

## 珠江口海域环境污染研究进展

黄小平<sup>1</sup>, 田磊<sup>1,2</sup>, 彭勃<sup>1,2</sup>, 张大文<sup>1</sup>

(1. 中国科学院南海海洋研究所热带海洋环境动力学重点实验室, 广东 广州 510301; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 由于人类活动影响, 珠江口海域环境已受到较严重污染, 对该海域环境污染规律的研究也日益受到关注。本文对珠江口海域富营养化特征和持久性毒害污染物为主的污染规律研究进展进行了综述。结果表明, 过量的氮磷输入已导致水体高度富营养化, 富营养化是诱发该海域赤潮发生的重要因素, 水体层化和富营养化耦合导致局部海域出现底层季节性缺氧, 持久性毒害污染物主要在沉积物和生物体中富集, 柱状沉积物的记录反映出沉积物中污染物积累与近 30 年来珠江三角洲经济快速发展密切相关。最后指出, 当前和今后该海域环境污染急需加强研究的重要方向主要包括: 持久性毒害污染物在生物体组织中的传递过程和在食物链中累积规律、富营养化条件下的复合污染效应、污染物的微生物降解机制、污染控制策略等。

**关键词:** 珠江口海域; 富营养化; 重金属; 持久性有机污染物

中图分类号: P76 文献标识码: A 文章编号: 1009-5470(2010)01-0001-07

### Environmental pollution in the Pearl River Estuary: a review

HUANG Xiao-ping<sup>1</sup>, TIAN Lei<sup>1,2</sup>, PENG Bo<sup>1,2</sup>, ZHANG Da-wen<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Tropical Marine Environmental Dynamics, South China Sea Institute of Oceanology, CAS, Guangzhou 510301, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Environmental pollution is serious in the Pearl River Estuary due to human activities and an increasing attention has been paid to the pollution in this region. This paper mainly reviews the eutrophication characteristics and the pollution patterns of persistent toxic substances (PTS, including heavy metals and persistent organic pollutants—POPs) in the water. Results indicate that the excessive input of nitrogen and phosphate has led to the high eutrophication in the water. Eutrophication plays an important role in triggering red tides. The coupling effect of the water stratification and eutrophication leads to the seasonal hypoxia in certain areas of the estuary. PTS mainly accumulate in sediment and organisms. The records of pollutants in sediment cores reflect that pollutant accumulation in sediments is closely related to the rapid economical development of the Pearl River Delta in the past three decades. Finally, the critical issues of research are put forward on the environmental pollution of this area in the future, which include biotransformation of pollutants in tissues and bioaccumulation in food chain, the combined pollution of various pollutants in eutrophic water, mechanisms of microbial biodegradation of pollutants, pollution control strategy, among others.

**Key words:** The Pearl River Estuary; Eutrophication; Heavy metals; POPs

河口水域是河流与海洋相互作用的区域, 它对环境因子变化的反应与河流和海洋均有显著差异, 作为一个过渡带, 河口区的污染问题正逐步发展为全球性的重大生态环境问题, 探究其污染形成及变化趋势具有重要意义。

珠江口海域因其特殊的地理位置和在经济发展中的重要地位, 其环境状况倍受关注。随着珠江三角洲地区工农业的迅速发展和人口的不断增加, 各种来源的污染物质通过地表径流、沿岸直接排放和大气干湿沉降等方式进入珠江口海域, 使河口的环

收稿日期: 2009-12-02, 修订日期: 2009-12-23。卢冰编辑

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向性项目(KZCX2-YW-Q07); 国家自然科学基金项目(40776086); 中国科学院南海海洋研究所知识创新工程领域前沿项目(LYQY200706)。

作者简介: 黄小平(1965—), 男, 湖南省邵阳市人, 博士, 研究员, 主要从事海洋环境与生态研究。E-mail: xphuang@scsio.ac.cn

境质量日趋恶化,生态平衡受到威胁和破坏。2008年珠江口环境监测资料显示,该水域呈富营养化状态,部分生物体内铅、镉、砷、总汞和石油烃含量偏高<sup>[1]</sup>。近年来学者们从不同角度对珠江口海域环境污染开展了大量研究工作,热点多集中在水体富营养化<sup>[2-4]</sup>、沉积物与生物体中重金属和持久性有机污染物(POPs)的分布特征及其迁移转化规律<sup>[5-8]</sup>等方面。总结这些方面的研究进展,将有助于深入认识珠江口海域环境污染特征和演变趋势,为该区域环境保护与治理决策提供科学依据。

