

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2020.04.015

深圳湾水质时空分布特征及污染源解析

梁志宏,陈秀洪,罗欢,吴琼,李木桂

(珠江水利委员会珠江水利科学研究院,广东 广州 510635)

摘要:基于深圳湾、珠江口、水质净化厂尾水、面源与截排溢流水体等水质数据,系统分析深圳湾水质时空分布特征及其污染物来源。结果表明:深圳湾现状水质不达标,关键污染因子为无机氮(DIN)和活性磷酸盐(DIP);雨季水质普遍劣于旱季,内湾水质明显劣于外湾。污染物入湾途径包括:6个入湾河口(后海河、大沙河、小沙河、凤塘河、新洲河、深圳河)、1个污水排放口(福田水质净化厂尾水排放口)、34个雨水排放口和深圳湾湾口。经过旱季污水收集、尾水提标改造等水环境治理措施后,深圳湾主要污染源为面源与截排溢流污染,其入湾氮、磷营养盐浓度可达地表水V类标准,是深圳湾现状水质的5~15倍,雨季面源与截排溢流水体的氮、磷入湾总负荷达到76.2t和283.8t,将对已无氮磷营养盐剩余容量的深圳湾水质造成严重冲击。

关键词:水质;时空分布特征;污染源解析;面源;截排溢流污染;深圳湾

中图分类号:X824 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2020)04-0093-07

Spatio-temporal distribution characteristics of water quality in Shenzhen Bay and pollution source analysis // LIANG Zhihong, CHEN Xiuhong, LUO Huan, WU Qiong, LI Mugui (*The Pearl River Hydraulic Research Institute, Pearl River Water Resources Commission of the Ministry of Water Resources, Guangzhou 510635, China*)

Abstract: Based on the water quality data of Shenzhen Bay, Pearl River Estuary, tail water of water purification plant, non-point source and interception and drainage overflow water in the study area, the spatio-temporal distribution characteristics of water quality and pollutant sources in Shenzhen Bay are systematically analyzed. Results show that the current water quality of Shenzhen Bay is not up to standard, and the key pollution factors are inorganic nitrogen (DIN) and active phosphate (DIP). The water quality in rainy seasons is generally inferior to that in dry seasons, and the water quality in the inner bay is obviously inferior to that in the outer bay. The approaches of pollutants entering Shenzhen Bay include: 6 estuaries (Houhai River, Dasha River, Xiaosha River, Fengtang River, Xinzhou River, Shenzhen River), 1 sewage outlet (tail water outlet of Futian water purification plant), 34 rainwater outlets and Shenzhen Bay outlet. After water environment treatment measures such as wastewater collection in dry season and tailwater upgrading, the main pollution sources of Shenzhen Bay are non-point source and interception and drainage overflow pollution. The concentration of nitrogen and phosphorus nutrients in the bay can reach the class V of national standard of surface water, which is 5~15 times of the current water quality of Shenzhen Bay. In the rainy season, the total load of nitrogen and phosphorus from non-point sources and intercepted and discharged overflow pollution reaches 76.2t and 283.8t. This has a serious impact on the water quality of Shenzhen Bay, which has no residual capacity of nitrogen and phosphorus nutrients.

Key words: water quality; spatial-temporal distribution characteristics; pollution source analysis; non-point source; interception and drainage overflow pollution; Shenzhen Bay

海湾作为陆海相互作用的过渡地带,是强烈人为干扰作用的承受区域^[1-2]。一方面,随着经济高速发展,海湾水环境问题日益突出,严重威胁湾区经济发展、滨海景观带效果和海洋生态环境,受到越来越

多学者的关注。宋南奇等^[3]指出2000年以后,渤海赤潮发生频率明显增加,赤潮的分布范围更加广泛;李俊龙等^[4]发现长江口、杭州湾、珠江口、钦州湾、胶州湾、温州湾、福清湾、海河口、辽河口和泉州湾等

基金项目:深圳市水务科技创新项目(深水务[2017]27号);广东省重点领域研发计划(2019B110205004);国家自然科学基金(51679252)

