

Ю.С.Тучковенко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г.Одесса

**ТРЕХМЕРНАЯ МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ КАЧЕСТВА ВОД
ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ПРИУСТЬЕВОГО РАЙОНА
СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ**

Описана математическая структура химико-биологического блока трехмерной нестационарной численной модели качества вод шельфовых морских экосистем. В химико-биологическом блоке решаются задачи самоочищения вод от загрязняющих веществ антропогенного происхождения и эвтрофикации. Описаны принципы и приведены результаты адаптации модели к условиям Днепровско-Бугского приустьевого района северо-западной части Черного моря, включающего в себя Одесский регион.

Качество вод Днепровско-Бугского приустьевого района северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) определяется речным стоком Днестра и Южного Буга. Границы этого района простираются от Кинбурнского пролива до берегов Одессы. На протяжении 1988 – 1999 гг. Одесским филиалом Института биологии южных морей проводился комплексный экологический мониторинг морской акватории, прилегающей к побережью г.Одессы и ее городов-спутников Ильичевск и Южный. Результаты мониторинга позволили при районировании СЗЧМ выделить эту акваторию в особый регион, названный Одесским [1, 2]. Важнейшими отличительными особенностями этого региона являются:

- сезонная изменчивость степени влияния пресного стока Днестра и Южного Буга на гидрологическую структуру, динамику и гидрохимические показатели качества вод;
- наличие в прибрежной зоне района значимых антропогенных источников эвтрофирования и загрязнения морской среды;
- развитие ветрового прибрежного апвеллинга, обеспечивающего водо- и массообмен между поверхностным и придонным слоями акватории в летний период года.

Одесский регион СЗЧМ имеет важное рекреационное значение, поскольку его побережье является пляжной и санаторно-курортной зоной. К этой акватории примыкает также Одесская банка – ценнейший рыбохозяйственный участок Черного моря, на котором идет воспроизводство рыбных ресурсов.

Качество вод Одесского региона определяется, с одной стороны, поступлением загрязняющих веществ с речным стоком Днестра, Южного Буга и Днестра, с другой стороны, функционированием антропогенных источников загрязнения в прибрежной зоне. На побережье региона расположены промышленный, портовый и коммунальный комплексы городов Одессы, Ильичевск, Южный, со сточными водами которых в морскую среду поступает значительное количество органических и биогенных веществ, СПАВ, нефтепродуктов и других видов загрязняющих веществ. Подробное описание береговых антропогенных источников Одесского региона приведено в [3].

Таким образом, прогноз и управление качеством морских вод в Одесском

© Ю.С.Тучковенко, 2005

регионе СЗЧМ, выяснение роли речного стока и антропогенных источников в формировании современного уровня загрязнения этой акватории, является актуальной задачей. Решить ее невозможно без использования математических моделей качества морских вод, в которых учитываются как гидродинамические процессы (адвективный перенос и диффузионное рассеяние), определяющие перераспределение в пространстве загрязняющих веществ, так и химико-биологические процессы их трансформации в морской среде.

Попытка создания модели эвтрофикации для Одесского региона была предпринята в [4]. Особенность модели заключалась в описании скоростей химико-биологических процессов сложными нелинейными функциями влияющих на них факторов. Коэффициенты этих функциональных зависимостей определялись экспериментальным путем в лабораторных условиях. Это отличие стало и основным недостатком модели, поскольку она фактически не поддается калибровке и не может быть использована при решении прикладных задач. Поэтому авторы модели предлагали использовать ее для краткосрочных прогнозов экологического состояния прибрежных вод СЗЧМ.

В то же время зарубежными исследователями разработаны достаточно эффективные прикладные модели качества вод (*ECOM/POM*, *WASP/RCA*, *HydroQual/Delft3D*), которые нашли широкое применение при проведении экологических экспертиз различных инженерных проектов, связанных с использованием и охраной водных ресурсов.

В конце 90-х гг. в рамках научного сотрудничества с Центром океанографических и гидрографических исследований Колумбии, в ОФ ИнБЮМ была разработана серия численных математических моделей качества вод шельфовых морских экосистем тропических широт, которые успешно использовались для решения ряда прикладных задач [5 – 8]. С 2001 г., на основе накопленного опыта в создании и использовании подобного рода моделей и информации, полученной в ходе экологического мониторинга (1988 – 1999 гг.) акватории Одесского региона СЗЧМ, начата разработка комплексной трехмерной модели качества вод шельфовых морских экосистем умеренных широт. Цель данной работы заключается в описании математической структуры химико-биологического блока этой модели, результатов ее калибровки и адаптации к условиям Днепро-Бугского приустьевое участка СЗЧМ, составной частью которого является Одесский регион.

Математическим аппаратом, традиционно используемым для того, чтобы на единой методической и математической основе описывать взаимодействие физико-динамических процессов транспорта вещества в трехмерном пространстве и химико-биологических процессов его транслкации, является система уравнений переноса неконсервативных субстанций [9]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(u C_i - D_h \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v C_i - D_h \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) \\ + \frac{\partial}{\partial z} \left((w + w_{gi}) C_i - D_v \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) = F_i(\vec{C}, x, y, z, t) + Q_i(x, y, z, t). \end{aligned} \quad (1)$$

Здесь u, v, w – составляющие вектора скорости течения \vec{v} ; t – время; \vec{C} – вектор-функция переменных состояния экосистемы ($i = 1, \dots, N$), элемента-

ми которой $C_i = (x, y, z, t)$ являются концентрации (биомассы) моделируемых компонентов экосистемы или загрязняющих веществ; w_{gi} – скорость гравитационного осаждения примеси; D_h, D_v – коэффициенты горизонтальной и вертикальной диффузии примеси; $Q_i(x, y, z, t)$ – приток i -го вещества из внешних, включая антропогенные, источников; $F_i(\bar{C}, x, y, z, t)$ – функции неконсервативности, представляющие собой составленные на основе балансового подхода алгебраические суммы членов, которые описывают локальные потоки вещества между компонентами модели, обусловленные различными (био)химическими реакциями и биологическими взаимодействиями, причем $F_i = \partial C_i / \partial t = (dC_i / dt)_{local}$.

В соответствии с уравнением (1), в моделях качества морских вод обычно выделяют следующие блоки:

- гидродинамическая модель, описывающая динамику вод на исследуемой акватории при различных гидрометеорологических условиях с учетом морфологических особенностей бассейна (батиметрии, конфигурации берегов);
- блок транспорта консервативной, пассивной примеси, представляющий собой численную реализацию уравнения (1) при $F_i(\bar{C}, x, y, z, t) = 0$, в котором используются мгновенные значения скорости течений и коэффициентов турбулентного обмена, рассчитанные в гидродинамическом блоке;
- химико-биологический блок расчета функции неконсервативности $F_i(\bar{C}, x, y, z, t)$ для веществ, трансформация которых в каждой локальной точке пространства осуществляется химическим, физико-химическим, биохимическим либо биологическим путем.

Химико-биологический блок, в свою очередь, можно разделить на два подблока:

- задача самоочищения вод от загрязняющих веществ, которые не свойственны морской среде, т.е. поступают в экосистему из внешних, как правило, антропогенных источников;
- задача эвтрофикации и кислородного режима вод, в которой описаны естественные химико-биологические процессы, определяющие баланс веществ и энергии в экосистеме, степень ее трофности и сапробности.