## 1 水体富营养化

氮磷的过度富集导致水体富营养化,海水富营养化不仅能导致水体溶解氧含量降低,还会对水生生物、群落结构及整个海域生态系统产生重要影响。

### 1.1 氮磷污染与赤潮

近年来,珠江口伶仃洋海域水体中无机氮浓度普遍超过  $0.30\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的二类海水水质标准值,大部分海域已超过  $0.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的四类标准值。研究发现,无机氮主要来自于东四口门(虎门、蕉门、洪奇门和横门)径流,深圳湾附近陆源污染亦有较明显的贡献;无机氮含量表现出自北向南递减的趋势;大部分海域以硝酸氮形态存在,而在深圳湾附近海域则以氨氮为主。无机磷含量除在深圳湾附近海域超过  $0.03\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的二类海水水质标准值外,其它海域基本符合  $0.015\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的一类海水水质标准。河口径流对该海域无机磷含量的贡献不明显,而深圳湾附近的陆源(包括深圳西部排海工程和香港西北部)和珠江口附近沿岸流、涨潮流带来的无机磷对其含量影响较大<sup>[9]</sup>。氮磷的过度富集导致水体富营养化,通过营养状态指数值和  $C_N/C_P$  值的评价表明,珠江口海域的富营养化程度较高,属于磷限制潜在性富营养区。在时空分布上,珠江口海域富营养化程度呈现由湾内向湾外递减的趋势,不同水期的富营养化水平从高到低的顺序依次为:枯水期、丰水期、平水期<sup>[4]</sup>。

珠江口海域表层沉积物中总氮含量较高,平均达  $1\ 649\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其中有机氮占 83.17%;氨氮是无机氮的主要形式,占 98%,平均含量为  $209.64\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;硝酸盐氮和亚硝酸盐氮在沉积物无机氮中比例很低,平均  $54.87\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。表层沉积物中总磷的含量平均值为  $455.94\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;有机磷占总磷含量的 39.41%;铁结合磷和铝结合磷平均含量为  $94.97\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。平面分布上,不同形态氮、磷的含量

差异与陆源输入、沉积物粒径及水动力条件等因素有关。通过单项指标标准指数法对氮和磷的污染进行评价,结果表明珠江口沉积物中总氮的含量较高,而总磷含量较低,沉积物受氮的污染相对严重<sup>[10]</sup>。

浮游植物的生长既与海水中氮磷的浓度有关,也与氮磷比值有关。珠江口海域水体氮磷比普遍较高,最高值超过 300,最低值也普遍大于 30<sup>[9]</sup>。2005—2006年4月和8月期间的调查发现,珠江口海域硅藻占浮游植物总数的比例均达到 80%以上,研究认为较高的氮磷比和丰富的氮磷均可能是形成该海域浮游植物群落以硅藻类占优势种群结构的主要原因<sup>[2]</sup>。

自 20 世纪 80 年代以来,珠江口海域特别是香港附近海域频繁发生赤潮,给生态环境和渔业资源带来严重危害<sup>[3,11]</sup>。研究表明,该海域 1998 年春季赤潮生物往往以裸甲藻类(*Gymnodinium sp.*)为优势种<sup>[11]</sup>。2002 年珠江口海域爆发较大规模的条纹环沟藻(*Gyrodinium instriatum*)赤潮,赤潮发展过程中,中心区营养盐含量变化剧烈;高峰期无机氮(DIN)含量由  $0.86\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  上升至  $1.05\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,相应叶绿素 a 含量猛增至  $87.74\text{—}136.78\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ;而与此邻近的非赤潮区水体 DIN 和叶绿素含量则未见明显变化<sup>[12]</sup>。可见,赤潮生物对各种营养盐有明显需求。

针对赤潮爆发时水体营养物质供应来源的研究表明,即使对排放水域的过量氮磷采取一定的措施后,水体中氮磷的含量依然很高,也就是说在外部氮磷大量减少的情况下,内源氮磷仍然可以为赤潮生物在短时间内快速增殖提供足够的物质基础<sup>[13]</sup>。黄小平等<sup>[17]</sup>对珠江口海域沉积物-水界面氮磷的交换通量进行了研究, $\text{NH}_4\text{-N}$  沉积物-水界面交换通量为  $2.6\text{—}87.4\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$  的沉积物-水界面交换通量  $8.7\text{—}255.0\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ,表现出沉积物间隙水中的  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$  不断向上覆水体释放的趋势。表明珠江口沉积物是水体中氮磷的可能输入源,吕莹和张德荣等<sup>[15-16]</sup>亦有类似报道。翁焕新等<sup>[17]</sup>认为导致珠江口赤潮发生频率高于其它海区的关键因素是,富集于沉积物中的铁-磷可以随时为藻类爆发性增殖提供丰富的营养物质。这些研究揭示了从沉积物中释放出来的内源营养物质可能对赤潮的爆发有促进作用。

### 1.2 底层水体季节性缺氧

溶解氧(DO)浓度小于等于  $2\text{—}3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的水体通常被称为缺氧水体,在该临界点以下,水域生态状况急剧恶化,鱼、虾等水生生物无法正常生活<sup>[18]</sup>。

珠江口的缺氧现象最早于1985年发现, 缺氧海区位于珠江口西部, 即高栏岛与横琴岛附近水域, DO最低值为  $1.76\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 此后, 珠江口缺氧范围不断扩大、缺氧程度逐年加剧<sup>[19]</sup>, 1999年夏季, 伶仃洋水体底层DO出现浓度低于  $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的缺氧现象<sup>[20]</sup>。

