

胡嘉铿,李适宇. 2012. 模拟珠江河网的污染物通量及外源输入对入河口通量的贡献[J]. 环境科学学报,32(4):828-835

Hu J T, Li S Y. 2012. Modeling the pollutant flux in the Pearl River network and the contribution of external waste loads to the riverine flux[J]. Acta Scientiae Circumstantiae,32(4):828-835

模拟珠江河网的污染物通量及外源输入对入河口通量的贡献

胡嘉铿^{1,2}, 李适宇^{1,*}

1. 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

2. 加拿大达尔豪斯大学 海洋学院, 新斯科舍 哈利法克斯 B3H 4J1

收稿日期:2011-06-19 修回日期:2011-08-11 录用日期:2011-09-01

摘要:基于一维河网与三维河口耦合水质模型,模拟计算了 2000 年珠江上游输入河网以及河网输入河口的碳质生化需氧量(CBOD)、氨氮(NH₄)、硝态氮与亚硝态氮(NO₃)和无机磷(IP)等污染物通量,并结合数值实验,量化了外源输入(包括入河网污染物通量与河网污染负荷)对入河口污染物通量对河网区的贡献. 研究表明,河网区的污染物通量由入河网通量与河网污染负荷共同控制,通量分配具有显著的空间差异;上游各水系中,以西江的通量最大,约占入河网通量的 71%~81%;8 个入海口门中,以虎门、磨刀门的通量最大,两者共承接超过一半的入河口通量. 此外,数值实验表明,入河网通量与河网污染负荷对 CBOD、氨氮的入河口通量均有显著贡献,而硝态氮与亚硝态氮、IP 的入河口通量则主要来自入河网通量;磨刀门、虎门分别是入河网通量、河网污染负荷最主要的输出口门. 基于模型,亦针对入河口 CBOD、氨氮通量对河网污染负荷的响应关系进行了探讨.

关键词:珠江三角洲河网;物质通量;数值模拟;碳质生化需氧量;无机氮;无机磷

文章编号:0253-2468(2012)04-828-08 中图分类号:X32 文献标识码:A

Modeling the pollutant flux in the Pearl River network and the contribution of external waste loads to the riverine flux

HU Jiatang^{1,2}, LI Shiyu^{1,*}

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

2. Department of Oceanography, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, B3H 4J1, Canada

Received 19 June 2011; received in revised form 11 August 2011; accepted 1 September 2011

Abstract: A 1-D and 3-D coupled water quality model was used to simulate the annual pollutant flux, including carbonaceous biochemical oxygen demand (CBOD), ammonium (NH₄), nitrate plus nitrite (NO₃) and inorganic phosphorus (IP), of the Pearl River network and the estuary in 2000. Numerical experiments were conducted to quantify the contribution of external waste loads (including both the waste loads from the upstream rivers and discharged from the Pearl River Delta Region) to the riverine pollutant fluxes. The results indicate that pollutant fluxes in the river network, showing pronounced spatial variability, are controlled by the combination of the upstream fluxes and waste loads. Among the upstream rivers, the West River is the largest input to the upstream fluxes, with 71%~81% of the total; among the eight river outlets, Humen and Modaomen are the two largest receivers of the riverine fluxes, with the sum more than 50% of the total. Furthermore, numerical experiments suggest that the upstream fluxes and waster loads both have a significant contribution to the riverine fluxes of CBOD and NH₄, whereas the riverine fluxes of NO₃ and IP are primarily fed by the upstream fluxes; Modaomen and Humen appear to be the largest receivers of the upstream fluxes and the water loads, respectively. Based on the model, the response of the riverine fluxes of CBOD and NH₄ to the waste loads was also investigated.

Keywords: Pearl River network; material flux; numerical simulation; carbonaceous biochemical oxygen demand; inorganic nitrogen; inorganic phosphorus

基金项目:广东省近岸海洋综合调查与评价(908 专项)专题“珠江口主要环境问题分析与对策”(No. GD908-02-03)

Supported by the “908” Project of Guangdong “Analysis and Countermeasure for the Primary Environmental Issues in Pearl River Estuary”(No. GD908-02-03)

作者简介:胡嘉铿(1981—),男,博士,E-mail:jiatanghu@126.com; * 通讯作者(责任作者),E-mail:eeslsy@mail.sysu.edu.cn

Biography: HU Jiatang(1981—),male,Ph. D.,E-mail:jiatanghu@126.com; * **Corresponding author**,E-mail:eeslsy@mail.sysu.edu.cn

1 引言 (Introduction)

珠江三角洲是中国人口和产业高度集中的地区之一,涵盖一个复杂的感潮河网与河口湾,其水体承纳大量来自上游河流与珠三角区域排入的各类污染物(Hu and Li, 2009),水环境污染问题突出(Harrison *et al.*, 2008; 罗琳等, 2008; Zhang and Li, 2010),如河段水质恶化、水体呈现富营养化和季节性缺氧等. 深入研究珠江三角洲河网与河口区的污染物通量及其输送过程,不仅有助于揭示珠三角陆源污染物排放与其水环境问题之间的联系,进而解明珠三角水体污染成因以及为寻求防治对策提供重要的依据,而且为开展珠江河口底层水体缺氧的形成机理等科学问题的研究奠定基础.