Гидродинамический блок модели и результаты его адаптации к Днепровско-Бугскому приустьевому району СЗЧМ подробно описаны в [10]. В соответствии с гидродинамической моделью, уравнение (1) в безразмерной, криволинейной по вертикали σ -системе координат принимает вид:

$$\frac{\partial(HC_i)}{\partial t} + B_x^{-1} \frac{\partial}{\partial x} \left(B_x H \left[uC_i - D_h \frac{\partial C_i}{\partial x} \right] \right) + B_y^{-1} \frac{\partial}{\partial y} \left(B_y H \left[vC_i - D_h \frac{\partial C_i}{\partial y} \right] \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left((\tilde{w} + w_{gi})C_i - H^{-1}D_v \frac{\partial C_i}{\partial \sigma} \right) = HF_i + HQ_i, \quad (2)$$

где $H = h + d$ – полная глубина места, h – возмущение уровня поверхности; d – невозмущенная глубина; B_x, B_y – безразмерная, относительно размера ΔL ячейки расчетной сетки, ширина потока в направлениях x и y соответственно [10]; \tilde{w} – представление вертикальной скорости в σ -системе:

$$\tilde{w} = H \frac{d\sigma}{dt} = w - (1 - \sigma) \frac{\partial h}{\partial t} - u \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \sigma \frac{\partial H}{\partial x} \right) - v \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \sigma \frac{\partial H}{\partial y} \right).$$

Функции неконсервативности F_i , в зависимости от типа рассматриваемых веществ, определяются в блоках самоочищения или эвтрофикации. С заданным шагом по времени (который отличается от шага гидродинамической модели) решается система уравнений переноса неконсервативных субстанций. Число уравнений типа (2), составляющих эту систему, соответствует количеству моделируемых компонент экосистемы или типов загрязняющих веществ.

Граничные условия для примеси формулируются следующим образом:

$$\text{на поверхности моря:} \quad D_v \frac{\partial C}{\partial z} = Q_c^{\text{top}}, \quad (3)$$

$$\text{на дне:} \quad D_v \frac{\partial C}{\partial z} = Q_c^{\text{bot}}, \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \text{на жидкой границе:} \quad C_{oi} &= C_i^*, & \text{если } \bar{v}\bar{n} \leq 0, \\ \frac{\partial C_{oi}}{\partial t} &= -\bar{v}\bar{n} \frac{\partial C_i}{\partial \bar{n}}, & \text{если } \bar{v}\bar{n} > 0, \end{aligned} \quad (5)$$

$$\text{в точках впадения рек:} \quad C_i^R = C_i^{\text{top}} + (C_i^{\text{top}} - C_i^{\text{bot}})(1 - \cos(\pi z / H)), \quad (6)$$

$$\text{в точках расположения антропогенных источников:} \quad \frac{\partial (HC_i)}{\partial t} = \frac{C_i^a Q_a}{V_x V_y \Delta L^2}. \quad (7)$$

Здесь Q_c^{top} – поток примеси через водную поверхность; Q_c^{bot} – поток примеси через границу «вода – донные отложения»; Q_a – расход антропогенного источника; C_i^a – концентрация примеси в водах источника; C_{oi} – концентрация i -й примеси на открытой морской границе; C_i^* – фоновая концентрация примеси, характерная для открытого моря; \bar{n} – внешняя нормаль к открытой боковой границе; $\bar{v}\bar{n}$ – проекция вектора скорости течений на внешнюю нормаль; индекс «top» соответствует концентрации в поверхностном слое воды, тогда как индекс «bot» – придонному слою.

Потоки Q_c^{top} , Q_c^{bot} для конкретных типов загрязняющих веществ задаются в химико-биологическом блоке модели.

Блок самоочищения морских вод. Задача самоочищения вод от загрязняющих веществ антропогенного происхождения является корректной в случае локального характера источника загрязнения и при отсутствии в водной среде естественных значимых источников поступления загрязняющих веществ. Первое условие означает, что влияние источника загрязнения на качество вод и функционирование экосистемы прослеживается лишь в локальной области акватории, пространственные масштабы которой во много раз (на два – три порядка) меньше исследуемого бассейна. Примером загрязняющих веществ (ЗВ), удовлетворяющих второму условию, являются нефть и нефтепродукты, синтетические поверхностно-активные вещества, тяжелые металлы (ртуть, свинец, цинк, кадмий и т.д.). Попадая в морскую среду, эти вещества вовлекаются в различного рода физические, химиче-

ские, биологические и смешанные процессы, в результате чего трансформируются в пассивные по отношению к биотическим компонентам экосистемы химические элементы и соединения, либо выводятся из водной среды. К рассматриваемому типу ЗВ относится и один из наиболее опасных для человека биологических загрязнителей – патогенные бактерии, которые, попадая в морскую среду, подвергаются биодеградации.

В первом приближении, при построении блока самоочищения вод от неконсервативных загрязняющих веществ и патогенной микрофлоры предполагают, что деструкция загрязняющих веществ в результате их физико-химической и (или) биохимической трансформации описывается кинетическим уравнением реакции 1-го порядка:

$$F_1 = \left. \frac{dC_i}{dt} \right|_{\text{local}} = -K_{ci}C_i, \quad (8)$$

где F_i – функция неконсервативности примеси в уравнении (1); K_{ci} – коэффициент неконсервативности (деструкции) загрязняющего вещества, представляющий собой удельную скорость его трансформации в результате совокупного действия химических, физико- и биохимических процессов, без детализации их вкладов. Его значение для конкретных типов ЗВ может быть взято из литературных источников, либо определено эмпирическим путем с использованием зависимостей вида:

$$K_{ci} = \frac{2.3}{t - t'} \lg \frac{C_i^0}{C_i^t}, \quad (9)$$

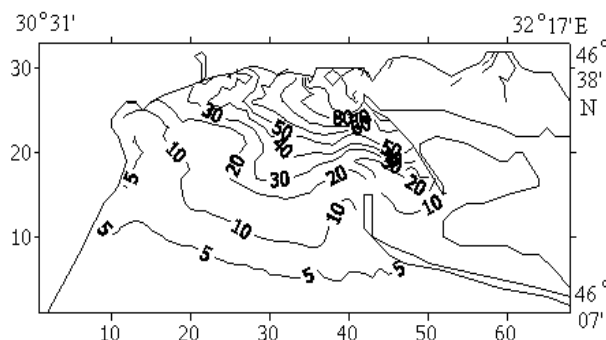
где C_i^0 – начальная концентрация загрязняющего вещества i ; C_i^t – его концентрация через время t ; t' – время, в течение которого практически не происходит изменения концентрации C_i^0 (время адаптации микроорганизмов).

В общем случае, о применимости кинетического уравнения первого порядка для описания процессов деструкции загрязняющего вещества в морской среде свидетельствует наличие прямолинейной связи между логарифмической функцией концентрации загрязняющего вещества $\lg C_i(t)$ и временем t .

В отдельных случаях, при наличии необходимой информации, коэффициент деструкции K_{ci} может быть записан в мультипликативной форме как функция от определяющих его факторов внешней среды.