作者简介:梁志宏(1972—),男,高级工程师,硕士,主要从事环境水力学研究。E-mail:284997732qq.com

通信作者:罗欢,高级工程师。E-mail:120456750qq.com

多个河口海湾均存在不同程度的富营养化现象; Hayn 等^[2]研究发现从 20 世纪 90 年代中后期开始, 布扎兹海湾氮负荷增加 3 倍以上; Glibert 等^[5]研究发现从 1991 年开始, 佛罗里达海湾中部和西部区域出现水华现象。另一方面, 海湾污染途径复杂多样, 其水质同时受到陆源污染和海洋外来污染的影响, 生态系统较为脆弱^[6]。国内外学者尝试多种方法^[7-8]对海湾主要污染源进行解析, 杨斌等^[9]应用 Pearson 相关分析法, 指出陆源输入的营养盐及贝类养殖是钦州湾水质变化的主要驱动因子; 李飞等^[10]通过空间聚类分析和因子分析方法, 发现海州湾主要污染源为陆域污染; Norozcoborbo 等^[11]采用多种数学统计分析方法, 指出径流污染和污水处理厂尾水对墨西哥恩森纳达海湾水环境影响突出; Zhou 等^[12]利用聚类分析、判别分析和旋转主成分分析等方法, 发现径流污染等因素对香港东部沿海水环境冲击较大。

深圳湾毗邻港澳, 背靠珠三角, 地处亚太主航道, 具有发展湾区经济的领导优势和经济基础。近年来, 深圳湾周边先后建造了国家级红树林保护区、海滨生态公园、滨海大道等工程, 成为深圳市的重要景观带, 又是我国城市中心区唯一红树林生态湿地所在地。深圳湾地区突出的水环境问题与其高标准定位格格不入, 现状水质难以满足海洋功能区划要求(海水Ⅲ类标准), 对深圳市和香港两地的经济发展与生态环境优化等影响重大。随着河长制、水生态文明建设等国家政策的提出, 深圳市已开展旱季污水收集、尾水提标改造等多项水环境治理措施^[13], 流域水环境形势发生较大改变。基于此, 面对深圳湾水质问题突出的严峻现实, 立足于深圳水环境治理逐见成效的新背景, 本文广泛收集深圳湾、珠江口、深圳湾流域水质净化厂尾水、面源与截排溢流污染等最新水质数据, 系统分析深圳湾水质时空分布特征, 解析入湾污染途径及主要污染源, 以期在深圳湾下一步水环境治理工作提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

深圳湾是珠江河口伶仃洋东部的半封闭河口湾, 处于深圳和香港两地的分界线上, 位置为 113°53'E ~ 114°03'E, 22°24'N ~ 22°32'N(图 1)。深圳湾纵深约 14 km, 平均宽度 7.5 km, 平均水深仅为 2.9 m, 湾内水域面积 92.17 km², 以东角头至对岸白泥为界分为内湾和外湾。深圳湾深圳侧集水区面积 367.97 m²。流域内河流众多, 其中后海河、大沙河、小沙河、凤塘河、新洲河和深圳河直接流入深圳湾。

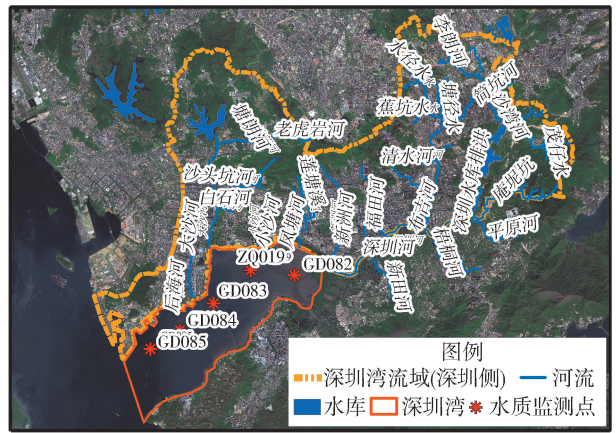


图 1 深圳湾地理位置与监测点位分布

Fig. 1 Location and monitoring sites of Shenzhen Bay

1.2 数据与方法

1.2.1 数据来源

深圳湾逐季度水质数据由深圳市规划和自然资源局提供, 水质指标包括溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、无机氮(TIN)、活性磷酸盐(TIP)、氨氮(NH₃-N)和总磷(TP)。利用 2017 年 3 月、2017 年 10 月、2018 年 3 月水质数据的平均值表征深圳湾旱季水质特征, 2017 年 5 月、2017 年 8 月、2018 年 6 月、2018 年 9 月水质数据的平均值表征深圳湾雨季水质特征。深圳湾流域水质净化厂尾水水质数据来自 2018 年《深圳市水质净化厂进出水数据每日一报》。面源与截排溢流污染数据来自 2018 年 8 月 27—28 日暴雨期间深湾一路溢流井和大沙河截排箱涵溢流水体连续监测样本, 所有样本的采集及检测分析严格按照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中相应的方法。深圳湾流域雨季(4—9 月)逐小时降水数据来自长江水利委员会水文局的《深圳河定期连续水文测验及分析任务》, 气象站点位于深圳河口。