近年来,有关珠江三角洲污染物通量的研究已取得一定的成果,主要集中于采用统计方法(以净泄流量与实测的水质浓度相乘)估算珠江河网经八大口门^①输入河口区的污染物通量(Wang *et al.*, 2007; Ni *et al.*, 2008a, 2008b),另有少数研究(逢勇和李毓湘, 2001; 逢勇等, 2003; Hu and Li, 2009)结合数值模型进行通量估算,例如:①Ni等(2008b)利用2005年3月至2006年2月在八大口门每月1次的序列采样(在低平潮采集瞬时水样)所测得的水质数据,采用统计方法对河网入河口的有机碳和悬浮颗粒物通量进行了估算——然而,河网与河口区受潮汐影响显著,污染物在口门随潮汐往返流动,其浓度变化明显且呈现不规则状态,在现有的水质监测频率下(无法反映污染物的动态变化过程)采用简单的统计方法来估算污染物通量,其结果与实际的通量过程必然存在明显的偏差;②逢勇和李毓湘(2001)依据1995年河网区各主要河道的纳污量,运用S-P(Streeter-Phelps)模型计算了各主要河道输往东四口门的污染物通量——而实际上,污染物在河网中的输送与迁移转化十分复杂,其所经历的一系列物理和生物地球化学过程非简单的S-P模型所能描述,与此同时,该文并未考虑经上游输入河网的污染物,因此所估算的污染物通量并非真正输入东四口门的通量.

针对上述研究不足,本文拟将珠江三角洲河网与河口区视作整体,基于一维河网与三维河口耦合多组分水质模型(Hu and Li, 2009),模拟2000年河

网与河口区的污染物输送及其迁移转化过程,在此基础上,着重分析上游入河网、河网入河口的污染物年通量,并首次量化外源输入(包括上游输入的污染物与珠三角区域的污染负荷)对河网入河口污染物通量的贡献以及初步探讨河口污染物通量对排污策略的响应关系. 区分不同陆源污染物对河口污染物通量的贡献,将有助于准确掌握河网与河口区的污染物来源,为制定污染治理对策等重要信息和决策依据.

2 水质模型 (Water quality model)

珠江河网区采用一维模型进行模拟,其计算范围见图1,水质过程参照WASP模式(Ambrose *et al.*, 1993)进行设计,如图2所示,描述了包括浮游植物动力学、碳循环、氮循环、磷循环和溶解氧平衡等在内的5个相互作用的系统,共有8个状态变量:浮游植物碳(PHYT);含碳生化需氧量(CBOD);有机氮(ON);氨氮(NH₄);硝态氮与亚硝态氮(NO₃);有机磷(OP);无机磷(IP);溶解氧(DO). 基于质量守恒原理推导出各水质状态变量的控制方程,其数学表达式如下:

河道方程:

$$\frac{\partial(AC_1)}{\partial t} + \frac{\partial(QC_1)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x}(AE_x \frac{\partial C_1}{\partial x}) - S_c - W_c = 0 \quad (1)$$

河道汉点方程:

$$\sum_{l=1}^{N_L} (QC_1)_{lj} = (C_1 \Omega)_j \left(\frac{dZ}{dt} \right)_j \quad (2)$$

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; Ω 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; N_L 为汉点连接断面个数.

河口区采用三维模型进行模拟,其水质过程与一维水质模型一致,此处不再赘述. 为了体现河网与河口区之间的物质交换及其相互作用,一维河网模型与三维河口模型以八大口门作为连接断面,通过物质通量传递的方式进行耦合计算;物质通量的传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).

^①注:珠江八个入海口门,即虎门、蕉门、洪奇沥、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门、崖门统称为八大口门;前四个口门合称东四口门,后四个口门合称西四口门.

