

# 珠江三角洲一维河网与三维河口耦合 水质模型模拟与验证\*

胡嘉镗 李适宇 裴木凤 耿兵绪

(中山大学环境科学与工程学院 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室 广州 510275)

**提要** 在一维与三维耦合水动力、悬沙模型的基础上,构建了珠江三角洲一维与三维耦合水质模型。模型中包括浮游植物-氮-磷-碳-溶解氧循环,并考虑颗粒物在底泥与水体界面的再悬浮过程。选择了三个代表性时段(1999年1月、1999年7月与2000年)进行水质模拟,并采用相应水期的实测资料进行验证。结果表明,耦合水质模型计算效果良好,较好地再现了整个研究区域内各水质要素的时空分布规律,成功描述了珠江三角洲河网与河口区的动力与生物化学变化过程。

**关键词** 珠江口,感潮河网,数值模拟,一维与三维耦合水质模型

**中图分类号** P731

随着珠江三角洲人口的急剧增长与经济的迅速发展,大量污染物不断排入珠江感潮河网区,经多通道从不同口门汇入河口区,致使其水环境污染问题十分突出(Tang *et al.*, 2003; Huang *et al.*, 2003; Yin *et al.*, 2004; 罗琳等, 2010),如珠江口海域营养盐浓度普遍超标,水体呈现富营养化趋势;赤潮暴发频率与规模明显增大;底层水体出现季节性缺氧。从根本上解明珠江三角洲污染成因是学术界的一个研究焦点,其中不少学者利用数值模型来研究珠江口的水动力(Wong *et al.*, 2003, 2004)、泥沙输移(Chen *et al.*, 1999; 陈晓宏等, 2003)、水质和生态过程(Guan *et al.*, 2001; 林卫强等, 2003; 罗琳等, 2008; Xu *et al.*, 2008),较为系统地揭示了河口区水沙输移特征、水质状况及变化规律,并初步探讨了缺氧现象的形成机制。然而,由于受监测资料所限,上述研究在考虑河网区的物质(水-沙-污染物)输送对河口区的影响时,只能在河网入河口边界处(一般设置在八个入海口门)给定年或水期平均意义上的物质通量,这无法真实反映出物质在河网与河口间往返流动的动态过程,在一定程度上影响了水动力、泥沙与水质的模拟精度。实际上,

河网区、河口区以及近岸海域之间水流相互贯通,多种动力交互作用剧烈,难以将其截然分开。因此,为了更合理地再现物质在河网与河口间的往返流动,提高珠江口水动力、泥沙与水质的模拟精度,有必要将河网与河口及其近岸海域结合起来视作整体,构建珠江三角洲一维与三维耦合水环境数学模型。此外,耦合模型亦是开展咸潮入侵、污染物通量及其环境效应等后续研究的工作基础。

目前,一维模型与多维模型耦合计算的研究已取得一定的进展(彭静等, 2003; 徐峰俊等, 2003; 逢勇等, 2004; 包芸等, 2005; 张蔚等, 2006; 胡嘉镗等, 2008, 2009; 郑建等, 2010; 王凯等, 2011),但主要成果集中在水动力、泥沙耦合模型方面,水质耦合模型的研究仅为少数,且均是针对单一组分,如逢勇等(2004)所建立的一维与三维水质耦合模型,其模拟变量仅包括化学需氧量。珠江口水环境问题构造复杂,污染因子众多且相互影响,其涉及的生物化学过程与相互关联非单一组分水质模型所能揭示。故本文结合珠江三角洲河网与河口区的动力特征与水质特点,在一维与三维耦合水动力模型(胡嘉镗等, 2008)、耦

\* 广东省近岸海洋综合调查与评价(908专项)子课题:“珠江口主要环境问题分析与对策”资助项目, GD908-02-03号。胡嘉镗, 博士, E-mail: jiatanghu@126.com

通讯作者: 李适宇, E-mail: eeslsy@mail.sysu.edu.cn

收稿日期: 2011-02-04, 收修改稿日期: 2012-02-10

合悬沙模型(胡嘉镗等, 2009)的基础上, 进一步构建涵盖珠江三角洲河网与河口区及其近岸海域的一维与三维耦合多组分水质模型(包括浮游植物-氮-磷-碳-溶解氧循环), 使河网与河口之间的物质传递及其相互作用得到较为完整和充分的体现, 更为准确地描述河网与河口区的物质通量及其时空变化过程。河网与河口区的动力与生物化学过程分别采用一维模型与三维模型进行描述。

### 1 一维与三维耦合水质模型

#### 1.1 三维水质模型

本文的三维水质模型源自 HydroQual 开发的 RCA 模型(Fitzpartick, 2004), 并根据研究需要, 参考 WASP 模式(Ambrose *et al*, 1993)对原模型进行一定的修改。修改后的模型包括 8 个水质状态变量, 分别为浮游植物碳(PHYT)、有机磷(OP)、无机磷(IP)、有机氮(ON)、氨氮(NH<sub>3</sub>)、硝态氮与亚硝态氮(NO<sub>2</sub>3)、含碳生化需氧量(CBOD)和溶解氧(DO)。各水质状态变量的生物化学过程与 WASP 模式基本一致(图 1), 相关过程的详细描述可参见 Ambrose 等(1993)。基于质量守恒原理推导出各水质状态变量的控制方程, 其一般形式表述如下:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( A_h \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( A_h \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_h \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S + W_0 \quad (1)$$

式中:  $C$  是水质浓度;  $u$ 、 $v$ 、 $w$  分别为  $x$ 、 $y$ 、 $z$  方向的速度分量;  $A_h$ 、 $K_h$  分别为水平、垂向涡动扩散系数;  $S$  是动力学反应源汇项;  $W_0$  是外源输入。