При выполнении экспертных оценок использование модели качества вод, химико-биологический блок которой построен по принципу самоочищения, целесообразно в том случае, когда необходимо определить масштабы зоны, в пределах которой уровень загрязнения превышает допустимую величину (ПДК), при функционировании одного или нескольких источников загрязнения; оценить возможность превышения допустимого уровня загрязнения в некоторой точке (или районе) акватории при различных гидрометеорологических характеристиках сброса загрязненных вод из источников; оценить вклады различных источников в формирование уровня загрязнения в некоторой локальной точке или районе акватории с целью нормирования их сбросов и т.п.

На рис.1 представлены результаты расчетов, выполненные с помощью модели самоочищения для нефтепродуктов, поступающих с речным стоком Днепра и Южного Буга, скорость деструкции которых в весеннем диапазоне



Р и с . 1 . Рассчитанное по модели самоочищения распределение нефтепродуктов (мкг/л), поступающих со стоком рек Днепр и Южный Буг, в середине мая при метеорологических условиях 1986 г.

температур полагалась равной $0,03 \text{ сут}^{-1}$ [11, 12], а концентрация в речных водах, в соответствии с данными экспедиционных наблюдений ОФ ИнБЮМ за 1995 г., 0,7 и 0,13 мг/л для Южного Буга и Днепра соответственно. Из расчетов следует, что за счет поступления нефтепродуктов с речным стоком, в Одесском регионе СЗЧМ формируются фоновые концентрации этого ЗВ

порядка 5 – 10 мкг/л, что составляет 10 – 20 % от величины ПДК.

Математическая структура блока эвтрофикации построена на основе синтеза известных теоретических [9, 13] и прикладных моделей качества вод [14, 15]. Фосфорный и азотный циклы в модели рассматриваются отдельно, что позволяет учесть различия в скоростях минерализации органического азота и фосфора, а также в стехиометрическом соотношении между азотом и фосфором для автохтонного и аллохтонного (в частности, поступающего из антропогенных источников) органического вещества. Объединение этих циклов в единую модель производится на основе уравнения динамики фитопланктона, описывающего первичное продуцирование органического вещества фитопланктоном в процессе фотосинтеза, а также пополнение запасов мертвого органического вещества (в единицах фосфора и азота) в результате процессов дыхания, естественной смертности и выедания фитопланктона.

Блок эвтрофикации включает в себя описание динамики следующих характеристик качества вод шельфовой экосистемы: фитопланктон B_f , фосфаты C_{PO_4} , азот аммония C_{NH_4} , азот нитратов C_{NO_3} , растворенный органический фосфор C_{DOP} и азот C_{DON} , взвешенный органический фосфор C_{POP} и азот C_{PON} , детритная B_{org}^{det} и растворенная B_{org}^{dis} формы кислородного эквивалента косного органического вещества (БПК, перманганатная окисляемость), растворенный кислород C_{O_2} . Азот нитритов включается в нитраты. Рассчитывается также показатель БПК₅. Диаграмма связей между компонентами экосистемы представлена на рис.2.

Система уравнений блока эвтрофикации для локальной точки пространства записывается следующим образом.

Фитопланктон (гС/м³):

$$\left. \frac{dB_f}{dt} \right|_{local} = (\sigma_f - \varphi_f - \mu_f) B_f, \quad (10)$$

где σ_f – удельная скорость роста (сут^{-1}); φ_f – удельная скорость метаболизма (дыхания) (сут^{-1}); μ_f – удельная скорость выедания и естественной смертности фитопланктона (сут^{-1}), которые задаются в виде функциональных зависимостей вида:

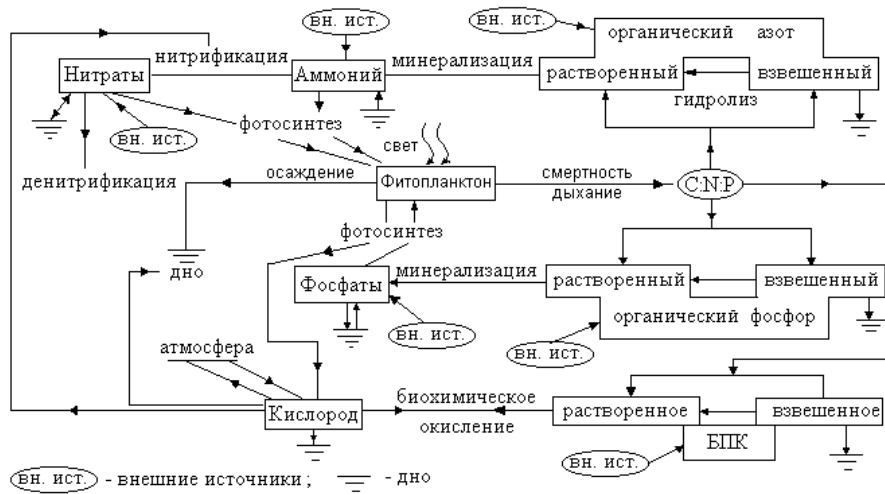


Рис. 2. Диаграмма связей между элементами блока эвтрофикации модели качества вод северо-западной части Черного моря.

$$\sigma_f = V_f^{\max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO4}) f_3(T), \quad (11)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{\Delta z} \int_{z_i}^{z_{i+1}} f_z(I_z) dz = \frac{2.718 f_d}{\Delta z \alpha} \left[\exp(-R_{z_i}) - \exp(-R_{z_{i+1}}) \right] \quad (11, a)$$

$$R_0 = \frac{I_0}{I_{opt}}, \quad R_{z_i} = R_0 \exp(-\alpha z_i), \quad \Delta z = z_{i+1} - z_i,$$

$$f_z(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right), \quad \text{Ошибка! Закладка не определена.}$$

$$f_2(C_N, C_{PO4}) = \min\left\{ \frac{C_N}{P_N + C_N}, \frac{C_{PO4}}{P_{PO4} + C_{PO4}} \right\}. \quad (11, б)$$

$$f_3(T) = \begin{cases} e^{-\zeta_1 (T - T_m)^2}, & \text{если } T \leq T_m \\ e^{-\zeta_2 (T_m - T)^2}, & \text{если } T > T_m \end{cases}. \quad (11, в)$$

$$\varphi_f = \varphi_r e^{\zeta_\varphi (T - T_r)}. \quad (12)$$

$$\mu_f = \mu_r e^{\zeta_\mu (T - T_r)}. \quad (13)$$

Здесь V_f^{\max} – максимальная удельная скорость роста фитопланктона (сут^{-1}); I_0 – средний за световой день поток ФАР, проникающий через поверхность моря ($\text{Вт}/\text{м}^2$); I_{opt} – оптимальная для фотосинтеза освещенность ($\text{Вт}/\text{м}^2$); f_d – доля светового дня в сутках ($0 \leq f_d \leq 1$); I_z – освещенность на глубине z ($\text{Вт}/\text{м}^2$); α – интегральный коэффициент ослабления освещенности с глубиной; $C_N = C_{NH4} + C_{NO3}$; P_N, P_{PO4} – константы полунасыщения скорости про-

цесса утилизации фитопланктоном минеральных форм азота и фосфора соответственно (мг/л); T – температура морской воды ($^{\circ}\text{C}$); T_m – оптимальная для роста водорослей температура воды ($^{\circ}\text{C}$); ζ_1, ζ_2 – коэффициенты, определяющие характер влияния температуры на рост водорослей в диапазонах выше и ниже T_m ; φ_r – удельная скорость метаболизма водорослей при температуре T_r (сут^{-1}); ζ_φ – коэффициент влияния температуры на скорость метаболизма; μ_r – удельная скорость выедания и гибели фитопланктона при температуре T_r (сут^{-1}); ζ_μ – коэффициент влияния температуры на скорость выедания и смертности водорослей.