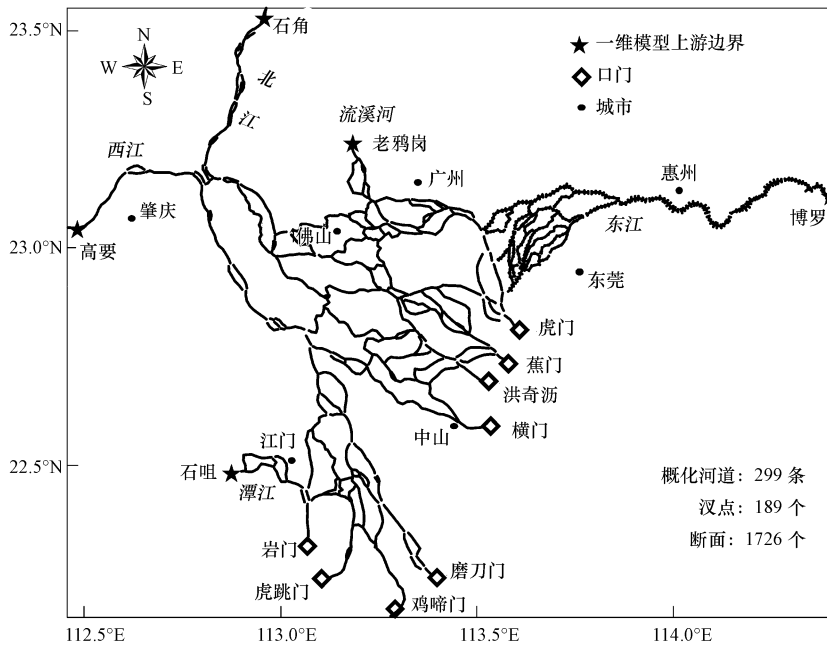


图1 一维河网模型计算范围与断面概化

Fig.1 Model domain and computational cross-sections of the 1-D river network model

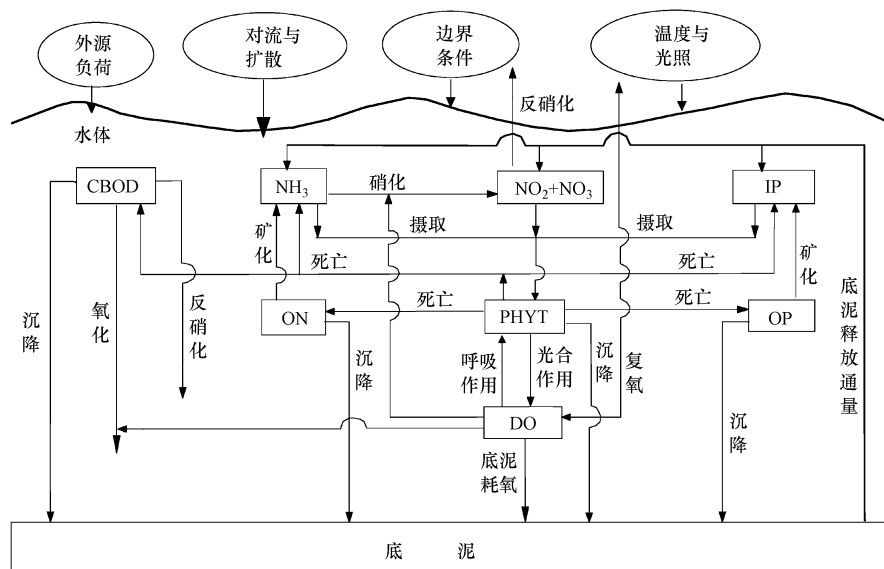


图2 模拟变量与水质过程

Fig.2 Schematic of water quality model

一维河网与三维河口耦合水质模型的计算时间步长为 120 s, 先对模型进行预热计算 3 个月, 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. 水质模型的参数设定主要参考珠江河口的观测

资料与相关文献, 先划定各参数的取值范围, 再结合实测水质数据进行微调, 以求模拟结果与实测资料尽量吻合. 有关模型设置的详细介绍, 参见文献 (Hu and Li, 2009). 采用与模拟时段相对应的各个水期的实测资料对模型进行率定与验证 (Hu and Li, 2009), 结果表明, 模型较好地反映了河网与河

口区中各水质要素的时空变化规律,计算结果在量值和变化趋势上均与实测结果较为吻合;模型亦合理再现了八大口门物质传递的动态过程。

3 珠江河网区污染物通量(Pollutant fluxes in the Pearl River network)

3.1 通量统计时段与方法

利用验证后的耦合水质模型模拟 2000 年珠江河网与河口区的污染物输送与迁移转化过程,在此基础上,统计每个计算时间步长的污染物通量,并对其进行累加得到模拟时段内的净通量;统计时间为 366 d. 本文主要关注上游河流输入河网区的污染物通量(简称为“入河网污染物通量”)以及河网经八大口门输入河口区的污染物通量(简称为“入河口污染物通量”). 其中,入河网污染物通量由上游边界(包括西江的高要、北江的石角、东江的博罗、流溪河的老鸦岗以及潭江的石咀,见图 1)实测的径流量与污染物浓度计算得到;入河口污染物通量则是基于模拟结果. 鉴于水体富营养化与缺氧现象是当前河网和河口区水环境与生态的焦点问题,本文选择以下 4 个水质指标进行通量分析:CBOD、氨

氮、硝态氮与亚硝态氮、IP.