缺氧的发生和发展过程受多种因素影响, 其中人类活动引起的氮磷增加在季节性缺氧的形成过程中发挥着关键作用<sup>[21]</sup>。近岸海域缺氧形成过程可总结如下: 氮磷输入导致藻类等浮游植物迅速增殖, 浮游植物死亡分解产生的大量有机物质进入底层水体, 底层有机物好氧分解消耗水体溶氧, 当物理条件允许水体层化后(如径流量、水温增加导致水体稳定性增强), 表、底层氧气的交换受到限制, 底层水体溶解氧得不到及时补充造成缺氧<sup>[21-22]</sup>。罗琳<sup>[23]</sup>通过三维水动力-生态模型对珠江口底层水体缺氧现象的形成和原因进行模拟, 表明过量营养物质、有机物质的输入和淡水径流导致的强烈层化作用是底层缺氧水体出现的主要原因。

研究表明, 珠江口海域密度跃层以上的水体耗氧最多的生化过程是溶解态有机碳(DOC)的氧化反应, 平均占该水体中总耗氧量的 68.3%, 其次是硝化反应和浮游植物的呼吸作用。对于密度跃层以下水体, 底泥耗氧占绝对优势, 在伶仃洋和陆架海其比例分别达到 86.2%和 68.9%, 其次是 DOC 氧化反应和硝化反应<sup>[24]</sup>。林卫强等<sup>[25]</sup>认为底泥和再悬浮有机物的降解耗氧是导致珠江口底层水体 DO 降低的主要原因。

## 2 沉积物中持久性毒害污染物的分布与转化

河口沉积物是持久性毒害污染物的“贮存库”。持久性毒害污染物主要包括重金属和持久性有机污染物(POPs)。重金属多为 Zn、Cu、Cr、Cd、As 等元素。POPs 泛指机氯农药(OCPs)、六六六(HCHs)和滴滴涕(DDTs)等, 是一类具有长期残留性、生物累积性、半挥发性和高毒性, 并通过各种环境介质(大气、水、生物等)能够长距离迁移的天然的或人工合成的持久性毒害有机污染物, 对全球环境安全及生物体和人类健康具有严重危害。上述污染物可以通过吸收与沉降等作用进入沉积物而降低其对环境的影响。但是沉积物的再悬浮作用可能使污染物重新进入环境。罗孝俊等<sup>[26]</sup>研究表明, 澳门内港水体中 DDTs 的主要来源就是沉积物再悬浮作用释放的残留污染物。因此, 沉积物污染情况的研究有着重要意义。

### 2.1 重金属的分布与累积

重金属污染物主要通过入海河流、沿岸直接排放和大气干湿沉降等方式输送入海。水体中重金属难以被微生物降解, 只能在环境中迁移和形态转化, 最终进入沉积物中蓄积。黄小平等用源解析方法研究了珠江口海域重金属的来源<sup>[27-28]</sup>。研究发现, 伶仃洋沉积物中 Cu 主要来自蕉门和横门, 分别占沉积物中 Cu 总量的 33.7%和 34.5%; Pb 主要来自虎门和蕉门, 分别占 31.7%和 31.5%; Hg 主要来自蕉门和横门, 分别占 42.4%和 24.7%; As 主要来自于蕉门和横门, 二者分别占 34.7%和 31.0%; 上述四种污染元素来自外海的比例很小<sup>[28]</sup>。另外, 珠江口海域表层沉积物中重金属元素分布表现为, 西部近岸海域高于东部海域, 高值区位于澳门和九澳岛以东和以南; 重金属元素 Zn、Cu、Cr、Cd、As 的含量总体上表现出从西北向东南逐渐减小的趋势<sup>[6, 8, 29]</sup>。

珠江口海域沉积物中 Cu、Cd 以吸附相(可交换态)为主, Cr、Hg 以铁锰氧化物和有机结合相为主, Pb、Zn 和 As 则表现为相对较为均匀地分布在 3 个或 4 个相态中, 其中 Pb 以有机相稍占优势, Zn 以铁锰氧化物相稍占优势, As 则以水相(碳酸盐态)稍占优势<sup>[30]</sup>。

沉积物是重金属污染物重要的汇, 这是因为重金属元素在沉积物中表现出相对惰性。刘文新<sup>[31]</sup>利用多元统计方法, 并结合线性基线模型、铅稳定同位素组成和化学形态检验了沉积物中富集金属的分布, 认为珠江口表层沉积物中重金属富集主要出现在西部浅水区和东侧航道, 并且富集层面中痕量金属大部分结合在相对稳定的地球化学相上, 生物可给性较低。吕文英<sup>[32]</sup>在分析珠江口沉积物中重金属形态分布时发现, Cr、Pb、Zn 在表层沉积物中有不同程度的富集; 但 Cr、Pb、Zn 的可交换态含量低, 对水体环境影响不大。