1.2.2 评价标准

根据《深圳市海洋功能区划》, 深圳湾属于三类环境功能区(一般工业用水区、滨海风景旅游区), 水质要求达到海水Ⅲ类标准。根据《深圳市地表水环境功能区划》, 深圳湾流域范围内入湾河流属于一般景观用水区, 水质要求达到地表水Ⅴ类标准。因此, 本研究采用我国现行的 GB 3097—1997《海水水质标准》中海水Ⅲ类标准和 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中地表水Ⅴ类标准分别作为深圳湾和陆源入湾水体水质是否达标的评价标准。

1.2.3 研究方法

a. 采用单因子污染指数法^[14]对深圳湾水质进行评价, 计算公式为

$$S_i = \frac{\rho_i}{\rho_{s0}} \quad (1)$$

式中: S_i 为单因子污染指数, 当 $S_i > 1$, 表明该水质指标超过了规定的水质标准限值, S_i 越大表明相应指标超标越严重; ρ_i 为某一水质指标质量浓度的实测值; ρ_{s0} 为某一水质指标质量浓度的标准值, 根据《深圳市海洋功能区划》, 深圳湾执行海水Ⅲ类标准, 则 $\rho_{s0}(\text{DO}) = 4 \text{ mg/L}$, $\rho_{s0}(\text{COD}) = 4 \text{ mg/L}$, $\rho_{s0}(\text{DIN}) = 0.4 \text{ mg/L}$, $\rho_{s0}(\text{DIP}) = 0.03 \text{ mg/L}$ 。

b. 采用营养状态质量指数法^[15]对深圳湾富营养化水平进行评价, 计算公式为

$$I_{\text{NQ}} = \frac{\rho(\text{DIN})}{\rho_{s1}(\text{DIN})} + \frac{\rho(\text{DIP})}{\rho_{s1}(\text{DIP})} + \frac{\rho(\text{COD})}{\rho_{s1}(\text{COD})} + \frac{\rho(\text{Chl-a})}{\rho_{s1}(\text{Chl-a})} \quad (2)$$

式中: I_{NQ} 为营养状态质量指数; ρ_{s1} 为某一水质指标营养状态水平标准值, 根据《深圳市海洋功能区划》, 深圳湾执行海水Ⅲ类标准, 参考文献^[17], 则 $\rho_{s1}(\text{DIN}) = 0.6 \text{ mg/L}$, $\rho_{s1}(\text{DIP}) = 0.045 \text{ mg/L}$, $\rho_{s1}(\text{COD}) = 4 \text{ mg/L}$, $\rho_{s1}(\text{Chl-a}) = 5 \text{ mg/L}$ 。 $I_{\text{NQ}} > 3$ 为富营养化水平, $I_{\text{NQ}} < 2$ 为贫营养化水平, $2 \leq I_{\text{NQ}} \leq 3$ 为中营养化水平。

c. 采用有机污染指数法^[16]对深圳湾有机污染程度进行评价, 计算公式为

$$A = \frac{\rho(\text{DIN})}{\rho_{s0}(\text{DIN})} + \frac{\rho(\text{DIP})}{\rho_{s0}(\text{DIP})} + \frac{\rho(\text{COD})}{\rho_{s0}(\text{COD})} + \frac{\rho(\text{DO})}{\rho_{s0}(\text{DO})} \quad (3)$$

式中 A 为有机污染指数, $A > 4$ 为重污染, $3 < A \leq 4$ 为中污染, $2 < A \leq 3$ 为轻污染, $A \leq 2$ 为清洁。

2 结果与分析

2.1 深圳湾水质时空分布特征

2.1.1 水质指标时空分布特征

深圳湾雨季和旱季各项水质指标污染指数时空分布见表1。由表1可见, 各个监测点位 DIN 和 DIP 的污染指数无论在旱季还是雨季均超过 1, 不满足海水Ⅲ类标准; 对于 DO 和 COD, 除靠近深圳河河口的监测点位 GD082 外, 其余监测点位的污染指数均