沉积于底泥的污染物在一定的水文条件下将随着泥沙冲刷重新进入水体, 所造成的环境效应不容忽视, 尤其在洪水、风暴潮等极端水文条件下。因此, 水质模型中考虑了底泥颗粒物再悬浮过程, 其表达式(Ji, 2007)如下:

$$F_{res}(i) = J_{sed} \cdot f_r(i) \quad (2)$$

式中:  $F_{res}(i)$  是第  $i$  种颗粒物的底泥-水体界面再悬浮通量;  $J_{sed}$  是泥沙再悬浮通量, 由悬

沙模型(胡嘉镗与李适宇, 2009)计算得到;  $f_r(i)$  是底泥中第  $i$  种颗粒物与泥沙含量比值。为简化模型, 底泥中暂不考虑任何生物化学过程, 底泥与水体界面交换通过沉积与再悬浮过程来完成。

#### 1.2 一维水质模型

基于质量守恒原理推出一维水质模型各水质状态变量的控制方程, 其数学表达式如下:

河道方程:

$$\frac{\partial (AC_1)}{\partial t} + \frac{\partial (QC_1)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left( AE_x \frac{\partial C_1}{\partial x} \right) - S_c - W_c = 0 \quad (3)$$

河道汉点方程:

$$\sum_{l=1}^{NL} (QC_1)_{l,j} = (C_1 \Omega)_j \left( \frac{dZ}{dt} \right)_j \quad (4)$$

式中:  $C_1$  为水质浓度;  $A$  为过水面积;  $Q$  为流量;  $E_x$  为纵向分散系数;  $S_c$  为动力学反应源汇项;  $W_c$  是外源输入项;  $\Omega$  为汉点水面面积;  $Z$  为水位;  $j$  为汉点编号;  $l$  为与汉点  $j$  相联接的河道编号;  $NL$  为汉点连接断面个数。

一维水质模型的状态变量及水质过程与三维水质模型一致, 此处不再赘述。

#### 1.3 一维与三维耦合水质模型的建立

考虑水质模型的耦合计算时, 一维模型与三维模型连接断面被视为内断面, 因此每个连接断面需补充物质输送连续的关系式。水质联解的思路如图 2 所示, 采用显式耦合, 通过一、三维模型连接断面的物质通量传递实现两个模型的耦合计算。物质通量的传

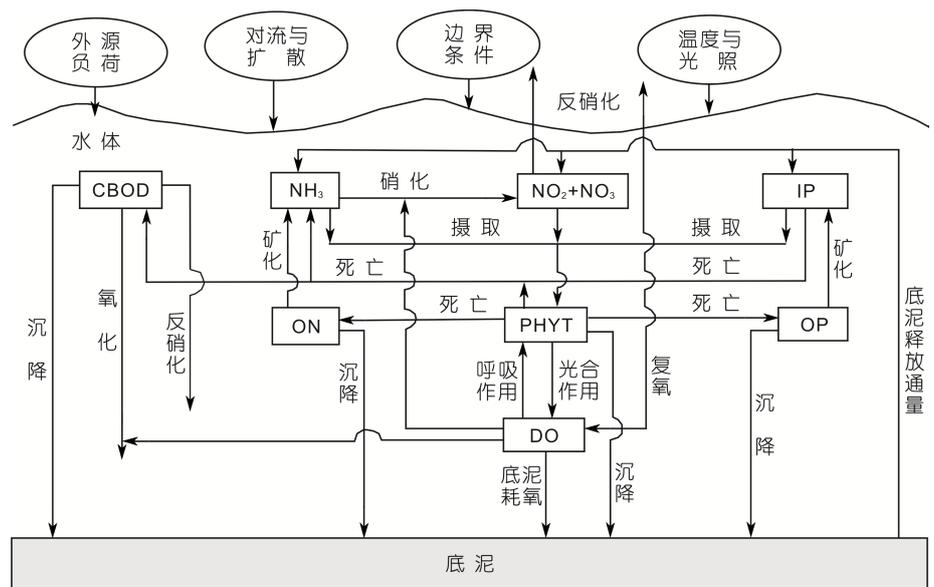


图 1 模拟变量与水质过程(Zheng *et al*, 2004)  
Fig.1 A schematic illustration of the water quality model

递取决于连接断面的水流方向, 涨潮时由三维模型向一维模型传递, 落潮时由一维模型向三维模型传递, 具体的耦合与求解方法见胡嘉镗等(2008, 2009)。

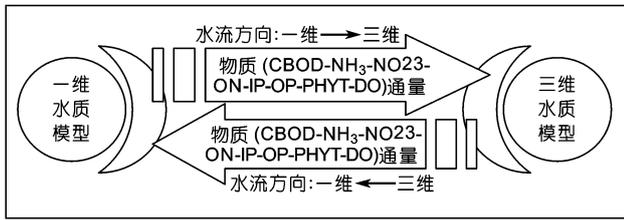


图2 一维水质模型与三维水质模型耦合示意  
Fig.2 Coupling of the 1-D and 3-D models

耦合水质模型计算时间步长取 120 s。每个模拟时段均先预热运行 120 天, 再取最后时刻的结果作为正式计算的初始条件。模型上游边界条件根据上游测站或相近站点的监测数据给定, 外海边界条件参考外海测站的实测数据给定(Jos *et al.*, 2007)。除上游边界所携带的污染物之外, 模型外源输入还包括点源和非点源污染负荷。珠江三角洲点源和非点源的污染物排放量与入河位置参考相关资料给定, 其中香港、澳门、深圳的污染负荷分别采用香港环保署 2000 年、澳门环境委员会 1999 年、深圳环保局 2005 年的污染物排放量统计数据, 其它地区的污染负荷采用华南

## 2 模型设置

### 2.1 计算范围与网格划分

模型计算范围与网格见图 3 与图 4。河网区共概化河道 299 条, 汉点 189 个, 划分河道断面 1726 个, 上游设置 5 个控制边界(空心圈), 分别为高要、石角、博罗、老鸦岗和石咀; 8 个入海口门作为一维模型与三维模型的连接断面(黑方格), 分别为虎门、蕉门、洪奇沥、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门、崖门, 前四个口门统称为东四口门, 后四个口门统称为西四口门; 三维模型计算范围覆盖珠江河口及其近岸海域, 采用正交曲线网格系统, 水平方向划分网格为 183×186, 垂直方向采用 sigma 坐标, 均匀分为 6 层。