3.2 河网区污染物外源输入

2000 年河网区的污染物外源输入量(入河网通量+河网污染负荷)如图 3 所示. 由图可见,CBOD 的外源输入量约为 77×10^4 t,入河网通量与河网污染负荷对其均有显著贡献. 上游各水系中,以西江的输入量最大,占 CBOD 入河网通量的 75%;北江位居第二,其次是东江,两者共占 18%;流溪河和潭江的输入量相对较小,仅占 7%. CBOD 入河网通量的来源主要包括两方面:其一是上游城市(如西江梧州、北江清远等)所排放的污染物,随径流下泄并汇入河网区;其二是珠江流域经土壤机械侵蚀所产生的有机碳通量. 据相关研究(Gao *et al.*, 2002)表明,季风气候导致的高温多雨和温湿同季的环境特征,使珠江流域的生物地球化学作用非常强烈,且境内多为高原和山地丘陵,地形坡度大,加之人口密集和长期的耕作农业历史,使得流域内表土的机械侵蚀作用较为强烈,该侵蚀过程是有机碳的一个重要来源.

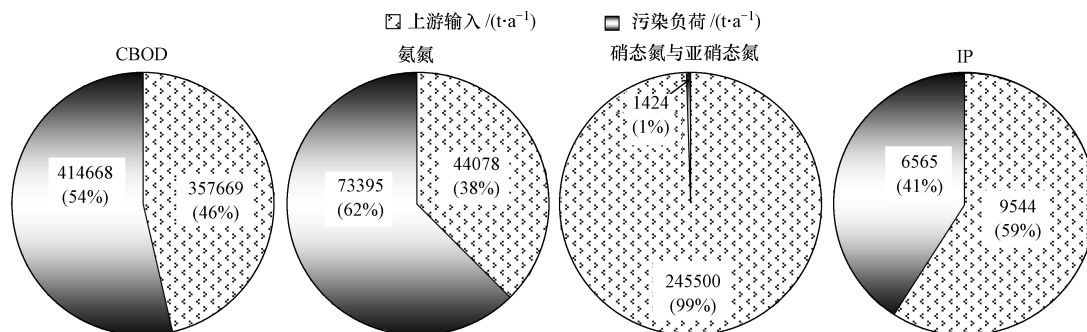


图 3 入河网污染物通量与河网污染负荷对比

Fig. 3 Comparison of the upstream pollutant fluxes and waste loads in the river network

河网区氨氮的外源输入量约为 12×10^4 t,其中河网污染负荷是主要的贡献源,其缘由在于珠三角区域因人口高度聚集产生了大量生活污水,而生活污水是氨氮的主要来源. 相比之下,上游输入的氨氮通量较小. 上游各水系中,以西江的通量最大,占氨氮入河网通量的 71%;其次是流溪河,因接纳大量自花都等广州辖区(见图 1)下泄的污染物,其氨氮通量超过北江,跃居第二,占 10%,这也反映了流溪河河段有机物含量过高的污染状况;其后依次为北江、潭江、东江,各占 8%、6%、5%. 受区域纳污强度不一的影响,氨氮入河网通量的空间差异与 CBOD 相比有所减小.

入河网通量是河网区硝态氮与亚硝态氮最主要的来源(见图 3),占外源输入量(25×10^4 t)的 99% 以上. 据研究(San Deigo-McGlone *et al.*, 2000),污水中硝态氮与亚硝态氮的含量一般约为总氮的 1%,依此推算出的珠三角区域硝态氮与亚硝态氮污染负荷的贡献量很小,不足外源输入量的 1%. 由此可见,硝态氮与亚硝态氮入河网通量并非直接来自上游城市所排放的硝态氮与亚硝态氮污染负荷,而应是上游输入的氨氮在随径流下泄过程中经硝化反应所产生的硝态氮与亚硝态氮. 上游各水系的硝态氮与亚硝态氮通量分配与 CBOD 较为相近,具有明显的空间差异.

河网区 IP 的外源输入量约为 1.6×10^4 t, 其中的 59% 由入河网通量贡献. 上游各水系中, 以西江的通量最大, 占 IP 入河网通量的 81%; 其次是北江, 占 12%; 其余水系仅占 7%. 与 CBOD 等入河网通量相比, IP 入河网通量的空间分布更为集中.

3.3 入河口污染物通量

2000 年八大口门污染物通量的计算结果见图 4. 结果显示, 约有 29×10^4 t 的 CBOD 经八大口门输入河口区 (见图 4a), 占河网区 CBOD 外源输入量的

38%. 各口门中, 以磨刀门的通量最大, 占 CBOD 入河口通量的 25%; 虎门次之, 与磨刀门一起共分流近一半的通量; 蕉门、横门分列第三、四位, 各占 18%、11%; 磨刀门、虎门、蕉门和横门 4 个口门的通量之和共占 78%, 可见 CBOD 输送非常集中. CBOD 入河口通量的分配情势整体表现为: 磨刀门 > 虎门 > 蕉门 > 横门 > 崖门 > 洪奇沥 > 虎跳门 > 鸡啼门; 东四口门是主要的输出口门, 占入河口通量的 59%.

