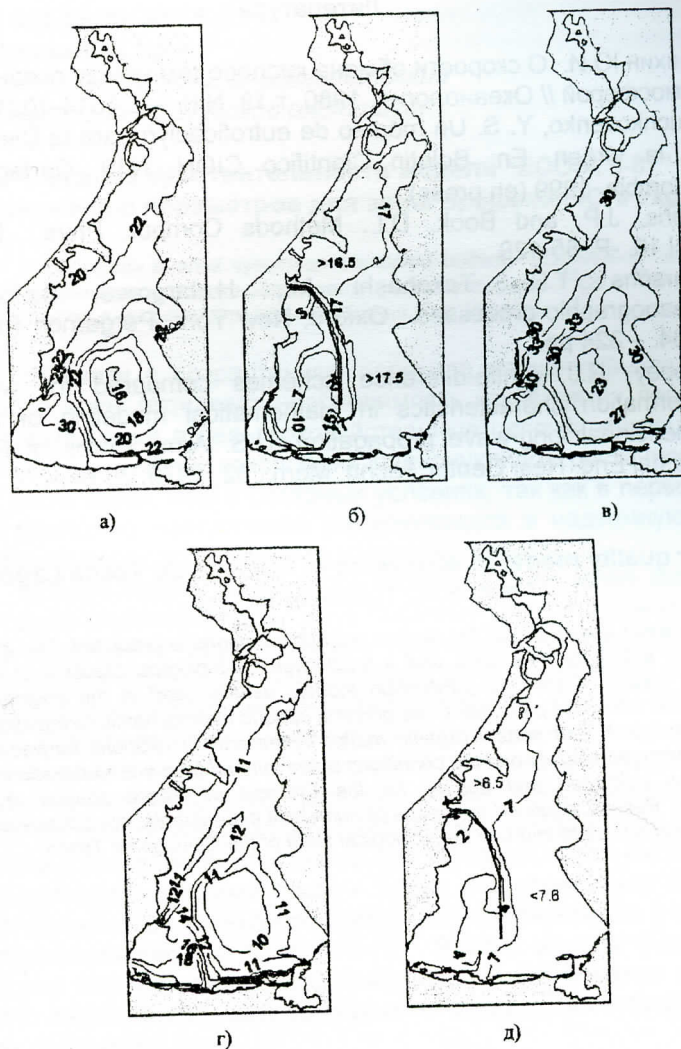


Рис. 4 Содержание мертвого органического вещества в водах Ciénaga de Tesca:  
 а) современная ситуация без (а) и при (б) реализации варианта II; ситуация в 2025 году без реализации альтернативных вариантов (в), при реализации варианта I (г), при последовательной реализации вариантов I и II (д).



## Литература

1. Ляхин Ю.И. О скорости обмена кислородом между океаном и атмосферой // Океанология, 1980, т.18, N 6. – С.1014-1021.
2. Tuchkovenko, Y. S. Un modelo de eutroficiayn para la Cienaga de la Virgen. En: Boletin Cientifico CIOH, N19, Cartagena, Colombia, 1999 (en press).
3. Boris, J.P. and Book, D.L. Methods Comput. Phys., 1976. -Vol.16. -P. 85-129.
4. Parsons T.R., Takahashi M., H.Hargrave Biological oceanographic processes. Oxford, New York, Pergamon Press, 1984. – 324 pp.
5. Sobey, R.J. Finite-diference 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, 1970, 29 pp.

### **Water quality model of ecosysem of Cienaga de Tesca Lagoon** Lonin S.A., Tuchkovenko Y.S.

*A water quality model for shallow eutrophic lagoons is proposed. The model consists of a 2-D hydrodynamic and a local chemical-biological blocks and is an advanced variant of the auto-purification models usually used in the engineering practice. The advanced parts are 1) the grid and subgrid hydrodynamic formulation, 2) the anthropogenic and natural organic matter fluxes and 3) relations between the phytoplankton productivity and the conditions of the mineral food and illumination. The model was calibrated and applied for the Cienaga de Tesca shallow lagoon (Colombia). Results, obtained by means of numerical experiments, are considered as possible alternatives to improve the ecological state of the Cienaga de Tesca.*