### 2.2 模型输入条件与参数设定

考虑到珠江三角洲季节变化特征显著, 本文选择了三个代表性时段进行水质模拟, 分别为 1999 年 1 月(模拟时间 30 天)、1999 年 7 月(模拟时间 30 天)和 2000 年(模拟时间 366 天)。其中, 1999 年 1 月属枯水期, 珠江平均流量仅为 2 420 m<sup>3</sup>/s; 1999 年 7 月为丰水期, 平均流量达 22 840 m<sup>3</sup>/s; 2000 年为平水年, 平均流量为 8 680 m<sup>3</sup>/s。

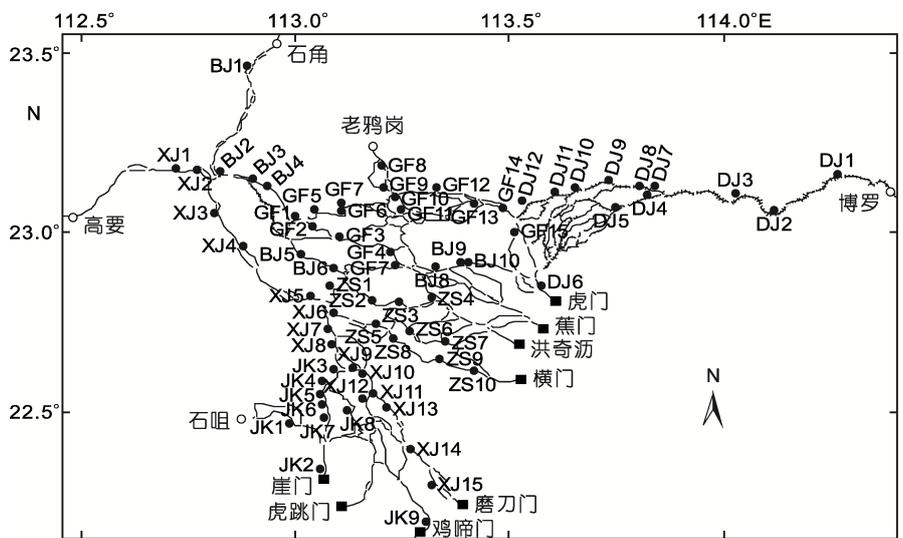


图3 河网计算范围与水质监测站点(黑圈)

Fig.3 Model domain and survey stations in the Pearl River and its tributaries

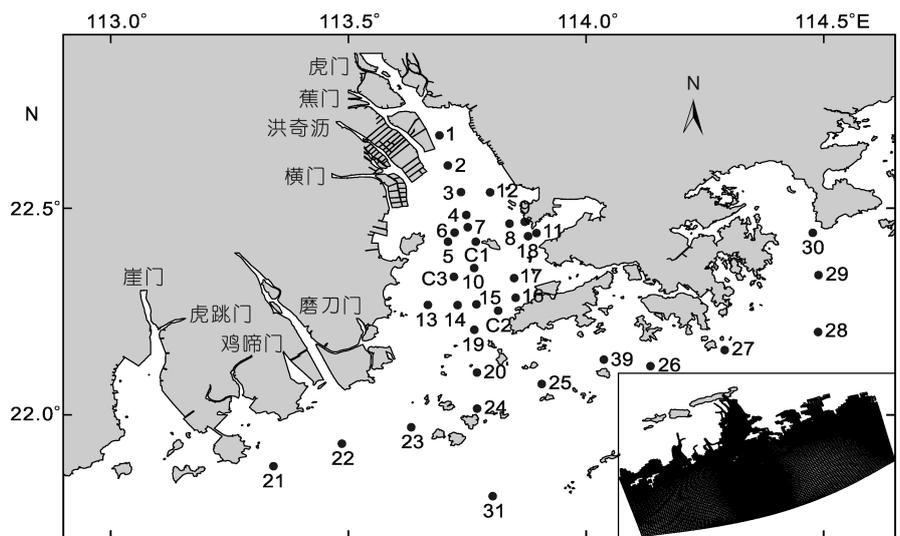


图4 珠江口计算网格与水质监测站点(黑圈)

Fig.4 Model domain and survey stations in the Pearl River Estuary

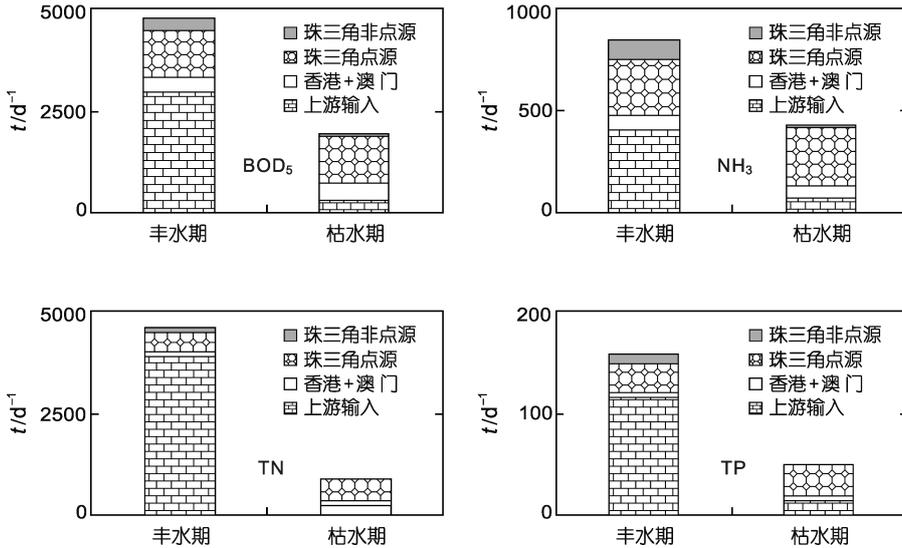


图 5 珠江三角洲污染负荷概况

Fig.5 Overview of pollutant loads in the Pearl River Delta

环境科学研究所 2000 年的珠江三角洲污染源估算结果(Jos *et al.*, 2007), 并结合相关研究(珠江三角洲环境保护规划编委会, 2006)进行调整。污染负荷统计参数包括 BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>、总凯氏氮(TKN)、总磷(TP)。据此, 结合有机废水化学计量比(San Deigo-McGlone *et al.*, 2000)推算出模型中各水质状态变量的污染负荷。图 5 为 BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>、总氮(TN)、TP 在丰水期与枯水期的外源污染负荷统计结果, 包括上游输入通量、点源与非点源污染负荷。从图 5 中可见, 珠江三角洲的污染物输入呈现非常明显的季节特征, 丰水期污染物输入量远大于枯水期, 这主要是因为丰水期上游输入的污染物通量与非点源排放量较大。丰水期污染物输入主要由上游与点源贡献, 而枯水期则大部分来自点源排放。