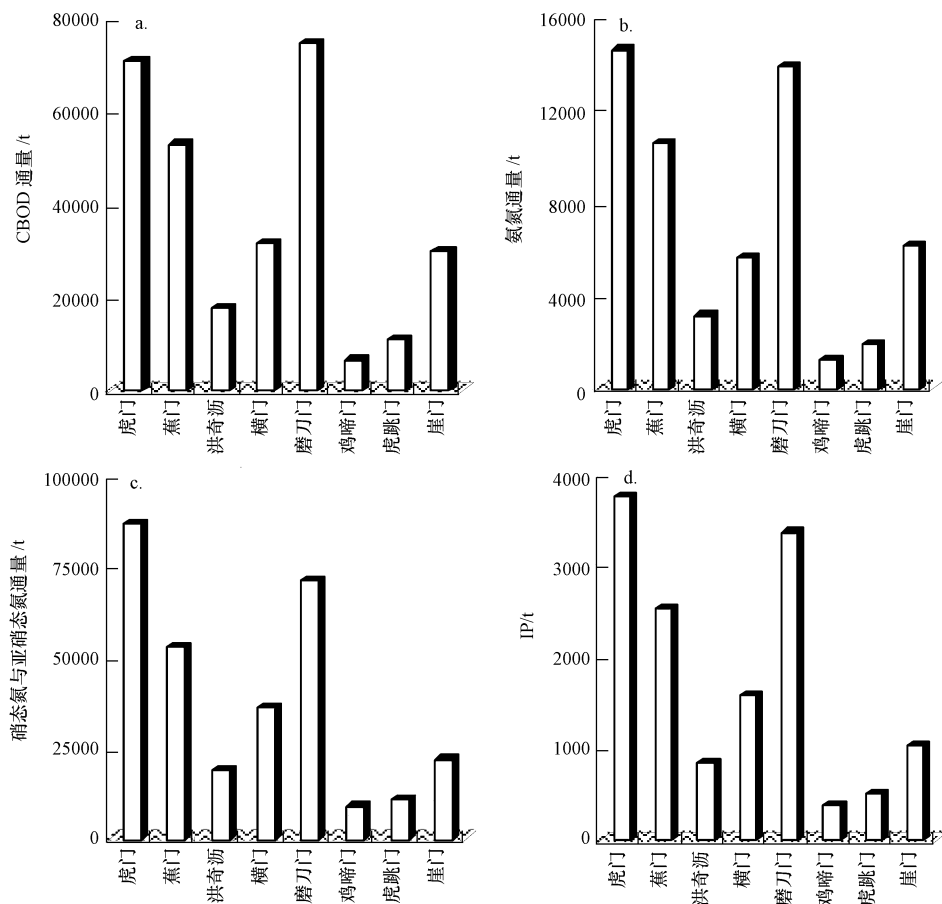


图 4 八大口门的污染物年通量

Fig. 4 Annual pollutant fluxes through the eight river outlets

氨氮的入河口通量约为 6×10^4 t (占河网区氨氮外源输入量的 49%, 见图 4b), 其中的 59%、41% 分别经东四口门、西四口门输入河口区. 各口门中, 虎门因承接大量自东江输入与广州等城市排放的污染物, 其氨氮通量超过磨刀门, 位居第一, 占入河口通量的 26%; 其后依次为磨刀门、蕉门, 各占 24%、18%; 崖门方面, 由于潭江输入与江门等地 (见图 1) 的贡献量较大, 其氨氮通量超过横门, 上升为第四位, 占 11%; 磨刀门、虎门、蕉门和崖门 4 个

口门的通量之和共占 79%. 各口门氨氮通量的分配情势综合表现为: 虎门 > 磨刀门 > 蕉门 > 崖门 > 横门 > 洪奇沥 > 虎跳门 > 鸡啼门.

硝态氮与亚硝态氮的入河口通量高达 31×10^4 t (见图 4c), 超过河网区硝态氮与亚硝态氮外源输入量, 表明内源 (经氨氮硝化反应转化而来) 在其中起重要作用, 河网区对硝态氮与亚硝态氮表现为“源”效应. 从空间分配上看, 硝态氮与亚硝态氮入河口通量的分配情势与氨氮较为一致, 即虎门、磨

刀门和蕉门是最主要的输出口门,其硝态氮与亚硝态氮通量各占入河口通量的 28%、23%、17%,共计 68%;各口门总体表现为:虎门>磨刀门>蕉门>横门>崖门>洪奇沥>虎跳门>鸡啼门;东四口门是主要的输出口门,占 63%。值得一提的是,虎门的通量分配比明显大于其它口门,这主要与珠江干流-虎门水道发生剧烈的硝化反应(徐继荣等, 2005)有关,换言之,硝化作用对虎门的硝态氮与亚硝态氮通量有显著贡献。