Фосфор фосфатов (гP/м^3):

$$\left. \frac{dC_{\text{PO}_4}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\varphi_f \alpha_P + \mu_f g_{P1} - \sigma_f) \beta_{P/C} B_f + K_{\text{PO}_4} C_{\text{DOP}}, \quad (14)$$

где α_P – доля фосфатов в метаболических выделениях водорослей ($0 \leq \alpha_P < 1$); g_{P1} – доля фосфатов, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона ($0 \leq g_{P1} < 1$); $\beta_{P/C}$ – коэффициент, выражающий стехиометрическое соотношение между углеродом и фосфором в органическом веществе (гP/гC); K_{PO_4} – удельная скорость минерализации растворенного органического фосфора (сут^{-1}), определяемая выражением: $K_{\text{PO}_4} = K_{\text{PO}_4}^{20} \left(\frac{B_f}{I_C + B_f} \right) \theta_{PC}^{(T-20)}$,

где $K_{\text{PO}_4}^{20}$ – удельная скорость минерализации растворенного органического фосфора при 20°C (сут^{-1}); θ_{PC} – температурный коэффициент; I_C – константа полунасыщения, определяющая лимитирующее влияние биомассы фитопланктона на регенерацию минерального фосфора и азота (гC/м^3).

Азот аммония (гN/м^3):

$$\left. \frac{dC_{\text{NH}_4}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\varphi_f \alpha_N + \mu_f g_{N1} - \chi \sigma_f) \beta_{N/C} B_f + K_{\text{NH}_4} C_{\text{DON}} - v_{12} C_{\text{NH}_4}, \quad (15)$$

где α_N – доля аммонийного азота в метаболических выделениях водорослей; g_{N1} – доля аммонийного азота, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона; χ – доля минерального азота, потребляемая фитопланктоном в форме аммония, определяемая по формуле:

$$\chi = C_{\text{NH}_4} \frac{C_{\text{NO}_3}}{(I_N + C_{\text{NH}_4})(I_N + C_{\text{NO}_3})} + C_{\text{NH}_4} \frac{I_N}{(C_{\text{NH}_4} + C_{\text{NO}_3})(I_N + C_{\text{NO}_3})};$$

$\beta_{N/C}$ – стехиометрическое соотношение между углеродом и азотом в органическом веществе (гN/гC); K_{NH_4} – удельная скорость минерализации органического азота (сут^{-1}), определяемая как: $K_{\text{NH}_4} = K_{\text{NH}_4}^{20} \left(\frac{B_f}{I_C + B_f} \right) \theta_{NC}^{(T-20)}$,

где $K_{\text{NH}_4}^{20}$ – удельная скорость минерализации органического азота при температуре воды 20°C (сут^{-1}); θ_{NC} – температурный коэффициент; v_{12} – удельная скорость нитрификации (сут^{-1}), описываемая выражением $v_{12}^{20} = v_{12}^{20} \varepsilon_{\text{ing}} \theta_{\text{NT}}^{(T-20)}$, где v_{12}^{20} – удельная скорость нитрификации при температуре 20°C (сут^{-1}); θ_{NT} – температурный коэффициент; $\varepsilon_{\text{ing}} = C_{\text{O}_2} / (I_{\text{O}_2} + C_{\text{O}_2})$ – множитель, учи-

тывающий лимитирующее влияние содержания в воде растворенного кислорода на процесс нитрификации, Π_{O_2} – константа полунасыщения процесса в отношении наличной концентрации кислорода ($\text{гO}_2/\text{м}^3$).

Азот нитратов ($\text{гN}/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{NO}_3}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\chi - 1)\sigma_f \beta_{\text{N/C}} B_f + \nu_{12} C_{\text{NH}_4} - \nu_{\text{NO}_3} C_{\text{NO}_3}, \quad (16)$$

где ν_{NO_3} – удельная скорость процесса денитрификации (сут^{-1}), рассчитываемая по формуле: $\nu_{\text{NO}_3} = \nu_{\text{NO}_3}^{20} \frac{\Pi_{\text{DN}}}{\Pi_{\text{DN}} + C_{\text{O}_2}} \theta_{\text{DN}}^{(T-20)}$, $\nu_{\text{NO}_3}^{20}$ – удельная

скорость денитрификации при температуре 20°C (сут^{-1}); θ_{DN} – температурный коэффициент; Π_{DN} – константа полунасыщения, учитывающая лимитирующее влияние содержания растворенного кислорода на процесс денитрификации ($\text{гO}_2/\text{м}^3$).

Растворенный органический фосфор ($\text{гP}/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{DOP}}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\varphi_f (1 - \alpha_P) + \mu_f g_{P2}) \beta_{\text{P/C}} B_f + \delta_P C_{\text{POP}} - K_{\text{PO}_4} C_{\text{DOP}}. \quad (17)$$

Здесь g_{P2} – доля растворенного органического фосфора, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; δ_P – удельная скорость гидролиза лабильного взвешенного органического фосфора, зависящая от температуры воды: $\delta_P = \delta_P^{20} \theta_{\text{par}}^{(T-20)}$, где θ_{par}^{20} – скорость гидролиза при температуре 20°C , θ_{par} – температурный коэффициент.

Лабильный взвешенный органический фосфор ($\text{гP}/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{POP}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \mu_f g_{P3} \beta_{\text{P/C}} B_f - \delta_P C_{\text{POP}}, \quad (18)$$

где g_{P3} – доля лабильного взвешенного фосфора, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона. Заметим, что $g_{P1} + g_{P2} + g_{P3} < 1$, поскольку в модели рассматривается только лабильная часть мертвого органического вещества.

Растворенный органический азот ($\text{гN}/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{DON}}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\varphi_f (1 - \alpha_N) + \mu_f g_{N2}) \beta_{\text{N/C}} B_f + \delta_N C_{\text{PON}} - K_{\text{NH}_4} C_{\text{DON}}, \quad (19)$$

где g_{N2} – доля растворенного органического азота, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; δ_N – удельная скорость гидролиза лабильного взвешенного органического азота (сут^{-1}), определяемая по аналогии с фосфорным циклом.

Лабильный взвешенный органический азот ($\text{гN}/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{PON}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \mu_f g_{N3} \beta_{\text{N/C}} B_f - \delta_N C_{\text{PON}}, \quad (20)$$

где g_{N3} – доля лабильного взвешенного азота, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона.