低于 1, 达到海水Ⅲ类标准。结合深圳市海洋局和香港环境保护署历年公布的《深圳市海洋环境状况公报》和《香港海水水质》, 2010 年以来, 深圳、香港双方围绕深圳湾开展了多项水环境治理措施, 深圳湾水质逐步得到改善, 但现状水质仍达不到海水Ⅲ类的水质目标, 关键污染因子为 DIN 和 DIP, 表现为氮磷营养盐超标。

由表 1 可见, 在时间尺度上, 雨季各项水质指标的污染指数均高于旱季; 以监测点位 ZQ019 为例, 雨季 DO、COD、DIN 和 DIP 污染指数分别为 0.9、1.0、6.6 和 7.4, 相当于旱季的 1.1~2.6 倍。在空间尺度上, 无论旱季或雨季, 水体质量呈现从外湾向内湾降低的趋势。以雨季 DIN 为例, 内湾监测点位 GD082 和 ZQ019 的污染指数分别为 10.7 和 7.4, 远高于外湾监测点位 GD084 和 GD085 对应的污染指数(3.7 和 3.9)。

2.1.2 水体营养状况时空分布特征

雨季和旱季深圳湾营养状态质量指数时空分布见图 2。由图 2 可见, 无论旱季或雨季, 深圳湾整体营养状态质量指数均超过 3, 水体呈现富营养化状态。在时间尺度上, 雨季深圳湾营养状态质量指数普遍高于旱季; 雨季营养状态质量指数范围为 5.6~15, 相当于旱季的 1.1~1.6 倍。在空间尺度上, 无论旱季或雨季, 水体富营养化程度均呈现从外湾向内湾加重的趋势。以雨季为例, 靠近深圳河河口的内湾区域营养状态质量指数达到 15, 相当于深圳湾湾口区域的 2.7 倍。

2.1.3 水体有机污染时空分布特征

雨季和旱季深圳湾有机污染指数时空分布见图 3。在时间尺度上, 雨季深圳湾有机污染指数普遍高于旱季, 相当于旱季的 1.1~7.4 倍; 雨季有机污染指数基本高于 4, 水体呈现有机重污染状态; 旱季内湾有机污染指数普遍高于 4, 水体呈现有机重污染状态, 外湾有机污染指数普遍低于 2, 水体呈现较清洁状态。在空间尺度上, 无论旱季或雨季, 水体有机污染程度呈现从外湾向内湾加重的趋势; 以雨季为例, 靠近深圳河河口的内湾区域有机污染指数超过 14, 相当于深圳湾湾口区域的 2.7 倍。

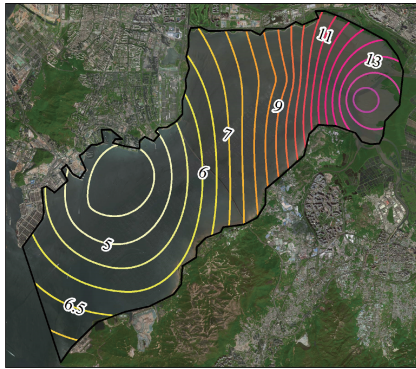
表 1 深圳湾各水质指标污染指数时空分布

Table 1 Spatio-temporal characteristics of pollution index of Shenzhen Bay in rainy and dry seasons

水质指标	雨季					旱季				
	GD082	ZQ019	GD083	GD084	GD085	GD082	ZQ019	GD083	GD084	GD085
DO	3.5	0.9	0.9	0.9	0.7	1.6	0.5	0.5	0.3	0.4
COD	1.4	1.0	0.6	0.6	0.5	1.4	0.9	0.5	0.4	0.3
DIN	7.2	6.6	5.0	3.6	2.9	4.6	3.0	2.1	1.6	1.4
DIP	10.7	7.4	5.0	3.9	3.7	3.6	2.9	2.8	2.2	2.5