### 2.2 持久性有机污染物的迁移转化

珠江口表层沉积物中持久性有机污染物分布表现为: 距污染源距离越近, 多氯联苯(PCBs)和多环芳烃(PAHs)浓度越高, 如广州河段中 PCBs 和 PAHs 的水平高于其下游狮子洋和伶仃洋; 水域开阔, 水流量大, 可导致 PCBs 和 PAHs 浓度的明显降低, 如狮子洋、伶仃洋到河口区水域逐渐开阔, PCBs 和 PAHs 水平逐渐下降<sup>[33]</sup>。同时, 位于珠江口西部的澳门周围水域被认为是各种污染物汇集和沉积的场所, 澳门内港沉积物中毒害有机污染物(包括 PAHs、PCBs 和 OCPs)的含量已远远高出沉积物的风险评

价标准<sup>[34]</sup>。

对于 POPs 在悬浮颗粒物和沉积物间的迁移,通过对伶仃洋水和表层沉积物中烷基酚(AP)的分布研究发现, AP 在沉积物中的含量远高于它们在水中的含量,沉积物是此类污染物的蓄积库<sup>[35]</sup>。丘耀文等<sup>[36]</sup>于 2004 年在深圳湾海域分析了海水、悬浮物、表层沉积物中 15 种多环芳烃的含量,发现 PAHs 在悬浮颗粒物和表层沉积物中富集,其以悬浮颗粒物中含量更高。陈伟琪等<sup>[37]</sup>研究了珠江口表层沉积物以及悬浮颗粒物中的持久性有机氯污染物的含量及其累积分布特征,结果表明,悬浮颗粒物中有机氯污染物的含量随不同采样站位和季节而异,但平均含量高于沉积物。这些研究揭示了珠江口海域悬浮颗粒物比表层沉积物表现出相对较高的 POPs 富集。

### 3 生物体中持久性毒害污染物的富集

重金属、POPs 等持久性毒害污染物在海洋环境中的积累和富集不仅能够影响水生动植物的生长和繁殖,而且可以通过食物链逐级进入人体,威胁人类的健康和发展。

#### 3.1 重金属的生物富集

珠江口海域的生物体受重金属的污染影响较大。伶仃洋甲壳类、双壳类、鱼类和头足类都已受到了不同程度的重金属污染,尤其 Cu、Cr、Cd、Zn、Pb,甚至达到了重度污染水平,并且大部分海洋生物体内的某些重金属元素的含量出现严重超出食用标准的现象,如棘头梅童鱼的 Cr 和 Pb 分别超标 23.93 和 48.05 倍,长蛇鲻的 Pb 超标 52.66 倍,近江牡蛎的 Cu 和 Cd 分别超标 740.27 和 89.59 倍<sup>[7]</sup>。研究结果表明,总体上珠江口水生生物痕量金属平均浓度高于中国其它地区,且最近几年仍有增加趋势<sup>[38]</sup>。

影响生物体中重金属富集的因素包括生物的生存环境、生物种类和重金属元素性质等。研究表明,1)珠江口海域生物体内的重金属含量与其栖息的水层存在着一定的相关性,普遍表现出生物体内重金属含量分布的趋势为底层种类 > 中上层种类 > 近底层种类<sup>[39]</sup>。2)不同生物类群对重金属的富集能力不同,珠江口海域生物体内重金属平均含量有以下的规律性:鱼类中 Pb > Hg > As > Cd; 甲壳动物中 Cd > Hg > As > Pb; 软体动物中 Pb > Cd > Hg > As。3)同一重金属在不同生物体内含量亦存在一定差异,As、Pb、Cd 在各类群中的平均含量趋势分别为:甲壳类 > 软体类=鱼类;软体类 > 鱼类 > 甲壳类;甲

壳类 > 软体类=鱼类<sup>[40]</sup>。4)同一生物不同部位对金属的富集能力也各不相同。20 世纪 80 年代就有学者对珠江口 15 种经济鱼类体内重金属做了研究,指出鱼类肌肉、皮、内脏、鳃、骨、鳞的 6 种重金属含量存在着差异,肌肉的重金属含量最低<sup>[41]</sup>; Cu、Zn、Pb、Ni、Sb 和 Sn 含量在腹足类不同组织器官中的表现:肝脏 > 肾脏 > 性腺 > 鳃;而 Cd 和 Cr 含量的分布则为:肾脏 > 肝脏 > 性腺 > 鳃 > 足<sup>[42]</sup>。