Растворенная часть БПК (биохимического потребления кислорода) ($\text{гO}_2/\text{м}^3$), рассматриваемая в модели как кислородный эквивалент растворенного органического углерода:

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}^{\text{dis}}}{dt} \right|_{\text{local}} = (\alpha_c \varphi_f + \mu_f g_{C2}) \beta_{\text{O}_2/\text{C}} B_f + \delta_c B_{\text{org}}^{\text{det}} - K_{\text{BOD}} B_{\text{org}}^{\text{dis}} - \beta_{\text{O}_2/\text{DN}} v_{\text{NO}_3} C_{\text{NO}_3}. \quad (21)$$

Здесь α_c – доля растворенного органического вещества в метаболических выделениях водорослей; g_{C2} – доля растворенного органического углерода, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; $\delta_c = \delta_c^{20} \theta_c^{(T-20)}$ – удельная скорость растворения лабильного взвешенного органического углерода (сут^{-1}), δ_c^{20} – удельная скорость растворения при температуре 20°C , θ_c – температурный коэффициент процесса; K_{BOD} – удельная скорость биохимического окисления органического вещества (сут^{-1}), рассчитываемая как $K_{\text{BOD}} = K_{\text{BOD}}^{20} \theta_{\text{BOD}}^{(T-20)} \varepsilon_{\text{ing}}$, где K_{BOD}^{20} – удельная скорость биохимического окисления органического вещества при $T = 20^\circ\text{C}$ (сут^{-1}); θ_{BOD} – температурный коэффициент; $\beta_{\text{O}_2/\text{DN}}$ – кислородный эквивалент использования органического углерода в ходе реакции денитрификации ($\text{гO}_2/\text{гN}$).

Детритная часть БПК ($\text{гO}_2/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}^{\text{det}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \mu_f g_{C3} \beta_{\text{O}_2/\text{C}} B_f - \delta_c B_{\text{org}}^{\text{det}}, \quad (22)$$

где g_{C3} – доля лабильной части взвешенного органического углерода, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона.

Растворенный кислород ($\text{гO}_2/\text{м}^3$):

$$\left. \frac{dC_{\text{O}_2}}{dt} \right|_{\text{local}} = [\sigma_f (1.3 - 0.3\chi) - (1 - \alpha_c) \varphi_f] \beta_{\text{O}_2/\text{C}} B_f - K_{\text{BOD}} B_{\text{org}}^{\text{dis}} - v_{12} C_{\text{NH}_4} \beta_{\text{O}_2/\text{NT}}, \quad (23)$$

где $\beta_{\text{O}_2/\text{NT}}$ – кислородный эквивалент процесса нитрификации ($\text{гO}_2/\text{гN}$).

$B_{\text{ПК}_5}$ ($\text{гO}_2/\text{м}^3$). Эта формальная по сути величина включена в модель, поскольку является одним из самых распространенных гидрохимических показателей качества вод. Для ее оценки используется диагностическая формула:

$$BOD_5 = B_{\text{org}}^{\text{dis}} \left(1 - e^{-5K_{\text{BOD}}^{\text{lab}}} \right) + \beta_{\text{O}_2/\text{NT}} C_{\text{NH}_4} \left(1 - e^{-5v_{12}^{\text{lab}}} \right) + \beta_{\text{O}_2/\text{C}} B_f \left(1 - e^{-5\varphi_f^{\text{lab}}} \right), \quad (24)$$

где BOD_5 – величина БПК₅; $K_{\text{BOD}}^{\text{lab}}$, v_{12}^{lab} , φ_f^{lab} – удельные скорости процессов биохимического окисления органического вещества, нитрификации и дыхания фитопланктона в лабораторных условиях инкубации пробы.

В блоке эвтрофикации рассчитываются также потоки кислорода на верхней и нижней границах водной колонки и массообмен биогенными элементами между водой и донными отложениями в соответствии с [15, 16].

Калибровка параметров (определение значений коэффициентов в уравнениях) блока эвтрофикации проводилась, исходя из двух основных принципов:

- целью калибровки является максимально возможное соответствие между данными наблюдений и рассчитанными по модели значениями моделируемых переменных как по рангу получаемых концентраций, так и по характеру их внутригодовой динамики;
- достижение цели калибровки достигается варьированием параметров динамических уравнений переменных модели в рамках возможного диапазона их изменчивости. Для каждого параметра уравнений модели этот диапазон устанавливается в ходе прекалибровки на основе данных литературных источников.

В качестве базовых в модели были использованы коэффициенты и параметры моделей *CE-QUAL-ICM* и *WASP5* [14, 15]. Коррекция этих параметров в рамках допустимого интервала их изменчивости [9, 13 – 15, 17 – 19] выполнялась путем сравнения кривых внутригодовой изменчивости элементов экосистемы, получаемых с помощью модели, с осредненными по пространству данными экологического мониторинга Одесского региона СЗЧМ, проведенного ОФ ИнБЮМ в 1988 – 1999 гг.

Внутригодовая динамика моделируемых элементов экосистемы определяется сезонной изменчивостью температуры, прозрачности вод и потока фотосинтетически активной солнечной радиации (ФАР). Температура воды является одной из переменных гидродинамического блока и рассчитывается в самой модели. Прозрачность вод Z_d связана с интегральным коэффициентом ослабления освещенности с глубиной α зависимостью вида: $\alpha = 2,3/Z_d$ [20]. Коэффициент α представляется в модели в виде суммы двух слагаемых: $\alpha = \alpha_s + \alpha_f$, где α_s и α_f – составляющие, учитывающие вклад в ослабление потока фотосинтетически активной солнечной радиации аллохтонной взвеси и фитопланктона (самозатемнение) соответственно.

Поскольку минеральная взвесь поступает в море с речным стоком, естественно предположить, что соленость поверхностного слоя морских вод в исследуемом районе и содержание в воде минеральной взвеси – две взаимосвязанные характеристики. На основе анализа данных наблюдений и литературных источников [21] была построена следующая эмпирическая зависимость: $Z_d = 0,157 \cdot \exp(0,233 \cdot S)$, где S – соленость вод поверхностного слоя. На основе этой зависимости и рассчитанных по модели значений солености, в каждой точке вычислительной области определялось значение α_s . Для вычисления α_f использовалась эмпирическая зависимость вида [17, 22]: $\alpha_f = 0,18 \cdot B_{f, \text{хл.а}}^{0,395}$, где $B_{f, \text{хл.а}}^{0,395}$ – биомасса фитопланктона ($\text{мг} \cdot \text{хл.а} / \text{м}^3$). Сезонная изменчивость оптимальной для фотосинтеза освещенности задавалась на основе эмпирической зависимости: $I_{opt} = 17,0 \cdot \exp(0,066 \cdot T)$ ($\text{Вт} / \text{м}^2$), где T – температура воды.

Расчет потока коротковолновой радиации, проникающей сквозь водную поверхность, проводился на основе среднесуточных данных наблюдений за относительной влажностью воздуха и облачностью на Геофизической об-

серватории ОГЭКУ по методике [20, 23]. Предполагалось, что ФАР составляет 50 % от полного потока радиации.

Калибровка параметров блока эвтрофикации на основе данных натуральных наблюдений выполнялась первоначально в одномерном (по вертикали) варианте модели [10], когда отключались члены уравнений, описывающие горизонтальный турбулентный обмен и адвективный перенос, а также предполагалась независимость всех функций от горизонтальных координат. В такой постановке учитывается только дрейфовая составляющая скорости течений, которая используется для расчета коэффициентов вертикального турбулентного обмена и диффузии. Основная задача калибровки заключалась в достижении соответствия порядков и характера внутригодовой изменчивости получаемых по модели в фотическом слое и наблюдаемых величин моделируемых компонентов экосистемы. Эта цель достигалась путем коррекции в допустимых пределах начальных значений констант блока эвтрофикации, задаваемых на основе данных литературных источников.