(a) 雨季



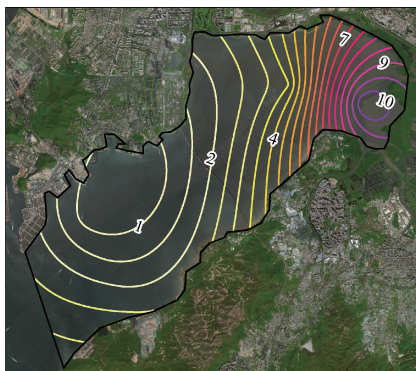
(b) 旱季

图2 深圳湾营养状态质量指数时空分布

Fig.2 Spatiotemporal characteristics of nutritional quality index of Shenzhen Bay in rainy and dry seasons



(a) 雨季



(b) 旱季

图3 深圳湾有机污染指数时空分布

Fig.3 Spatio-temporal characteristics of organic pollution index of Shenzhen Bay in rainy and dry seasons

2.2 深圳湾污染源解析

2.2.1 入湾污染源调查

深圳湾污染物入湾途径及水质净化厂分布概况见图4。由图4可见,深圳湾污染源主要包括珠江口外来污染、水质净化厂尾水、面源与截排溢流污染,通过入湾河口、入湾污水排放口和入湾雨水排放口3个途径进入深圳湾。入湾河口共计6个,分别为后海河口、大沙河河口、小沙河河口、凤塘河口、新洲河口和深圳河口。流域内水质净化厂共计7个,分别为蛇口水质净化厂、福田水质净化厂、埔地吓水质净化厂、布吉水质净化厂、罗芳水质净化厂、滨河水质净化厂和西丽水质净化厂。蛇口水质净化厂尾水直接排放至珠江口,福田水质净化厂尾水直接进入深圳湾,其余5个水质净化厂尾水均通过入湾河口最终进入深圳湾。入湾污水排放口为尾水直接进入湾的福田水质净化厂尾水排放口。结合城市排水管网分布图和实地调研情况,深圳湾沿岸现状入湾雨水排放口共计34个,湾口至后海河口沿岸一带共计11个,后海河口至深圳河口沿岸一带共计23个。对比旱季,雨季深圳湾污染来源增加了面源与截排溢流污染,污染物入湾途径增加了入湾雨水排放口。

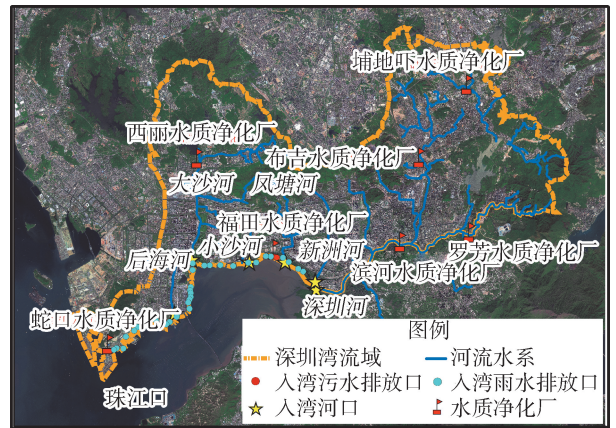


图4 深圳湾污染物入湾途径及水质净化厂分布

Fig.4 The way of pollutants entering the Shenzhen Bay and the distribution of water purification plants

2.2.2 主要污染源解析

基于以上研究,深圳湾水质问题主要为氮磷营养盐超标。考虑到GB 3097—1997《海水水质标准》以DIN和DIP约束氮磷营养盐,GB 3838—2002《地表水环境质量标准》以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TP约束氮磷营养盐,而目前学术界关于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与DIN、TP与DIP之间的转换关系尚不明确,本研究从DIN、DIP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TP的角度分别探讨珠江口外来污染、流域陆源污染(水质净化厂尾水、面源与截排溢流污染)对深圳湾的影响。根据深圳市规划和自然资源局提供的

2017—2018 年深圳湾逐季度水质数据,深圳湾 DIN 和 DIP 旱季全域平均质量浓度分别为 1.1 mg/L 和 0.076 mg/L,雨季全域平均质量浓度分别为 2.5 mg/L 和 0.152 mg/L;NH₃-N 和 TP 旱季全域平均质量浓度最小值分别为 0.25 mg/L 和 0.15 mg/L,雨季全域平均质量浓度最大值分别为 1.27 mg/L 和 0.34 mg/L。