IP 的入河口通量约为 1.4×10^4 t(见图 4d),占河网区 IP 外源输入量的 87%。IP 入河口通量的分配情势与硝态氮与亚硝态氮基本一致。其中,虎门的通量最大,占 27%,这一方面是由于虎门承接了大量自广州和东莞(见图 1)等地排放的污染物,另一方面是由于虎门水域的含沙量较低(Hu and Li, 2009),经悬沙吸附发生沉积的 IP 较少;而磨刀门等含沙量较高的河段,由沉积引起的损耗量较大,输出通量亦有一定程度的减小。IP 入河口通量的分配情势综合表现为:虎门>磨刀门>蕉门>横门>崖

门>洪奇沥>虎跳门>鸡啼门;东四口门是主要的输出口门,占 62%。

4 河网区外源输入对入河口污染物通量的贡献 (Contribution of external waste loads in the river network to the riverine pollutant fluxes)

从上述分析可以看到,各口门的污染物通量是陆源污染物在河网区中经历了一系列复杂的物理与生物地球化学过程后所表现出来的综合结果。为量化河网区外源输入,即入河网污染物通量与河网污染负荷对入河口污染物通量的贡献,在原有的基础上,开展以下两个数值实验:①方案 I:在耦合水质模型中,关闭河网污染负荷输入与营养盐底部释放通量,只考虑入河网污染物通量对河网区污染物通量的贡献;②方案 II:关闭入河网污染物通量与营养盐底部释放通量,只考虑河网污染负荷对河网区污染物通量的贡献,其余设置与方案 I 一致。

对以上两个数值实验所计算的入河口污染物通量进行统计、比对,结果见图 5、表 1。

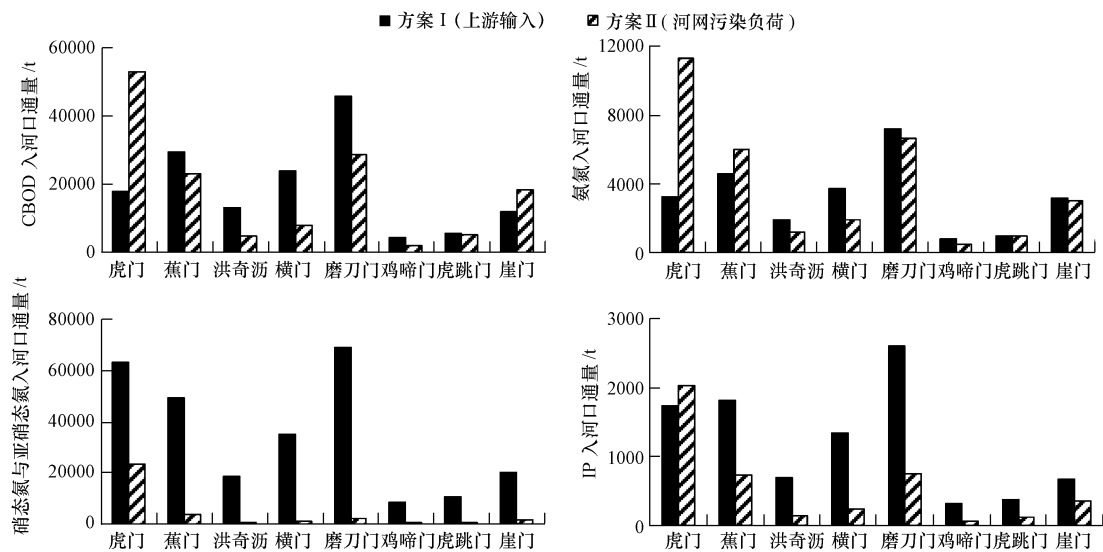


图 5 入河网污染物通量与河网污染负荷对各口门污染物通量的贡献对比

Fig. 5 Comparison of the contributions from the upstream pollutant fluxes and from waste loads to the fluxes through the eight river outlets

表 1 入河网污染物通量对各口门污染物通量的贡献百分比

Table 1 Contribution percentages by the upstream pollutant fluxes to the fluxes through the eight river outlets

水质指标	虎门	蕉门	洪奇沥	横门	磨刀门	鸡啼门	虎跳门	崖门	八大口门
CBOD	25%	56%	73%	75%	61%	69%	51%	39%	52%
NH ₄	22%	43%	61%	66%	52%	61%	50%	51%	45%
NO ₃	73%	93%	97%	98%	97%	96%	96%	92%	89%
IP	46%	71%	83%	85%	77%	83%	77%	65%	68%