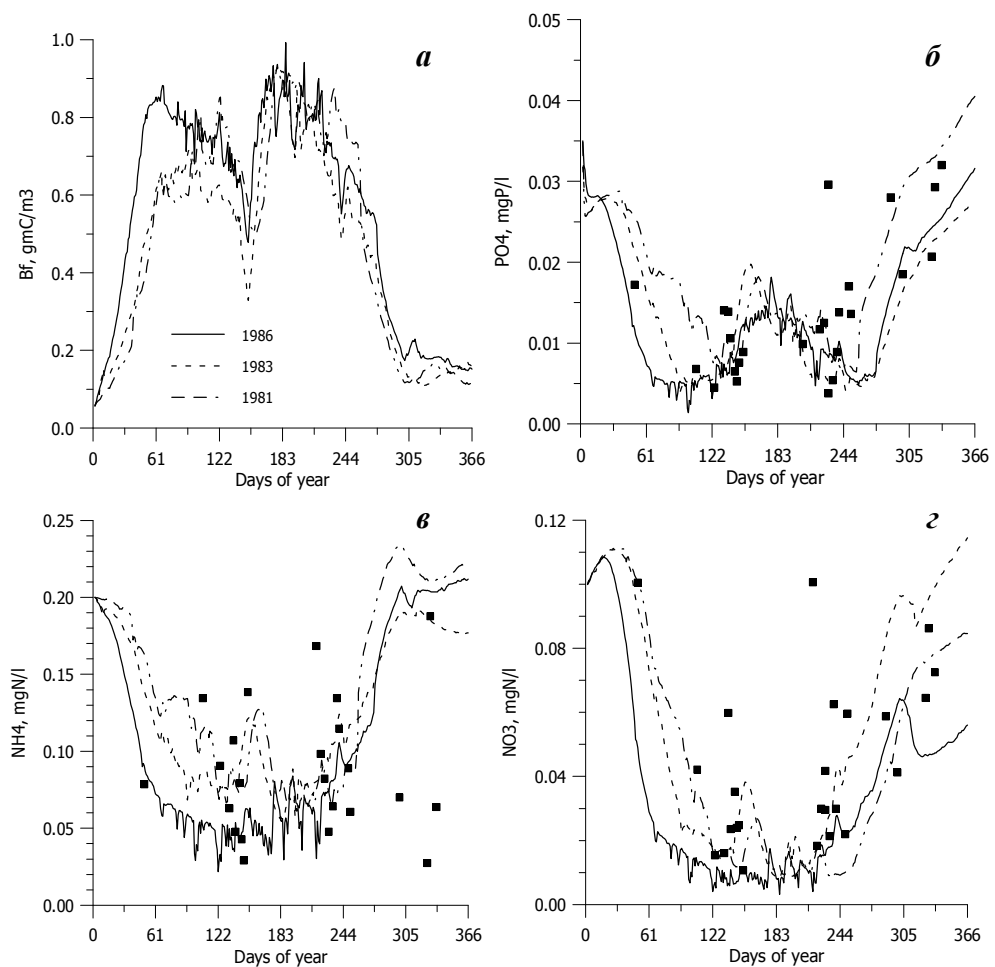
Предварительное использование одномерного варианта модели обусловлено тем, что при настройке параметров и калибровке модели он требует значительно меньших затрат машинного времени, чем трехмерный вариант, что позволяет провести большое количество численных экспериментов с различным сочетанием параметров модели и добиться требуемого характера изменчивости моделируемых показателей качества морских вод.

Для учета поступления биогенных элементов и органического вещества с речным стоком и сбросными водами береговых антропогенных источников Одесского региона [3], в одномерном варианте модели использовалась зависимость вида [24]:

$$Q_i = \sum_k \frac{q_k}{W_{tot}} (C - C_{ki}),$$

где Q_i – приток i -го вещества от внешних источников (в качестве которых рассматривается речной сток и береговые антропогенные источники Одесского региона); q_k – расход k -го источника загрязнения ($\text{м}^3/\text{с}$); C_{ki} , C – концентрация i -го загрязняющего вещества в водах k -го источника загрязнения и в водах исследуемой акватории соответственно; W_{tot} – суммарный объем вод зоны разбавления. Предполагалось, что разбавление происходит в пределах верхнего 10 м слоя. Горизонтальный масштаб зоны разбавления при учете вклада береговых антропогенных источников определялся границами Одесского региона СЗЧМ, а для речного стока – границами всей вычислительной области Днепровско-Бугской приустьевой зоны, включая Одесский регион.

Калибровка проводилась по следующей схеме. Первоначально внутригодовой ход минеральных форм азота и фосфора, а также растворенного кислорода задавался из данных наблюдений. Варьировались параметры и коэффициенты уравнений для фитопланктона, органического азота и фосфора, БПК с целью достижения максимально возможного соответствия между модельными кривыми и наблюдаемыми значениями. Затем в систему последовательно включались уравнения для минеральных форм азота и фосфора. Последним включалось уравнение баланса для растворенного кислорода. При этом на каждом этапе проводилась коррекция параметров модели.



Р и с . 3 . Рассчитанный в одномерном варианте модели эвтрофикации годовой цикл биомассы фитопланктона ($\text{гC}/\text{м}^3$) (а), концентрации фосфатов ($\text{мгP}/\text{л}$) (б), азота аммония (в) и нитратов ($\text{мгN}/\text{л}$) (г) в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ. Квадратиками отмечены осредненные по пространству полигона наблюдаемые значения, полученные в период мониторинга 1988 – 1999 гг. в Одесском районе.

Отдельные результаты калибровки модели в одномерном варианте приведены на рис.3. Параметры и коэффициенты модели, принятые в результате ее калибровки, приведены в таблице 1.

В ходе численных экспериментов с трехмерным вариантом модели проводилось дальнейшее уточнение отдельных констант модели для достижения лучшего соответствия между данными экологического мониторинга и получаемыми по модели результатами для Одесского региона СЗЧМ.

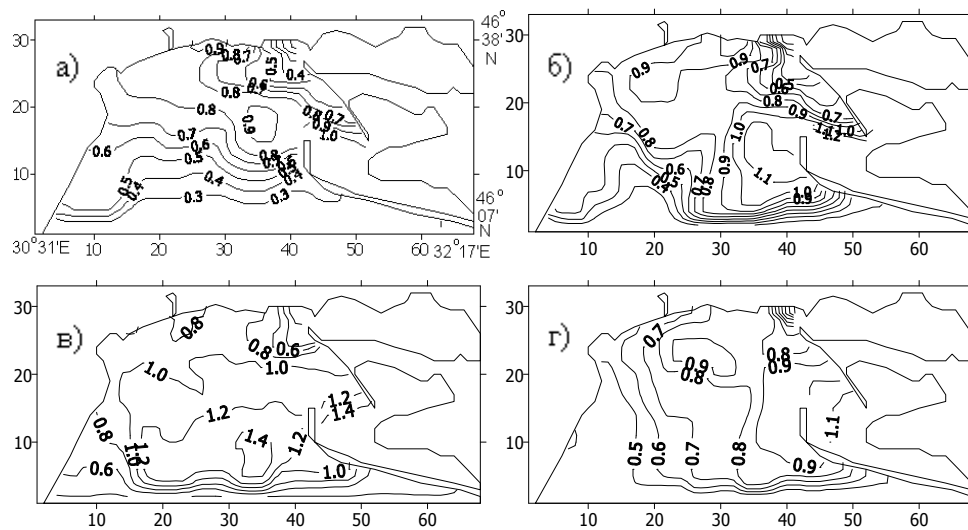
На рис.4 – 6 приведены некоторые результаты моделирования изменчивости пространственного распределения фосфатов, аммонийного азота и биомассы фитопланктона в поверхностном слое Днепровско-Бугского и Одесского районов СЗЧМ, полученные с помощью трехмерного варианта модели для гидрометусловий (температура воздуха, ветер) 1986 г.