a. 珠江口水质。珠江口旱季和雨季 DIN 平均质量浓度分别为 0.7 mg/L 和 1.5 mg/L,低于深圳湾旱季和雨季全域平均质量浓度 (1.1 mg/L 和 2.5 mg/L)。珠江口旱季和雨季 DIP 平均质量浓度分别为 0.077 mg/L 和 0.123 mg/L,基本低于深圳湾旱季和雨季全域平均质量浓度 (0.076 mg/L 和 0.152 mg/L)。可见,珠江口 DIN 和 DIP 的质量浓度总体上较深圳湾现状水质的质量浓度偏低。

b. 水质净化厂尾水。深圳湾流域内水质净化厂尾水氮磷营养盐浓度见表 2。2018 年西丽、福田、布吉一期、布吉二期、埔地吓一期、埔地吓二期、罗芳和滨河水质净化厂尾水中 NH₃-N 和 TP 的质量浓度均分别低于 0.8 mg/L 和 0.3 mg/L,达到地表水 V 类标准(2 mg/L 和 0.4 mg/L)。可见,经过尾水提标改造工程,水质净化厂尾水现状处理能力已达到较高水平,NH₃-N 和 TP 的质量浓度均在深圳湾现状水质波动范围内(0.25 ~ 1.27 mg/L 和 0.15 ~ 0.34 mg/L)。

表 2 深圳湾流域内水质净化厂尾水营养盐质量浓度
Table 2 Quality concentration of nutrients in tail water of water purification plant in Shenzhen Bay Basin

污水处理厂	NH ₃ -N	TP
西丽	0.77	0.25
福田	0.66	0.23
布吉一期	0.38	0.20
布吉二期	0.31	0.04
埔地吓一期	0.30	0.26
埔地吓二期	0.20	0.27
罗芳	0.21	0.16
滨河	0.55	0.07

c. 面源与截排溢流污染。深圳湾面源与截排溢流污染氮磷营养盐质量浓度见图 5。深湾一路混流井和大沙河截排箱涵各个时段 NH₃-N 的质量浓度均劣于地表水 V 类标准(2 mg/L),最大质量浓度分别为地表水 V 类标准的 8.97 倍和 9.51 倍。深湾一路混流井和大沙河截排箱涵各个时段 TP 的质量浓度均劣于地表水 V 类标准(0.4 mg/L),最大质量浓度分别为地表水 V 类标准的 5.05 倍和 4.55 倍。

由图 5 可见,与深圳湾现状水质相比,深湾一路混流井和大沙河截排箱涵各个时段 NH₃-N 均劣于深圳湾全域平均质量浓度最大值(1.27 mg/L),最大质量浓度分别可达深圳湾全域平均质量浓度最大值

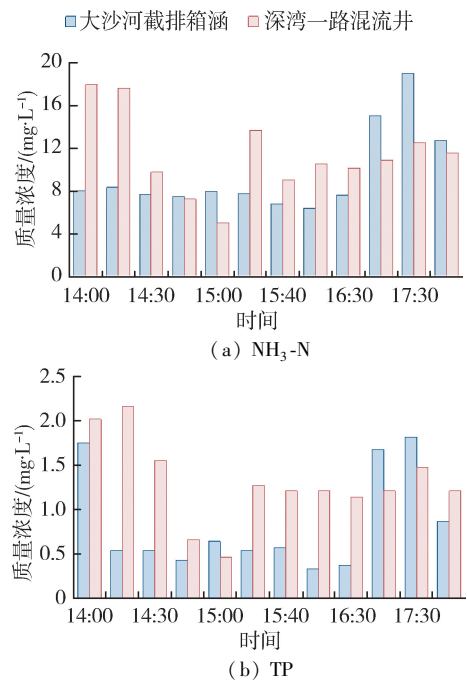


图 5 深圳湾流域面源与截排溢流污染氮磷营养盐质量浓度
Fig. 5 Concentrations of nitrogen and phosphorus in non-point source and interception overflow pollution of Shenzhen Bay Basin

的 14.1 倍和 14.9 倍。深湾一路混流井和大沙河截排箱涵各个时段 TP 基本劣于深圳湾全域平均质量浓度最大值(0.34 mg/L),最大质量浓度分别为深圳湾全域平均质量浓度最大值的 6.4 倍和 5.4 倍。