#### 3.2 持久性有机污染物的生物富集

据报道,氯苯类有机物在珠江口水、沉积物及生物体三者之间存在明显的向生物体(特别是在底栖贝类中)转移和富集放大的现象<sup>[43]</sup>。蚌类等生物体检测到较高浓度的有机污染物(PAH、PCBs 和 HCHs),其中 PCBs 污染已经到了可能危害食用大量海产品人群健康的水平<sup>[44]</sup>。1996 年对分布于珠江口海域翡翠贻贝的有机氯农药含量测定表明, HCHs 和 DDTs 含量分别为未检出—1.1ng·g<sup>-1</sup> 和 9.5—191ng·g<sup>-1</sup><sup>[45]</sup>。珠江河口及其附近海域捕获的生物体已经不同程度受到了 DDTs 的污染,不过相对长江河口南岸以及杭州湾而言,珠江河口生物体的 DDTs 含量仍较低<sup>[46]</sup>。不同物种之间食性、栖息环境以及对 POPs 的吸收、代谢能力差异可能导致不同类别生物体之间 POPs 含量及组成的差别。对珠江河口水生生物体内多溴联苯醚(PBDEs)的分布研究发现,该水域水生生物已受到一定程度 PBDEs 的污染,其浓度为 37.8—444.5ng·g<sup>-1</sup>,以虾姑和龙头鱼污染较重; PBDEs 在鱼肝中的富集能力高于鱼肉<sup>[8]</sup>。

### 4 主要污染物演变过程与趋势

#### 4.1 水质变化趋势

结合珠江口海域的历史资料和前人的研究成果,分析珠江口海域水体污染物的变化趋势。如图 1,近 20 多年来,珠江口海水化学需氧量(COD)保持比较平稳的态势,最近几年则略有下降。无机磷含量在 20 世纪 90 年代呈逐年下降趋势,进入 21 世纪后,保持平稳状态。无机氮含量在 2003 年以前一直保持比较平稳的态势,在 0.6mg·L<sup>-1</sup> 上下波动,但近两年有所增加且比较明显。近 10 年来石油类呈下降趋势<sup>[47]</sup>。

#### 4.2 沉积物中主要污染物演变过程与趋势

近海沉积物柱状样中氮、磷、重金属和 POPs 的变化,记录了其周边地区人类活动和环境演变的历史。珠江口海域沉积物中氮磷随年代的分布研究表明,各种形态氮磷(氨氮除外)含量均表现出逐渐

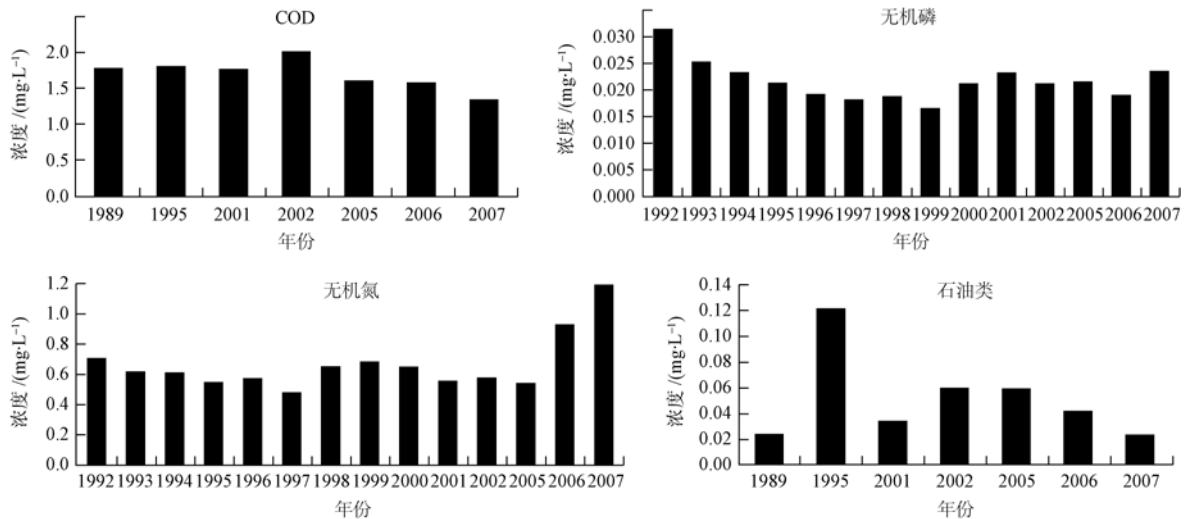


图 1 珠江口海域水质变化趋势 (修改自黄小平, 2008<sup>[47]</sup>)

Fig. 1 Trend of water quality change in the Pearl River Estuary (After Huang X. P., 2008<sup>[47]</sup>)

上升的趋势, 显示自 20 世纪 60—70 年代以来, 珠江口海域的营养盐水平一直受人因素持续扰动。另外, 大约在 20 世纪 80 年代以后, 营养盐的含量出现大幅度的上升, 特别是总磷和有机磷的含量变化尤为显著<sup>[14, 48-49]</sup>。