水质模型的参数设定如下: 营养盐底部释放通量与底泥耗氧量等采用珠江河口的相关观测数据(Guan *et al.*, 2001; 张德荣等, 2005), 其余缺乏观测资料的参数则依据前人在珠江河口(Guan *et al.*, 2001; Jos *et al.*, 2007)以及国外河口(Ambrose *et al.*, 1993; Fitzpartick, 2004; Zheng *et al.*, 2004)的研究成果, 先划定各参数的取值范围, 再结合实测水质数据测试不同参数取值的计算效果, 选择计算最为理想(即计算误差最小, 物质分布合理)的一套参数。综合前人的研究以及本文的模拟结果(详见下文), 可以看到文中所设定的参数在珠江三角洲有较好的适用性。部分参数取值列于表 1。

### 3 结果与讨论

耦合水质模型采用与模拟时段相对应的各个水期的实测资料进行验证, 包括: (1)1998 年、1999 年和 2000 年河网区 71 个站点的水质监测数据, 其监测频率为一年 2 次(洪、枯季各 1 次); (2)1999 年 7 月 17—27 日河口区的水质监测数据, 其监测频率为 3 h 一次; (3)2000 年八大口门的水质监测数据, 其监测频率为一年 6 次, 隔月采样。河网与河口区的监测点位置见图 3 与图 4。

图 6 为 1999 年 1 月河网区水质浓度计算值与枯水期实测值的比较结果, 水质要素包括 NH<sub>3</sub>、DO、CBOD 和 TN。由图 6 可见, 各水质要素呈现明显的地域分布特征, 其中西江(XJ 系列)、北江(BJ 系列)与东江(DJ 系列)河段水质浓度空间变化不大, 广州—佛山(GF 系列)、中山—顺德(ZS 系列)和江门—开平(JK 系列)区域水质浓度则呈现较大的空间梯度变化; 浓度高值区出现在广州—佛山与江门—开平一带, 而中山—顺德区域以及西江、北江、东江河段的浓度较低, 清楚

表 1 水质模型参数

Tab.1 Water quality model parameters

参数	取值	单位
浮游植物的最大生长速率	2.0 <sup>a, b</sup>	d <sup>-1</sup>
氮限制的半饱和和常数	0.025 <sup>a, b, c</sup>	mg N l <sup>-1</sup>
磷限制的半饱和和常数	0.001 <sup>a, b, c</sup>	mg P l <sup>-1</sup>
浮游植物限制的半饱和和常数	1.0 <sup>a, c</sup>	mg C l <sup>-1</sup>
氧限制的硝化作用半饱和和常数	1.0 <sup>a, c</sup>	mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
氧限制的反硝化作用半饱和和常数	0.1 <sup>a, c</sup>	mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
氧限制的 CBOD 氧化作用半饱和和常数	0.5 <sup>a, c</sup>	mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
浮游植物的死亡率	0.04 <sup>a, c</sup>	d <sup>-1</sup>
有机磷的矿化速率	0.22 <sup>a, c</sup>	d <sup>-1</sup>
有机氮的矿化速率	0.075 <sup>a, c</sup>	d <sup>-1</sup>
硝化速率	0.1 <sup>a</sup>	d <sup>-1</sup>
反硝化速率	0.09 <sup>a, b, c</sup>	d <sup>-1</sup>
CBOD 的氧化速率	0.2 <sup>a, c</sup>	d <sup>-1</sup>
氨氮底泥释放通量	14.4 <sup>d</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
硝酸盐底泥释放通量	-1.65 <sup>d</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
正磷酸盐底泥释放通量	0.062 <sup>d</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
底泥耗氧量	1.5—2.5 <sup>e</sup>	g O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>

a. Ambrose *et al.*, 1993; b. Jos *et al.*, 2007; c. Zheng *et al.*, 2004; d. 张德荣等, 2005; e. Guan *et al.*, 2001

体现出各区域的污染物排放强度对比。耦合模型较好地再现了水质浓度的空间分布规律。然而,在广州—佛山区域的部分测站,如GF9—GF12, CBOD计算值比实测值偏小;结合丰水期的计算结果(图7)可以看出,这是由于模型中局部区域所接纳的非点源污染负荷估算过大所致。后续工作中需要对非点源污染负荷进行更为细致和精确的估算,以进一步改善模拟效果。1999年7月河网区水质浓度计算值与丰水期实测值的比较结果见图7。丰水期的水质空间分布特征与枯水期基本相同,模拟结果在水质浓度的量值与变化趋势上与实测结果均较为一致。总体而言,耦合模型的计算效果良好,成功再现了河网区中各水质要素在洪、枯两季的空间分布规律。

1999年7月河口区的部分验证结果见图8,包括:连续站C1的叶绿素 $a$ 、正磷酸盐( $OPO_4$ )计算值与实测值比较;巡测站的CBOD、 $OPO_4$ 计算值与实测值比较。从图8中可见,除个别点以外,水质浓度计算

值与实测值比较吻合,两者所呈现的变化趋势基本一致,表明模型较好地反映出珠江口水质要素的时空分布特征。为进一步定量评估耦合模型的准确性和精确度,本文对模型计算结果进行误差分析,误差统计数据包括相对误差以及计算值与实测值之间的相关性系数(表2)。结果显示,溶解态无机氮(DIN)、DO和CBOD的相对误差均小于30%,其计算值与实测值的相关性系数均大于0.55,其中以DO的相关性最大;叶绿素 $a$ 与 $OPO_4$ 的计算误差相对较大,分别为39.3%和32.5%,其计算值与实测值的相关性系数相对较小,其中以叶绿素 $a$ 的相关性最小。造成叶绿素 $a$ 计算误差相对较大的原因主要是因为浮游植物的动力学过程非常复杂,影响因素众多且存在诸多的不确定性,数值模式中对浮游植物的动力学过程多采用高度简化的参数化公式(Ambrose *et al*, 1993; Fitzpartick, 2004; Ji, 2007)进行描述。总体而言,对较长时段的河口区水质要素的相对误差均控制在40%