对比珠江口水体、水质净化厂尾水、面源与截排溢流水体等污染物浓度与深圳湾现状水质,可见,采取旱季污水收集、水质净化厂尾水提标改造等水环境治理措施后,面源与截排溢流污染对深圳湾水质的胁迫程度突出。为进一步研究面源与截排溢流污染对深圳湾水质的影响,基于深圳河口 2016 年雨季逐小时降水数据,利用 SWMM (storm water management model) 对深圳侧面源与截排溢流污染负荷进行估算。SWMM 模型作为动态降水-径流模拟模型,被广泛应用于城市地区面源与截排溢流污染模拟^[17]。模拟结果表明,深圳湾流域 NH₃-N 的面源与截排溢流总负荷分别为 62.7 t 和 256.1 t,TP 的面源与截排溢流总负荷分别为 13.5 t 和 27.7 t。可见,雨季深圳湾流域面源与截排溢流入湾氮磷营养盐负荷分别达到了 76.2 t 和 283.8 t。由于面源与截排溢流污染排放在时间上具有雨天集中排放的特点^[18],将对深圳湾水环境造成严重冲击。郑明凤等^[19]指出面源与截排溢流污染将加剧深圳湾富营养化程度,甚至存在潜在赤潮风险。此外,鉴于深圳湾整个海域雨季和旱季氮磷营养盐已严重超标,从环境容量的角度来看,已无剩余容量而言^[20],有必

要对面源与截排溢流污染采取严格的削减措施。

3 结 论

a. 深圳湾现状达不到海水Ⅲ类的水质目标,关键污染因子为 DIN 和 DIP。水质时空分布规律明显,时间尺度上,雨季水质普遍劣于旱季,雨季营养状态指数和有机污染指数分别相当于旱季的 1.1 ~ 1.6 倍和 1.1 ~ 7.4 倍;空间尺度上,水体富营养化和有机污染程度呈现从外湾向内湾逐渐加重的趋势。

b. 深圳湾污染物入湾途径包括 6 个入湾河口(后海河河口、大沙河河口、小沙河河口、凤塘河河口、新洲河河口、深圳河河口)、1 个入湾污水排放口(福田水质净化厂尾水排放口)和 34 个入湾雨水排放口;雨季深圳湾污染来源较旱季增加了面源与截排溢流污染,污染物入湾途径增加了入湾雨水排放口。

c. 深圳湾污染物来源包括珠江口外来污染、水质净化厂尾水、面源与截排溢流污染。采取旱季污水收集、水质净化厂尾水提标改造等水环境治理措施后,深圳湾主要污染源为面源与截排溢流污染。面源与截排溢流水体氮磷营养盐质量浓度可达地表水 V 类标准和深圳湾现状水质的 4.55 ~ 14.9 倍。其次,深圳湾流域雨季氮磷营养盐入湾负荷量大,深圳湾流域 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的面源与截排溢流总负荷分别为 62.7 t 和 256.1 t, TP 的面源与溢流总负荷分别为 13.5 t 和 27.7 t,将对已无剩余氮磷营养盐容量的深圳湾水环境造成严重冲击。

参考文献:

[1] 黄小平,张景平,江志坚. 人类活动引起的营养物质输入对海湾生态环境的影响机理与调控原理[J]. 地球科学进展,2015,30(9):961-969. (HUANG Xiaoping, ZHANG Jingping, JIANG Zhijian. Eco-environmental effects of nutrients input caused by human activities on the Semi-enclosed Bay and its management strategy[J]. Advances in Earth Science,2015,30(9):961-969. (in Chinese))

[2] HAYN M, HOWARTH R W, MARINO R, et al. Exchange of nitrogen and phosphorus between a shallow lagoon and coastal waters[J]. Estuaries and Coasts,2014,37(1):63-73.

[3] 宋南奇,王诺,吴暖,等. 基于 GIS 的我国渤海 1952—2016 年赤潮时空分布[J]. 中国环境科学,2018,38(3):1142-1148. (SONG Nanqi, WANG Nuo, WU Nuan, et al. Temporal and spatial distribution of harmful algal blooms in the Bohai Sea during 1952-2016 based on GIS [J]. China Environmental Science,2018,38(3):1142-1148. (in Chinese))

[4] 李俊龙,郑丙辉,张铃松,等. 中国主要河口海湾富营养化特征及差异分析[J]. 中国环境科学,2016,36(2):506-516. (LI Junlong, ZHENG Binghui, ZHANG

Lingsong, et al. Eutrophication characteristics and variation analysis of estuaries in China [J]. China Environmental Science,2016,36(2):506-516. (in Chinese))

[5] GLIBERT P M, HEIL C A, RUDNICK D T, et al. Florida Bay: water quality status and trends, historic and emerging algal bloom problems [J]. Contributions in Marine Science,2009,38:5-17.