李向东等<sup>[5, 50]</sup>于 2000 年对珠江口海域柱状沉积物中重金属的分布研究表明, 近 20 年来沉积物中重金属(特别是 Pb)呈增加趋势。深圳湾柱状沉积物中重金属含量分布与氮磷有同样的趋势, 多数重金属元素在 14—26cm 和 0—8cm 深度处的浓度相对较高, 这两个深度对应的年代为 1960—1975 年与 1985—2000 年, 前一段时间恰好是香港经济高速发展的年代, 后一段则是深圳和珠江三角洲其它地区经济崛起的年代<sup>[51]</sup>, 对多环芳烃在珠江口的百年沉积记录研究也反映出相似规律<sup>[52]</sup>。可见, 沉积物中污染物的积累与当地经济发展有密切关系。

## 5 水环境容量与污染控制策略

水环境容量的合理利用作为环境污染综合防治的重要策略之一, 已为人们普遍认可。环境容量的研究目的在于为环境污染总量控制服务。研究珠江口海域环境容量的意义便是在实施入海污染物总量控制的基础上, 控制和减少陆源污染, 从而保护珠江口海域附近的海洋生态环境。数值模拟方法研究是环境容量研究的重要技术手段, 针对珠江口海域复杂的水动力条件, 研究人员对珠江口海域动力条件和污染物输移的数值模拟方法进行了探讨<sup>[53-56]</sup>, 为该海域环境容量的研究提供了技术支撑。

20 世纪 90 年代, 张永良等利用污染物输入-水

质响应计算方法, 研究了珠江口伶仃洋海域多口门污染物输入-水质响应的空间变化情况, 以及各口门污染物输入对海域水质贡献和空间分布情况, 在此基础上, 计算了该海域 COD、N 和 P 的允许负荷量<sup>[57]</sup>。

黄小平等在研究珠江口海域环境容量时以氮磷为指标, 按照《广东省近海环境功能区划》的规定, 珠江口伶仃洋海域除少量港口水域为四类海水水质标准, 以及少量养殖水域为二类水质标准外, 其他绝大部分海域为三类水质功能, 由此以三类海水水质为环境容量的衡量指标, 对应的无机氮和活性磷酸盐的浓度限值分别为  $0.40\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $0.03\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。通过对珠江口伶仃洋海域的容量进行研究, 结果表明, 珠江口海域的无机氮和无机磷已无剩余容量, 需要不同程度的消减, 其中, 珠江东四口门的虎门、蕉门、洪奇门和横门无机氮的削减量分别为 68%、65%、62%和 58%。同时, 沿岸的深圳和珠海等城市也需要分别削减 70%和 46%<sup>[14]</sup>。

## 6 展望

珠江口海域因其特殊的地理位置及其在经济发展中的重要作用, 应当在污染治理和环境保护战略中走在前列。当前, 尽管学者们已从不同的角度开展了大量研究工作, 并积累了一些有价值的资料。但总的看来, 研究工作还存在一定的局限性和滞后性, 尚未能适应本地区环境污染治理与控制的要求, 为此, 作为应对之策和战略措施, 当前和今后尤需加强以下几个方面问题的重点研究。

1) 污染物在水生动物体内的分布和积累与不

同组织的生理功能密切相关,近年来针对于珠江口海域重金属和 POPs 在生物体内的积累已开展了一些工作,但污染物在生物体组织器官(如腮、肠、肝脏、性腺、肌肉等)中传递与代谢的研究则鲜有报道。因此,未来有必要在这一方面进行深入研究。

2) 现有研究多集中在单一污染物的环境行为,然而很少考虑不同污染物之间的相互作用,已有证据表明污染物之间可能存在相互作用过程,因此,研究污染物之间的相互作用显得十分必要,尤其是富营养化对重金属和 POPs 迁移转化的影响机制。

3) 河口水体和沉积物中存在大量微生物,这些微生物对排入河口的持久性毒害污染物具有吸收、转化、降解作用。在微生物影响下,这些污染物地球化学行为将发生一系列变化,如重金属与微

生物可能形成稳定的螯合物而降低其毒性,对于这些变化及微生物降解机制尚需进一步研究。

4) 在河口海域环境容量研究中存在着一系列的技术手段、方法、技巧和基础理论的难关有待探索。珠江口海域的富营养化程度已经很严重,环境容量与污染控制重点关心的应是导致富营养化程度的氮磷指标,尤其是无机氮的控制。针对这种状况,应在弄清珠江口海域氮磷的来源、化学降解能力和生物降解能力的基础上,研究其综合环境容量的大小、空间分布情况和时间变化情况,进而提出控制珠江口海域富营养化的策略和措施。而对于持久性毒害污染物,在深入揭示其生物吸收、转移和累积规律的基础上,主要研究的重点应考虑其生态容量和生态安全。