注:表中数值=方案 I 的污染物通量/方案 I 与方案 II 的污染物通量之和×100%。

由图5、表1可见,入河网污染物通量与河网污染负荷对各口门的污染物通量贡献不一.其中,虎门的污染物通量主要来自河网污染负荷,以氨氮和CBOD的情况尤为明显;河网污染负荷对虎门CBOD、氨氮、IP通量的贡献百分比分别为75%、78%、54%;除硝态氮与亚硝态氮之外,入河网污染物通量对虎门的污染物通量贡献相对较小(见表1).河网污染负荷对其它口门的CBOD与氨氮通量亦有显著贡献,其中对蕉门、磨刀门、崖门的贡献最为明显.具体来说,河网污染负荷对蕉门、磨刀门、崖门的CBOD通量的贡献百分比分别为44%、39%、61%,对其氨氮通量的贡献百分比分别为57%、48%、49%.概而言之,河网污染负荷对CBOD、氨氮入河口通量的贡献较为突出,对硝态氮与亚硝态氮、IP入河口通量的贡献相对较小;入河网通量与河网污染负荷对CBOD入河口通量的贡献较为接近,以入河网通量的贡献略大;氨氮入河口

通量主要来自河网污染负荷;硝态氮与亚硝态氮和IP的入河口通量主要由入河网通量贡献.另外,数值实验结果显示,入河网污染物通量主要输往磨刀门、蕉门、虎门、横门,其分配情势与入河口径流通量具有密切联系,由径流主导;河网污染负荷主要输往虎门、磨刀门、蕉门、崖门,从中反映了各区域纳污强度的差异.

为探究污染物通量对河网排污策略的响应关系,利用耦合水质模型分别模拟计算了在2010与2020年污染负荷(以2000年作为基准,结合珠江三角洲环境保护规划目标^①推算得到)条件下的入河口污染物通量;依据珠江三角洲环境保护规划目标(珠江三角洲环境保护规划编委会,2006),2010、2020年的CBOD排放量将在2000年的基础上分别减少约31%、45%,氨氮排放量将分别减少约17%、21%.2000、2010与2020年相应的入河口CBOD与氨氮通量比较见图6.

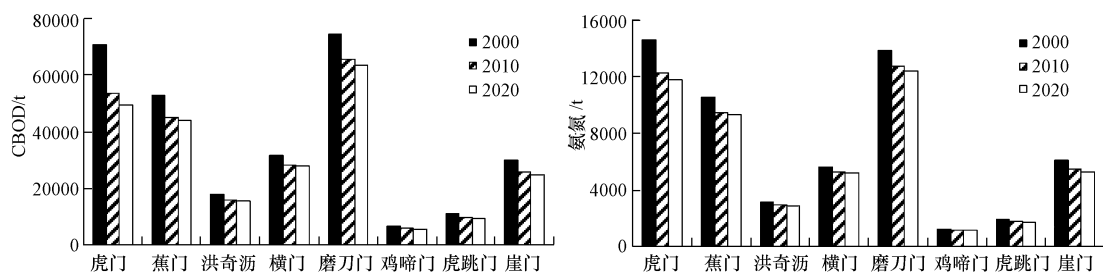


图6 2000、2010与2020年的入河口CBOD与氨氮通量对比

Fig. 6 Comparison of the riverine fluxes of CBOD and NH_4 for the years 2000, 2010 and 2020

由图6可见,在污染源削减目标制约下,各口门的污染物通量均有所减少,尤以虎门、磨刀门、蕉门等口门最为明显.各口门中,以虎门受河网污染负荷变异的影响最为显著,这是由于虎门是河网污染负荷最主要的输出口门(见图5),同时其通量主要由河网污染负荷贡献(见表1).此外,模拟结果显示,CBOD与氨氮的通量对河网污染负荷有不同程度的响应,具体来说,相比较2000年,2010、2020年的入河口CBOD通量分别减少约15%、19%,而氨氮通量分别减少约11%、13%.总体而言,氨氮通量对河网污染负荷的响应程度相对较高,从前面的分析不难看出,这是由于河网污染负荷在氨氮的外源输入贡献上占了很大的比例(见图3),与此同时,入河口氨氮通量亦主要由河网污染负荷贡献(55%).

由于入河网污染物通量(入河口污染物通量的另一重要贡献源)的叠加作用,入河口污染物通量对河网污染负荷的响应程度并非呈现简单的线性关系,另外,污染物在河网中的输送与迁移转化机制也起了一定的调节作用.

5 结论(Conclusions)

1)入河网污染物通量与河网污染负荷对河网区外源输入均有显著贡献,因此,在考虑河网区的污染物通量过程时,两者的作用皆不可忽视.

2)污染物通量的空间分配存在明显差异,其中,约71%~81%的入河网污染物通量主要来自西江;约50%的入河口污染物通量经虎门、磨刀门输入河口区.

① 珠江三角洲环境保护规划编委会,2006.