Т а б л и ц а 1. Значения параметров и коэффициентов блока эвтрофикации модели качества вод СЗЧМ, принятые в результате калибровки.

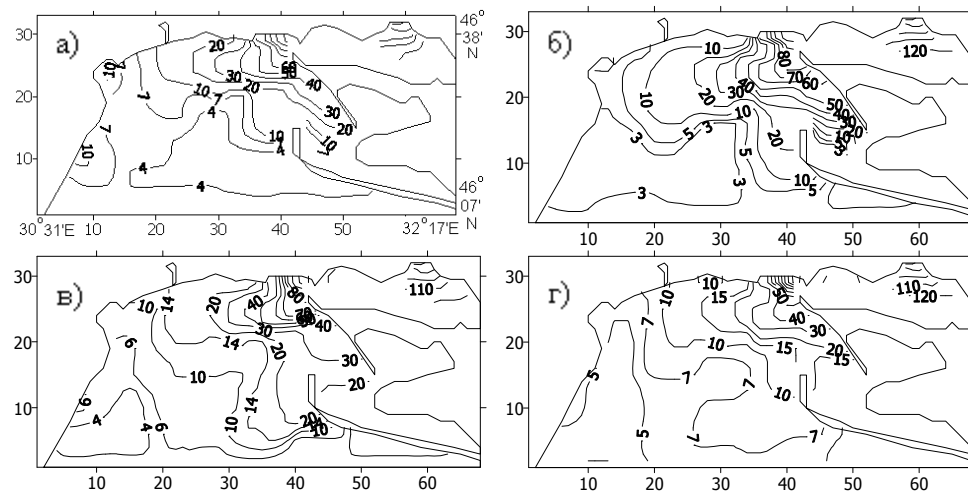
параметр	значение	параметр	значение
V_f^{max} (сут ⁻¹)	2,25 (2,0)*	θ_{NC}	1,08
ζ_1 (1/°C ²)	0,008 (0,004)*	Π_{NIT} (гN/м ³)	0,5
ζ_2 (1/°C ²)	0,010 (0,006)*	ν_{12}^{20} (сут ⁻¹)	0,04
T_m (°C)	25 (10)*	θ_{NIT}	1,16
Π_N (гN/м ³)	0,050	g_{N1}	0
Π_{PO_4} (гP/м ³)	0,005	g_{N2}	0,65
φ_r (сут ⁻¹)	0,1 (0,08)*	g_{N3}	0,3
T_r (°C)	25	$\nu_{NO_2}^{20}$ (сут ⁻¹)	0,1
ζ_φ (1/°C)	0,069	Π_{DN} (гO ₂ /м ³)	0,09
μ_r (сут ⁻¹)	0,10 (0,22)*	θ_{DN}	1,09
ζ_μ (1/°C)	0,069	δ_N^{20} (сут ⁻¹)	0,03
w_{gf} (м/сут)	0,1	g_{C2}	0,6
$\beta_{P/C}$ (гP/гC)	0,022	g_{C3}	0,3
α_P	0	δ_C^{20} (сут ⁻¹)	0,03
$K_{PO_4}^{20}$ (сут ⁻¹)	0,14	θ_C	1,1
θ_{PC}	1,1	K_{BOD}^{20} (сут ⁻¹)	0,16
Π_C (гC/м ³)	0,6	θ_{BOD}	1,06
g_{P1}	0	$\beta_{O_2/DN}$ (гO ₂ /гN)	2,86
g_{P2}	0,5	$\beta_{O_2/C}$ (гO ₂ /гC)	2,67
g_{P3}	0,3	$\beta_{O_2/NIT}$ (гO ₂ /гN)	4,57
δ_P^{20} (сут ⁻¹)	0,03	$\beta_{N/C}$ (гN/гC)	0,205
θ_{par}	1,1	w_{gPOP} (м/сут)	0,5
Π_{O_2} (гO ₂ /м ³)	1,0	w_{gPON} (м/сут)	0,5
α_N	0	$w_{g det}$ (м/сут)	0,5
$K_{NH_4}^{20}$ (сут ⁻¹)	0,06		

* – значение параметра в период с марта по май.

Результаты расчетов свидетельствуют, что доминирующее влияние на продуктивность вод исследуемой акватории оказывает речной сток Днепра и Южного Буга. Максимальные биомассы фитопланктона соответствуют району Одесской банки и северной оконечности Тендровской косы. В Одесском районе визуально прослеживается повышение концентраций биогенных элементов в фотическом слое у побережья, обусловленное функционированием антропогенных источников (например, рис.5, а; б, в). В Одесском регионе максимальные биомассы фитопланктона в весенне-летний период отмечаются в северной его части. Указанные закономерности подтверждаются данными экологического мониторинга Оф ИнБЮМ [25].



Р и с . 4 . Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение биомассы фитопланктона (гС/м^3) в поверхностном слое, соответствующее датам: 14 апреля (а), 4 мая (б) , 20 июня (в), 25 июля (г).



Р и с . 5 . Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение фосфатов (мкгР/л) в поверхностном слое, соответствующее датам: 14 апреля (а), 4 мая (б) , 20 июня (в), 25 июля (г).

Выводы. На основе гидротермодинамической модели [10] разработана трехмерная нестационарная модель качества вод шельфовых морских акваторий. Химико-биологический блок модели состоит из двух частей: задачи самоочищения и задачи эвтрофикации. Описана математическая структура каждого из этих подблоков.

Подблок самоочищения имеет универсальную внутреннюю структуру, задаваемую и модернизируемую пользователем для моделируемых типов загрязняющих веществ, исходя из результатов специальных экспериментов

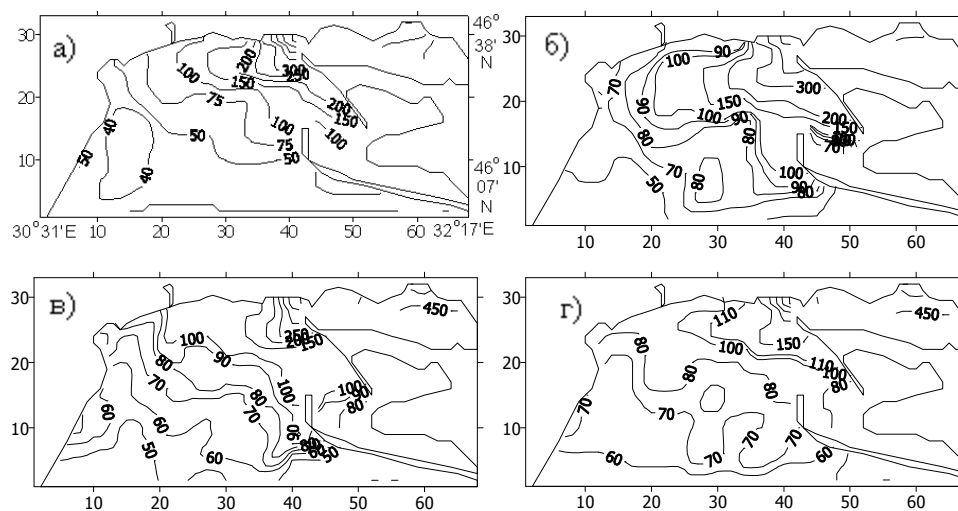


Рис. 6. Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение азота аммония ($\mu\text{кгN/л}$) в поверхностном слое, соответствующее датам: 14 апреля (а), 4 мая (б), 20 июня (в), 25 июля (г).