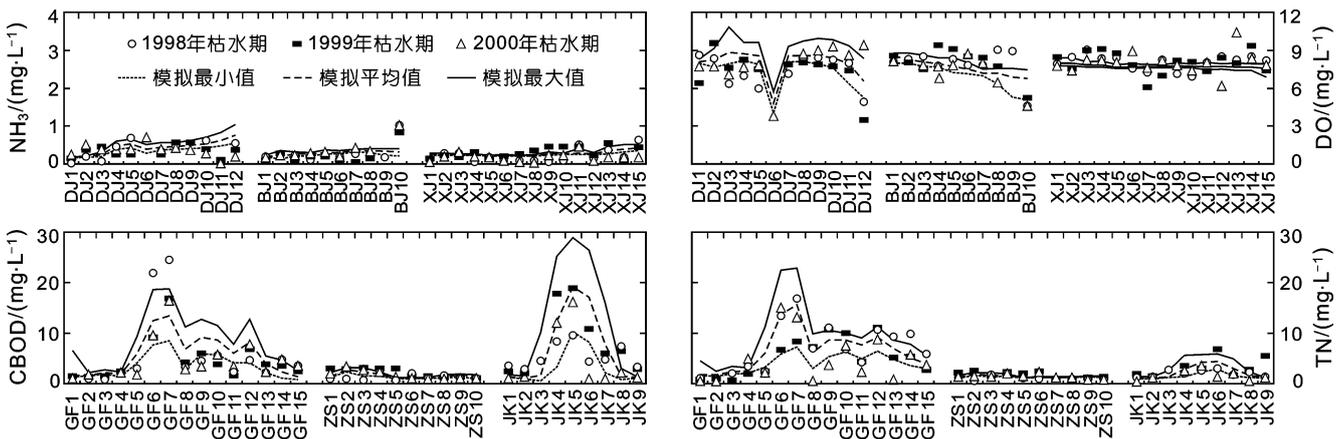


图6 1999年1月珠江河网水质浓度计算值与枯水期实测值比较:  $NH_3$ , DO, CBOD, TN

Fig.6 Comparisons of simulated and observed concentrations of  $NH_3$ , DO, CBOD, and TN in the river network in January 1999

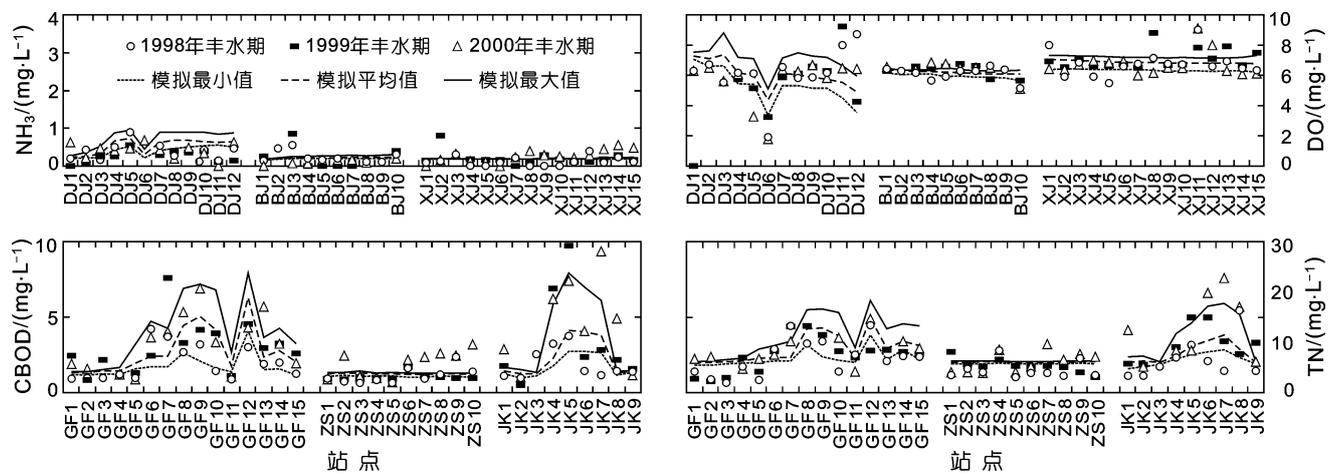


图7 1999年7月珠江河网水质浓度计算值与丰水期实测值比较:  $NH_3$ , DO, CBOD, TN

Fig.7 Comparisons of simulated and observed concentrations of  $NH_3$ , DO, CBOD, and TN in the river network in July 1999