## 参考文献

- [1] 国家海洋局. 2008 年中国海洋环境质量公报[EB/OL]. (2009-03-11)[2009-12-02]. [http://cn.chinagate.cn/reports/2009-03/11/content\\_17426187.htm](http://cn.chinagate.cn/reports/2009-03/11/content_17426187.htm)
- [2] 董燕红, 蔡建东, 钱宏林. 珠江口海域营养盐比及与浮游植物的关系[J]. 海洋通报, 2009, 28(1): 3-10.
- [3] 贾国东, 彭平安, 傅家谟. 珠江口近百年来富营养化加剧的沉积记录[J]. 第四纪研究, 2002, 22(2): 158-165.
- [4] 张景平, 黄小平, 江志坚, 等. 2006—2007 年珠江口富营养化水平的季节性变化及其与环境因子的关系[J]. 海洋学报, 2009, 31(3): 113-120.
- [5] LI X D, WAI O, LI Y S, et al. Heavy metal distribution in sediment profiles of the Pearl River estuary, South China [J]. Applied Geochemistry, 2000, 15(5): 567-581.
- [6] 刘芳文, 颜文, 王文质, 等. 珠江口沉积物重金属污染及其潜在生态危害评价[J]. 海洋环境科学, 2002, 21(3): 34-38.
- [7] 秦春艳. 广东沿海海洋生物体内有毒物质的生物积累与污染评价[D]. 广州: 华南师范大学, 2007.
- [8] 向彩虹, 罗孝俊, 余梅, 等. 珠江河口水生生物中多溴联苯醚的分布[J]. 环境科学, 2006, 27(9): 1732-1737.
- [9] HUANG X P, HUANG L M, YUE W Z. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2003, 47(1-6): 30-36.
- [10] 岳维忠, 黄小平, 孙翠慈. 珠江口表层沉积物中氮、磷的形态分布特征及污染评价[J]. 海洋与湖沼, 2007, 38(2): 111-117.
- [11] 黄长江, 董巧香. 1998 年春季珠江口海域大规模赤潮原因生物的形态分类和生物学特征 I[J]. 海洋与湖沼, 2000, 31(2): 197-204.
- [12] 王汉奎, 黄良民, 黄小平, 等. 珠江口海域条纹环沟藻赤潮的生消过程和环境特征[J]. 热带海洋学报, 2003, 22(5): 55-62.
- [13] HU W F, LO W, CHUA H E A. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong [J]. Environment International, 2001, 26(5-6): 369-375.
- [14] 黄小平, 陈清潮, 王华接, 等. 中国南海珠江口污染防治与生态保护[M]. 广州: 广东经济出版社, 2007: 42-43.
- [15] 吕莹, 陈繁荣, 杨永强, 等. 春季珠江口内营养盐剖面分布和沉积物-水界面交换通量的研究[J]. 地球与环境, 2006, 34(4): 1-6.
- [16] 张德荣, 陈繁荣, 杨永强, 等. 夏季珠江口外近海沉积物-水界面营养盐的交换通量[J]. 热带海洋学报, 2005, 24(6): 53-60.
- [17] 翁焕新, 孙向卫, 陈静峰, 等. 珠江口沉积铁-磷的富集对赤潮频发的潜在作用[J]. 中国科学: D 辑(地球科学), 2006, 36(12): 1122-1130.
- [18] RIEDEL G F, SANDERS J G, W O R. Biogeochemical control on the flux of trace elements from estuarine sediments: effects of seasonal and short-term hypoxia [J]. Marine Environmental Research, 1999, 47(4): 349-372.
- [19] 林洪瑛, 刘胜, 韩舞鹰. 珠江口底层海水季节性缺氧现象及其引发 CTB 的潜在威胁[J]. 湛江海洋大学学报, 2001, 21(增刊): 25-29.
- [20] YIN K, LIN Z, KE Z. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal waters [J]. Continental Shelf Research, 2004, 24(16): 1935-1948.
- [21] DIAZ R J. Overview of hypoxia around the world [J]. Journal of Environmental Quality, 2001, 30(2): 275-281.
- [22] DIAZ R J, ROSENBERG R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems [J]. Science, 2008, 321(5891): 926-929.