и данных литературных источников. Определена область корректного использования подблока самоочищения при решении прикладных задач экологии моря.

Математическая структура подблока эвтрофикации согласуется с известными зарубежными аналогами и позволяет решать задачи прогнозирования изменений уровня трофности, продуктивности, кислородного режима шельфовых морских вод, при изменении внешних нагрузок на экосистему.

Разработана методика и реализована калибровка параметров блока эвтрофикации на основе данных экологического мониторинга ОФ ИнБИОМ в Одесском районе СЗЧМ.

Численные эксперименты с моделью продемонстрировали ее работоспособность и адекватность в описании химико-биологических процессов в северо-западной части Черного моря.

Вышеописанную модель предполагается использовать для решения нескольких задач. Во-первых, для проверки научных гипотез и объяснения фактов, регистрируемых в ходе экологического мониторинга Одесского и Днепровско-Бугского районов СЗЧМ, а также для установления и изучения причинно-следственных связей различных процессов и явлений, наблюдаемых в этой акватории. Во-вторых, модель предполагается использовать в качестве инструмента для решения различного рода прикладных задач, связанных с прогнозированием продуктивности и управлением, в рамках возможного, качеством вод экосистемы Одесского региона СЗЧМ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А., Гончаров А.Ю. Районирование Украинского сектора северо-западной части Черного моря (по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000.– С.9-24.

2. *Доценко С.А., Рясинцева Н.И., Савин П.Т., Саркисова С.А.* Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы // Исследования шельфовой зоны азово-черноморского бассейна.– Севастополь: МГИ НАНУ.– 1995.– С.31-43.
3. *Тучковенко Ю.С., Сапко О.Ю.* Оценка вклада антропогенных источников Одесского региона в загрязнение морской среды // Метеорологія, кліматологія та гідрологія.– 2003.– 47.– С.130-139.
4. *Виноградова Л.А., Василева В.Н.* Многолетняя динамика и моделирование состояния экосистемы прибрежных вод северо-западной части Черного моря.– СПб: Гидрометеиздат, УкрНЦЭМ, Одесса, 1992.– 107 с.
5. *Тучковенко Ю.С.* Трехмерная математическая модель эвтрофикации прибрежных морских акваторий // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2001.– вып.2.– С.43-60.
6. *Тучковенко Ю.С., Calero L.A.* Математическая модель экосистемы лимана Cienaga Grande de Santa Marta // Метеорологія, кліматологія та гідрологія.– 2001.– 43.– С.156-170.
7. *Lonin S.A., Tuchkovenko Y.S.* Water quality modelling for the ecosystem of the Cienaga de Tesca coastal lagoon // Ecological modelling.– Published by Elsevier Science B.V.– 2001.– v.144.– P.279-293.
8. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A.* Mathematical model of the oxygen regime of Cartagena Bay // Ecological modelling.– Published by Elsevier Science B.V.– 2003.– v.165, №1.– P.91-106.
9. *Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып.3. Моделирование компонентов экосистемы / Под ред. И.Н.Давидана и др.– Л.: Гидрометеиздат, ЛО ГОИН, 1987.– 255 с.*
10. *Тучковенко Ю.С.* Математическая модель формирования термохалинной структуры и циркуляции вод в лиманах, приустьевых и шельфовых областях северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003.– вып.9.– С.138-153.
11. *Процессы самоочищения морских вод от химических загрязнений / Под ред. А.И.Симонова.– М.: Гидрометеиздат, Труды ГОИН, 1983.– вып.167.– 152 с.*
12. *Родзиллер И.Д.* Прогноз качества воды водоемов – приемников сточных вод.– М.: Стройиздат, 1984.– 263 с.
13. *Моделирование процессов переноса и трансформации вещества в море / Под ред. Ю.Н.Сергеева.– Л.: Из-во Ленингр. ун-та, 1979.– 291 с.*
14. *Ambrose R.B., Wool T.A., Martin J.L.* The Water quality analysis simulation program, WASP5. Part A: Model documentation.– USA, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia, 1993.– P.49-140.
15. *Cerco C.F., Cole T.* User's Guide to the CE-QUAL-ICM. Three-dimensional eutrophication model.– US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, 1995.– 150 p.
16. *Ляхин Ю.И.* О скорости обмена кислородом между океаном и атмосферой // Океанология.– 1980.– т.18, №6.– С.1014-1021.
17. *Модели океанских процессов / Под ред. М.Е.Виноградова, А.С.Монина, Д.Г.Сеидова.– М.: Наука, 1989.– С.252-309.*

18. *Sarmiento J.L., Slater R.D., Fashman M.J.R. et al* A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the North Atlantic euphotic zone // *Global biogeochemical cycles.*– 1993.– v.7, №2.– P.417-450.
19. *Tufford D.L., McKellar H.N.* Spatial and temporal hydrodynamic and water quality modeling analysis of a large reservoir on the South Carolina (USA) coastal plain // *Ecological modelling.*– 1999.– №114.– P.137-173.
20. *Hess K.W.* Assessment model for estuarine circulation and salinity: Technical Memorandum / NOAA; National Environmental Satellite, Data, and Information Service.–NESDIS AISC 3.– USA, 1985.– 39 p.
21. *Виноградов К.А., Розенгурт М.Ш., Толмазин Д.М.* Атлас гидрологических характеристик северо-западной части Черного моря.– Киев: Наукова думка, 1966.
22. *Ведерников В.И.* Вертикальные изменения потенциальной фотосинтетической активности морского фитопланктона // *Экология морского фитопланктона.*– М.: ИОАН СССР, 1981.– С.117-125.
23. *Parkinson C.L., Washington W.M.* A large-scale numerical model of sea ice // *J.Geophys.Res.*– 1979.– №84.– P.311-337.
24. *Страшкраба М., Гнаук А.* Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование. Пер. с англ.– М.: Мир, 1989.– 376 с.
25. *Тучковенко Ю.С., Доценко С.А., Дятлов С.Е., Нестерова Д.А., Скрипник И.А., Кирсанова Е.В.* Влияние гидрологических условий на изменчивость гидрохимических и гидробиологических характеристик вод Одесского региона северо-западной части Черного моря // *Морской экологический журнал.*– 2004.– 3, №4.– С.75-85.

Материал поступил в редакцию 28.02.2005 г.