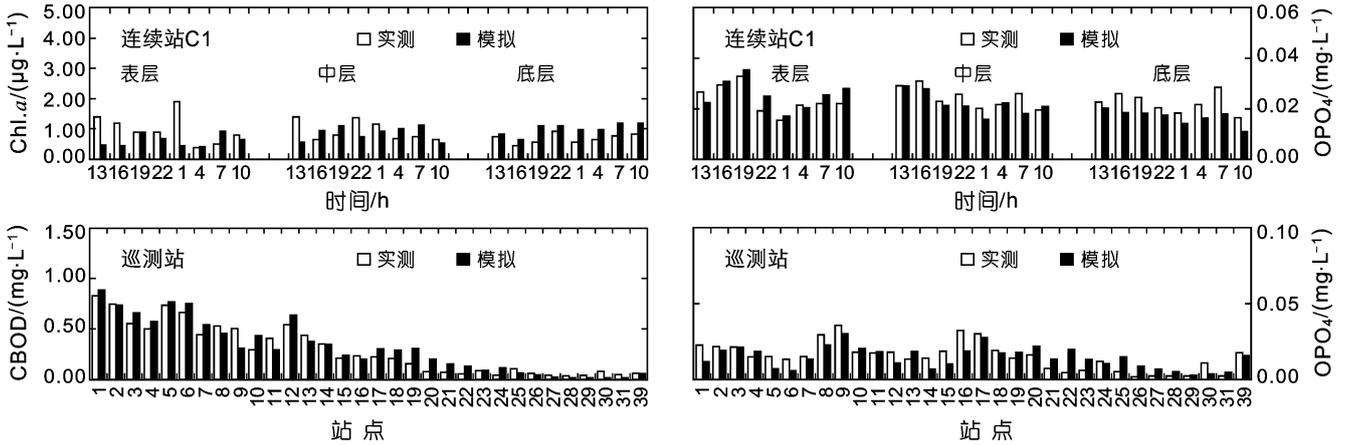


图8 1999年7月珠江口水质浓度计算值与实测值比较

Fig.8 Comparisons of simulated and observed concentrations of water quality components in the Pearl River Estuary in July 1999

表2 水质模型验证结果

Tab.2 Validation statistics for the 1-D and 3-D coupled water quality mode

误差分析	叶绿素 a	DIN	OPO <sub>4</sub>	CBOD	DO
相对误差 (%)	39.3	29.3	32.5	19.1	25.1
r <sup>2</sup>	0.41	0.67	0.48	0.57	0.68

以内, 模拟结果令人满意。

八大口门是一维模型与三维模型的连接断面, 其模拟效果是评判耦合模型能否成功描述河网与河口间物质交换的动态过程, 以及再现研究区域的动力与生化过程的一个重要标准。图9—图10为2000年八大口门NH<sub>3</sub>、CBOD计算值与实测值的比较结果。

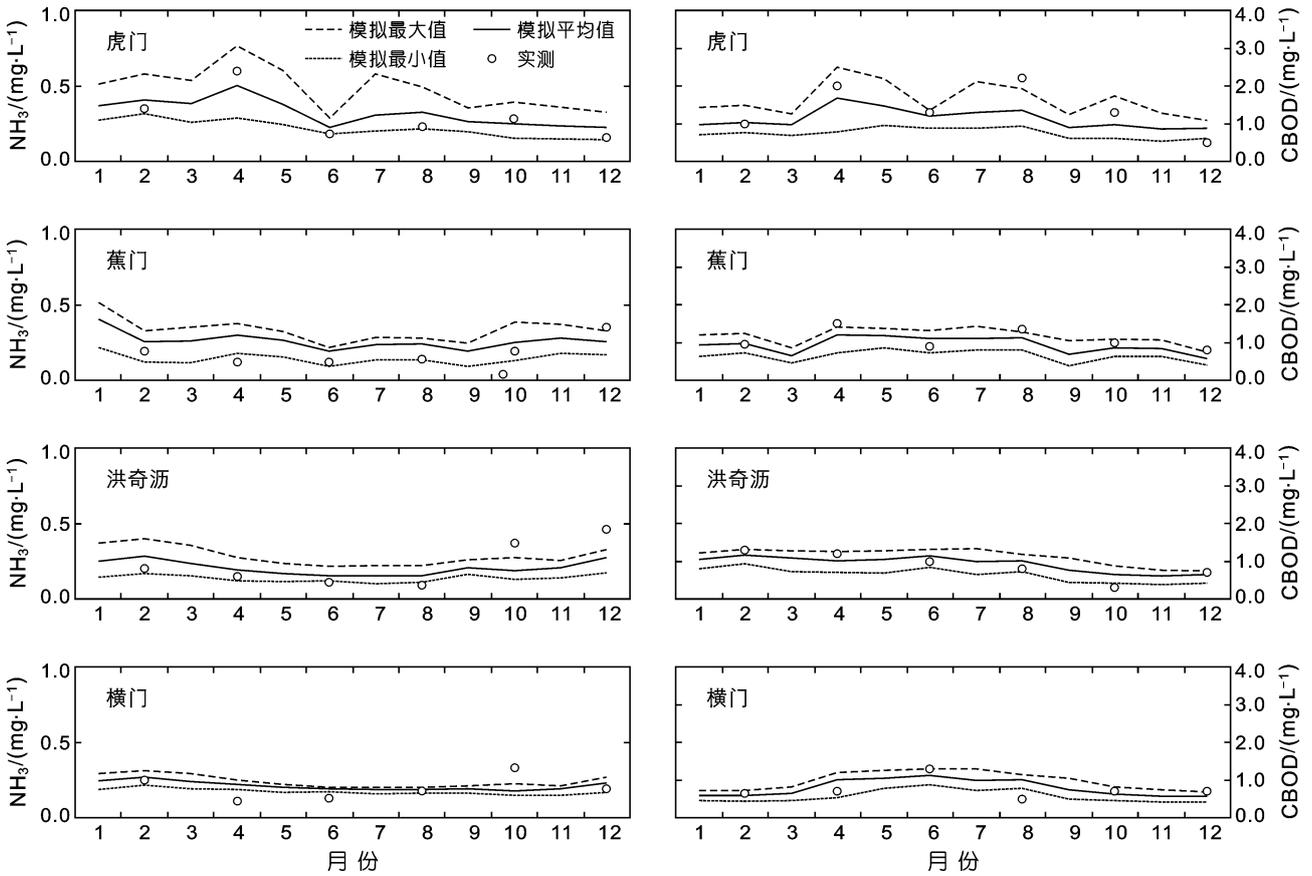


图9 2000年东四口门NH<sub>3</sub>、CBOD计算值与实测值比较

Fig.9 Comparisons between simulated and observed NH<sub>3</sub> and CBOD at the eastern four river outlets in 2000