3)河网区对 CBOD、氨氮、IP 均表现为“汇”的效应,其入河口通量约为外源输入量的 38% ~ 87%;而河网区对硝态氮与亚硝态氮则表现为“源”的效应,在外源与内源(来自于氨氮硝化反应)的双重贡献下,硝态氮与亚硝态氮的入河口通量超过其外源输入量。

4)经数值实验表明,入河口污染物通量与河网污染负荷对 CBOD、氨氮的入河口通量的贡献度较为接近;硝态氮与亚硝态氮、IP 的入河口通量主要由入河口污染物通量贡献;入河口污染物通量、河网污染负荷主要分经磨刀门、虎门输出。

5)各口门中,以虎门、磨刀门、蕉门等口门的通量对河网污染负荷的响应最为明显,另外,相对 CBOD 而言,入河口氨氮通量对河网污染负荷的响应程度较高;此为关于污染物通量对河网排污策略的响应关系的初步探讨,在未来的研究中,尚需进行更为细致的分析。

责任作者简介:李适宇(1956—),男,工学博士,教授,博士生导师。现任中山大学环境科学与工程学院院长。主持国家自然科学基金、国家 863 高科技计划项目、广东省科技计划百项工程项目、广东省自然科学基金、教育部高校骨干教师培养计划、广东省“千百十人才”培养计划、广东省海洋 908 专题、欧盟第六框架计划项目等三十多个研究项目,在国际期刊和国内核心期刊发表学术论文 120 多篇。主要研究方向包括水环境模拟、水环境管理规划、微量有机污染物环境风险管理。近十年主要从事珠江三角洲河网、河口及近岸海洋污染物输送与环境变迁机制以及环境管理研究。

参考文献 (References):

- Ambrose J R B, Wool T A, Martin J L. 1993. The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: Model documentation [R]. Georgia: U. S. Environmental Protection Agency, Athens
- Gao Q Z, Tao Z, Shen C D, *et al.* 2002. Riverine organic carbon in the Xijiang River (South China): seasonal variation in content and flux budget [J]. *Environmental Geology*, 41: 826-832
- Harrison P J, Yin K D, Lee J H W, *et al.* 2008. Physical-biological coupling in the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research* [J]. 28: 1405-1415
- 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 [J]. *水利学报*, 39(11): 1174-1182
- Hu J T, Li S Y. 2008. One-dimensional salinity and three-dimensional baroclinic coupled model for simulating the flow in Pearl River Delta [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 39(11): 1174-1182 (in Chinese)
- Hu J T, Li S Y. 2009. Modeling the mass fluxes and transformations of nutrients in the Pearl River Delta, China [J]. *Journal of Marine Systems*, 78: 146-167
- 罗琳, 李适宇, 王东晓. 2008. 珠江河口夏季缺氧现象的模拟 [J]. *水科学进展*, 19(5): 729-735
- Luo L, Li S Y, Wang D X. 2008. Modelling of hypoxia in the Pearl River estuary in summer [J]. *Advances in Water Science*, 19(5): 729-735 (in Chinese)
- Ni H G, Lu F H, Luo X L, *et al.* 2008a. Occurrence, phase distribution, and mass loadings of benzothiazoles in riverine runoff of the Pearl River Delta, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 42(6): 1892-1897
- Ni H G, Lu F H, Luo X L, *et al.* 2008b. Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, doi, 10.1016/j.marpolbul.2008.02.030
- 逢勇, 李毓湘. 2001. 珠江三角洲污染物对东四口门通量的影响分析 [J]. *河海大学学报(自然科学版)*, 29(4): 50-55
- Pang Y, Li Y X. 2001. Effects of discharged pollutants from Pearl River Delta on east outlets [J]. *Journal of Hohai University*, 29(4): 50-55 (in Chinese)
- 逢勇, 李学灵, 龙江. 2003. 珠江三角洲陆源污染和香港水域排污对伶仃洋的影响 [J]. *水科学进展*, 14(5): 558-562
- Pang Y, Li X L, Long J. 2003. Water quality variation in Lingding sea influenced by Pearl River delta and Hong Kong sea area [J]. *Advances in Water Science*, 14(5): 558-562 (in Chinese)
- San Deigo-McGlone M L, Smith S V, Nicolas V F. 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 325-330
- Wang J Z, Guan Y F, Ni H G, *et al.* 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine runoff of the Pearl River Delta (China): concentrations, fluxes, and fate [J]. *Environmental Science & Technology*, 41(16): 5614-5619
- 徐继荣, 王友绍, 殷建平, 等. 2005. 珠江口入海河段 DIN 形态转化与硝化和反硝化作用 [J]. *环境科学学报*, 25(5): 686-692
- Xu J R, Wang Y S, Yin J P, *et al.* 2005. Transformation of dissolved inorganic nitrogen species and nitrification and denitrification processes in the near sea section of Zhujiang river [J]. *Acta Scientiae Circumstantia*, 25(5): 686-692 (in Chinese)
- Zhang H, Li S Y. 2010. Effects of physical and biochemical processes on the dissolved oxygen budget for the Pearl River Estuary during summer [J]. *Journal of Marine Systems*, 79: 65-88
- 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 [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Editorial Committee of Environmental Protection Planning for the Pearl River Delta. 2006. Environmental Protection Planning for the Pearl River Delta [M]. Beijing: Environmental Science Press (in Chinese)