- [23] 罗琳, 李适宇, 王东晓. 珠江河口夏季缺氧现象的模拟[J]. 水科学进展, 2008, 19(5): 729-735.
- [24] 张恒. 珠江河口夏季溶解氧收支模拟研究[D]. 广州: 中山大学, 2009.
- [25] 林卫强, 李适宇. 夏季伶仃洋 COD、DO 的垂向分布及其影响因素[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2002, 41(4): 82-86.
- [26] LUO X J, MAI B X, YANG Q S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides in water columns from the Pearl River and the Macao harbor in the Pearl River Delta in South China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, 48(11-12): 1102-1115.
- [27] 黄小平. 珠江磨刀门河口区重金属来源的初步研究[J]. 海洋环境科学, 1993, 12(1): 46-50.
- [28] 黄小平. 源解析受体模型在伶仃洋沉积物重金属污染研究中的应用[J]. 热带海洋, 1995, 14(1): 1-6.
- [29] 施祺, RUECKERT P, LEIPE T, 等. 珠江河口沉积物 Hg 的分布与污染评价[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(6): 553-556.
- [30] 刘芳文, 颜文, 黄小平, 等. 珠江口沉积物中重金属及其相态分布特征[J]. 热带海洋学报, 2003, 22(5): 16-24.
- [31] 刘文新, 李向东. 珠江口沉积物中痕量金属富集研究[J]. 环境科学学报, 2003, 23(3): 338-344.
- [32] 吕文英, 周树杰. 珠江口沉积物中重金属形态分布特征研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(10): 4607-4608.
- [33] 康跃惠, 麦碧娴, 黄秀娥, 等. 珠江三角洲地区水体表层沉积物中有机污染状况初步研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(增刊): 164-170.
- [34] MAI B X, MO F J, YING S G. Chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine and estuarine sediments from Pearl River Delta, China [J]. Environmental Pollution, 2002, 117(3): 457-474.
- [35] 陈兵, 麦碧娴, 杨清书, 等. 伶仃洋水和沉积物中烷基酚的分布特征[J]. 华南理工大学学报: 自然科学版, 2006, 35(5): 11-14.
- [36] 丘耀文, 张干, 郭玲利, 等. 深圳湾生态系统多环芳烃 (PAHs) 特征及其生态危害[J]. 环境科学, 2007, 28(5): 1056-1061.
- [37] 陈伟琪, 洪华生, 张珞平, 等. 珠江口表层沉积物和悬浮颗粒物中的持久性有机氯污染物[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 2004, 43(增刊): 230-235.
- [38] CCM I P, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metal and Pb isotopic compositions of aquatic organisms in the Pearl River Estuary, South China [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(3): 494-504.
- [39] 魏泰莉, 杨婉玲, 赖子尼, 等. 珠江口水域鱼虾类重金属残留的调查[J]. 中国水产科学, 2002, 9(2): 172-176.
- [40] 张敬怀, 欧强. 珠江口底栖生物重金属含量现状与评价[J]. 海洋环境科学, 2005, 24(2): 50-52.
- [41] 陆超华, 林燕棠, 杨美兰, 等. 珠江口海区经济鱼类的重金属[J]. 海洋环境科学, 1990, 9(2): 32-38.
- [42] 方展强. 珠江口担杆岛附近海域底栖腹足类重金属含量及评价[J]. 华南师范大学学报: 自然科学版, 2003, 1(1): 76-81.
- [43] 魏泰莉, 贾晓珊, 杜青平, 等. 珠江口水-沉积物及水生动物中氯苯类有机物的含量及分布[J]. 环境科学学报, 2007, 27(10): 1717-1726.
- [44] WEI S, LAU R K F, FUNG C N, et al. Trace organic contamination in biota collected from the Pearl River Estuary, China: A preliminary risk assessment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, 52(12): 1682-1694.
- [45] 方展强, 张润兴, 黄铭洪. 珠江河口区翡翠贻贝中有机氯农药和多氯联苯含量及分布[J]. 环境科学学报, 2001, 21(1): 113-116.
- [46] 骆世昌, 余汉生. 珠江口及附近海域生物体中 BHC 和 DDT 的含量研究[J]. 海洋通报, 2001, 20(2): 44-50.
- [47] 黄小平, 黄良民, 张景平, 等. 珠江口及毗邻海域环境与生态调查专题报告[R]. 广州: 中国科学院南海海洋研究所, 2008: 63-65.
- [48] 岳维忠, 黄小平. 珠江口柱状沉积物中氮的形态分布特征及来源探讨[J]. 环境科学, 2005, 26(2): 195-199.
- [49] 岳维忠, 黄小平. 珠江口柱状沉积物中磷的分布特征及其环境意义[J]. 热带海洋学报, 2005, 24(1): 21-27.
- [50] LI X D, SHEN Z G, ONYX W H, et al. Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary [J]. Marine Pollution Bulletin, 2001, 42(3): 215-223.
- [51] 黄小平, 李向东, 岳维忠, 等. 深圳湾沉积物中重金属污染累积过程[J]. 环境科学, 2003, 24(4): 144-149.
- [52] 刘国卿, 张干, 李军, 等. 多环芳烃在珠江口的百年沉积记录[J]. 环境科学, 2005, 26(3): 141-145.
- [53] 黄小平, 唐永奎. 西江河口重金属迁移扩散数值模拟的研究[J]. 热带海洋, 1992, 11(4): 6-11.
- [54] 黄小平. 潮汐河口区河汊与干流之间污染物输移过程模拟方法的研究[J]. 海洋环境科学, 1998, 17(4): 52-58.
- [55] 林卫强, 李适宇. 珠江口水域化学好氧量、溶解氧、无机磷和有机磷的三维水质数学模拟[J]. 海洋学报, 2003, 25(3): 129-137.
- [56] 曾凡棠, 萧洁儿, 李莹, 等. 珠江口三角洲与河口水质模型连接计算研究报告[R]. 广州: 环境保护部华南环境科学研究所, 2009: 116-237.
- [57] 张永良, 李彦武, 李玉良, 等. 珠江口三角洲河口典型区域水环境容量开发利用研究[R]. 北京: 中国环境科学研究院, 1990: (6-1)-(6-65).