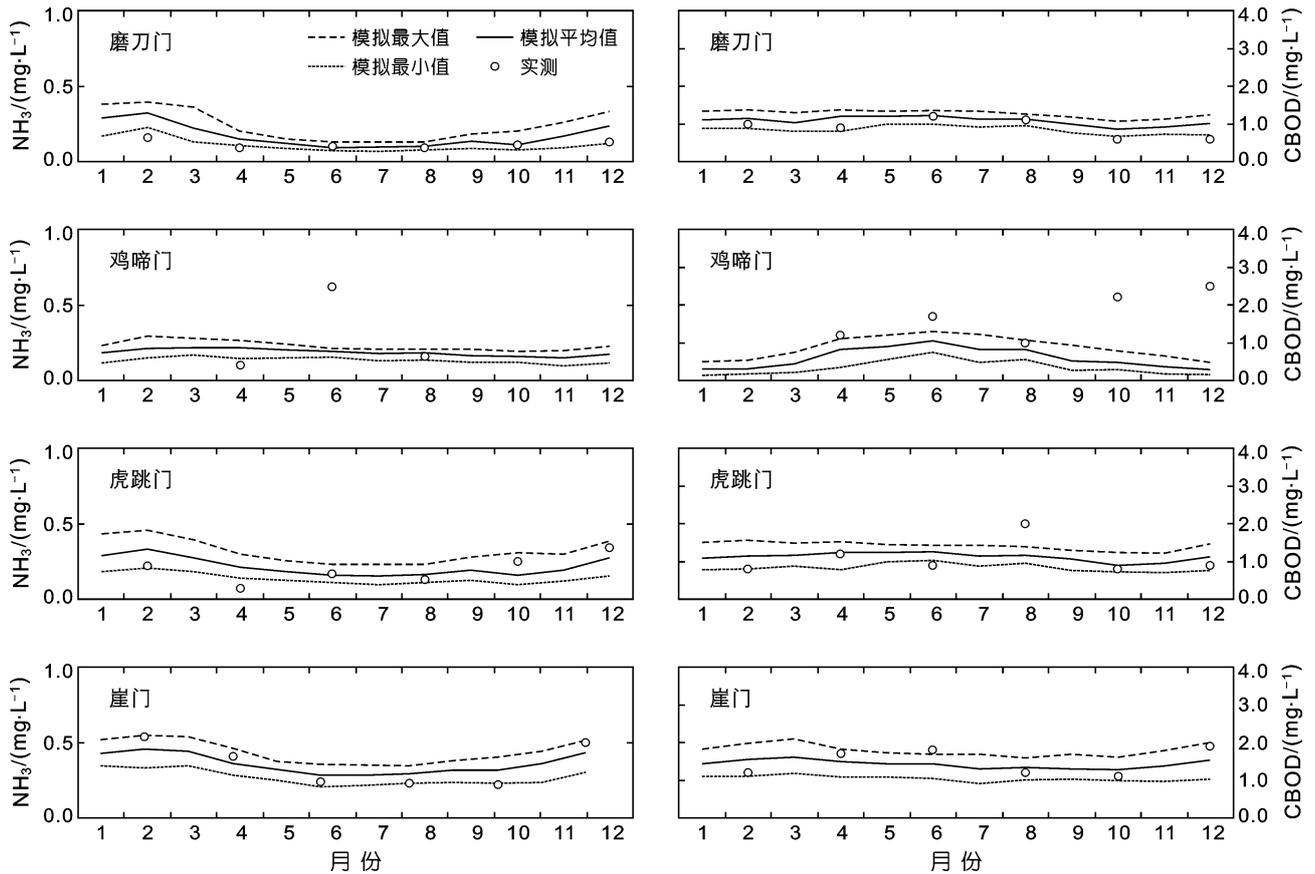


图 10 2000 年西四口门  $\text{NH}_3$ 、CBOD 计算值与实测值比较

Fig.10 Comparisons between simulated and observed  $\text{NH}_3$  and CBOD at the western four river outlets in 2000

总体上,除鸡啼门计算值与实测吻合较差外,其余口门的计算值、年内变化趋势与实测结果均较为一致。鸡啼门的计算误差应是模型中鸡啼门所在区域的污染物排放量、排放位置与实际情况不符有关。模拟结果表明,八大口门水质要素的年内变化各有异同,虎门的年内变化最为明显,水质浓度波动较大,  $\text{NH}_3$  与 CBOD 的峰值均出现在 4 月份;其它口门变化较为平缓,  $\text{NH}_3$  的峰值大多出现在 2 月份,而 CBOD 的峰值,除了虎跳门与崖门分别出现在 2 月与 3 月之外,其它口门出现在 6 月或 7 月。八大口门水质要素的浓度受污染源类型(包括上游输入通量、点源与非点源污染负荷)、径流与潮汐变化等众多因素综合影响,其年内变化较为复杂,随潮汐涨落过程的变化呈现不规则状态,不像流量具有固定的变化模式,其总体趋势表现为:对于  $\text{NH}_3$ , 枯水期(11—2 月) > 平水期 > 丰水期(5—8 月), 峰值出现在 2 月份; CBOD 的年内变化与  $\text{NH}_3$  相反,即枯水期 < 平水期 < 丰水期, 峰值出现在 6 月份。

#### 4 结论

经实测资料验证表明,本文所建立的一维河网

与三维河口耦合水质模型,总体计算效果良好。在河网区,各水质要素的计算结果在量值与变化趋势上均与实测结果较为吻合。在河口区,水质要素的相对计算误差均控制在 40% 以内,与实测值的相关性系数均大于 0.4。另外,模型合理再现了八大口门的 CBOD、 $\text{NH}_3$  的年内变化过程。综上所述,耦合水质模型较好地反映了河网与河口中水质要素的时空变化规律,亦较好地再现了河网与河口间物质交换的动态过程。

**致谢** 本文中部分海洋环境监测数据由香港科技大学海岸与大气研究中心提供,部分污染源数据来自香港环保署、华南环科所、深圳环保局与澳门环境委员会,谨致谢忱。

#### 参 考 文 献

- 王 凯, 卢昕晖, 施心慧, 2011. 东海混浊海域悬沙浓度的三维数值模拟及与观测的比较. 海洋与湖沼, 42(2): 884—891
- 包 芸, 来志刚, 刘 欢, 2005. 珠江河口一维河网、三维河口湾水动力连接计算. 热带海洋学报, 24(4): 67—72

- 张蔚, 严以新, 郑金海等, 2006. 珠江河网与河口一、二维水沙嵌套数学模型研究. *泥沙研究*, 6: 11—17
- 张德荣, 陈繁荣, 杨永强等, 2005. 夏季珠江口外近海沉积物/水界面营养盐的交换通量. *热带海洋学报*, 24(6): 53—60
- 陈晓宏, 陈永勤, 赖国友, 2003. 珠江口悬浮泥沙迁移数值模拟. *海洋学报*, 2: 120—127
- 林卫强, 李适宇, 2003. 珠江口水域化学耗氧量、溶解氧、无机磷与有机磷的三维水质数学模拟. *海洋学报*, 25(3): 129—137
- 罗琳, 李适宇, 王东晓, 2008. 珠江河口夏季缺氧现象的模拟. *水科学进展*, 19(5): 729—735
- 罗琳, 陈举, 杨威等, 2010. 2007—2008年冬季珠江三角洲强咸潮事件. *热带海洋学报*, 29(6): 22—28
- 郑建, 刘秦玉, 2010. 热带太平洋与热带大西洋海表温度主模态的相互作用. *海洋与湖沼*, 41(6): 799—806
- 胡嘉镗, 李适宇, 2008. 珠江三角洲一维盐度与三维斜压耦合模型. *水利学报*, 39(11): 1174—1182
- 胡嘉镗, 李适宇, 2009. 珠江三角洲河网与河口夏季水沙通量的模拟. *水利学报*, 40(10): 86—95
- 逢勇, 洪晓瑜, 王超, 2004. 珠江三角洲河网与伶仃洋一、三维水质模型联解研究. *河海大学学报(自然科学版)*, 43(4): 110—112
- 珠江三角洲环境保护规划编委会, 2006. 珠江三角洲环境保护规划. 北京: 中国环境科学出版社, 109—149
- 徐峰俊, 朱士康, 刘俊用, 2003. 珠江河口区水环境整体数学模型研究. *人民珠江*, 5: 12—18
- 彭静, 何少苓, 廖文根等, 2003. 珠江三角洲大系统洪水模拟分析及防洪对策探讨. *水利学报*, 11: 78—84
- Ambrose Jr R B, Wool T A, Martin J L, 1993. The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5, Part A: Model Documentation. Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia, Chapter 9: 1—42
- Chen Y, Wai W H O, Li Y S *et al*, 1999. Three-dimensional numerical modeling of cohesive sediment transport by tidal current in Pearl River Estuary. *International Journal of Sediment Research*, 14(2): 107—123
- Fitzpartick J J, 2004. A User's Guide for RCA (release 3.0). HydroQual, Inc, Mahwah, New Jersey, Appendix A: 1—60
- Guan W B, Wong L A, Xu D F, 2001. Modeling nitrogen and phosphorus cycles and dissolved oxygen in the Zhujiang River Estuary, Part II. Model results. *Acta oceanologica sinica*, 20: 504—514
- Huang X P, Huang L M, Yue W Z, 2003. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 30—36
- Ji Z G, 2007. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries. John Wiley & Sons, Inc., New York, 366—367
- Jos V G, Klaas-Jan V H, Dirk S, *et al*, 2007. Pearl River Delta Water Quality Model: final study report. WL delft hydraulics, Netherlands, 1—141
- San Deigo-McGlone M L, Smith S V, Nicolas VF, 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 325—330
- Tang D, Kester D R, Ni L H *et al*, 2003. In situ and satellite observations of a harmful algal bloom and water condition at the Pearl River estuary in late autumn 1998. *Harmful Algae*, 2: 89—99
- Wong L A, Chen J C, Xue H *et al*, 2003. A model study of the circulation in the Pearl River Estuary (PRE) and its adjacent coastal waters: 1. Simulations and comparison with observations. *Journal of Geophysical Research*, 108(C5), 3156, doi:10.1029/2002JC001451
- Wong L A, Chen J C, Xue H *et al*, 2004. A model of the plume front of the Pearl River Estuary, China and adjacent coastal waters in the winter dry season. *Continental Shelf Research*, 24: 1779—1795
- Xu H Z, Lin J, Shen J *et al*, 2008. Wind impact on pollutant transport in a shallow estuary. *Acta Oceanol Sin*, 27(3): 147—160
- Yin K D, Lin Z F, Ke Z Y, 2004. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal waters. *Continental Shelf Research*, 24: 1935—1948
- Zheng L Y, Chen C S, Zhang F Y, 2004. Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia. *Ecological Modelling*, 178: 475—482

## DEVELOPMENT AND VALIDATION OF A COUPLED ONE- AND THREE-DIMENSIONAL WATER QUALITY MODEL FOR THE PEARL RIVER DELTA

HU Jia-Tang, LI Shi-Yu, PEI Mu-Feng, GENG Bing-Xu

(Guangdong Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Remediation Technology, School of Environmental Science and Engineering, Sun-Yat Sen University, Guangzhou, 510275)

**Abstract** A coupled one- and three- dimensional water quality model in the Pearl River Delta (PRD) was developed based on a coupled hydrodynamic-sediment model. The coupled water quality model consisted of five interacting systems: phytoplankton dynamics, nitrogen cycle, phosphorous cycle, carbon cycle, and dissolved oxygen balance. Resuspension of particulate matter at the sediment-water interface was also included. Three representative periods, including January 1999, July 1999 and the year 2000, were simulated using the coupled model, which was then validated using different field data sets. The model results were in reasonable agreement with the observational data in both wet and dry seasons. The coupled model was capable of reproducing reasonable patterns and acceptable magnitudes for the water quality variables, suggesting that the coupled model was sufficiently robust to capture physical and biogeochemical dynamics in the PRD.

**Key words** Pearl River Estuary, Tidal river network, Numerical simulation, 1-D and 3-D coupled water quality model

---

### 2011 年度《海洋与湖沼》动态

(1) 《海洋与湖沼》2011 年最新公布的总被引频次在海洋科学期刊中名列第一位; 影响因子为 1.404, 学科影响指标和综合评价总分均列海洋科学期刊首位; 综合评价总分在全国科技期刊中排第 18 位。

(2) 荣获 2011 年度百种中国杰出学术期刊奖。

(3) 荣获 2011 年度中国精品科技期刊奖。