[6] 王秋璐,许艳,黄海燕,等. 基于时空矩阵方法对福建省海湾水质变化特征分析[J]. 海洋学报,2019,41(2):134-144. (WANG Qiulu, XU Yan, HUANG Haiyan, et al. Analysis of water quality change characteristics in bays of Fujian Province based on time-space matrix method [J]. Acta Oceanologica Sinica,2019,41(2):134-144. (in Chinese))

[7] 蓝志峰,肖桂荣. 基于流域要素空间关系的水污染溯源研究[J]. 水资源保护,2019,35(1):56-62. (LAN Zhifeng, XIAO Guirong. Water pollution traceability based on spatial relationship of basin elements [J]. Water Resources Protection,2019,35(1):56-62. (in Chinese))

[8] 周及,关卫省,付林涛. 基于多元统计的西安市河流水质评价及污染源解析[J]. 水资源保护,2020,36(2):79-84. (ZHOU Ji, GUAN Weisheng, FU Lintao. Water quality assessment and pollution source analysis of Xi'an river based on multivariate statistics [J]. Water Resources Protection,2020,36(2):79-84. (in Chinese))

[9] 杨斌,钟秋平,张晨晓,等. 钦州湾叶绿素 a 和初级生产力时空变化及其影响因素[J]. 环境科学学报,2015,35(5):1333-1340. (YANG Bin, ZHONG Qiuping, ZHANG Chenxiao, et al. Spatio-temporal variations of chlorophyll a and primary productivity and its influence factors in Qinzhou Bay [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2015,35(5):1333-1340. (in Chinese))

[10] 李飞,徐敏,丁言者,等. 海州湾水质污染空间分布及来源[J]. 生态学杂志,2014,33(7):1888-1894. (LI Fei, XU Min, DING Yanzhe, et al. Spatial distribution and sources of water pollution in Haizhou Bay [J]. Chinese Journal of Ecology,2014,33(7):1888-1894. (in Chinese))

[11] NOROZCOBORBO M V, GUTIERREZ GALINDO E A, NAVARRO LACHE L F, et al. Winter and summer evaluation of bacteriological water quality at recreational beaches along Todos Santos Bay, Baja California, Mexico [J]. Ai Magazine,2014,4(15):1132-1139.

[12] ZHOU F, HUANG G H, GUO H, et al. Spatio-temporal patterns and source apportionment of coastal water pollution in eastern Hong Kong [J]. Water Research,2007,41(15):0-3439.

[13] 段余杰. 深圳河湾水污染治理研究[J]. 水利水电技术,2015,46(2):56-59. (DUAN Yujie. Study on water pollution control of Shenzhen Bay [J]. Water Resources and Hydropower Engineering,2015,46(2):56-59. (in Chinese))

[14] 刘振宇,唐洪武,肖洋,等. 淮河沉积物总磷和重金属沿

- 程变化及污染评价[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2018,46(1):16-22. (LIU Zhenyu, TANG Hongwu, XIAO Yang, et al. Variation and pollution evaluation of the total phosphorus and heavy metals in sediments of Huaihe River [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2018,46(1):16-22. (in Chinese))
- [15] 孙金水, WAI O W H, 王伟, 等. 深圳湾海域氮磷营养盐变化及富营养化特征[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2010,46(6):960-964. (SUN Jinshui, WAI O W H, WANG Wei, et al. Characteristics of eutrophication and variation trend of nitrogen and phosphorus nutrient in Shenzhen Bay[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2010,46(2):56-59. (in Chinese))
- [16] 全为民, 沈新强, 韩金娣, 等. 长江口及邻近水域富营养化现状及变化趋势的评价与分析[J]. 海洋环境科学, 2005(3):13-16. (QUAN Weimin, SHEN Xinqiang, HAN Jindi, et al. Analysis and assessment on eutrophication status and developing trend in Changjiang Estuary and adjacent sea [J]. Marine Environmental Science, 2005(3):13-16. (in Chinese))
- [17] 孙全民, 胡湛波, 李志华, 等. 基于 SWMM 截流式合流制管网溢流水质水量模拟[J]. 给水排水, 2010, 46(7):175-179. (SUN Quanmin, HU Zhaobo, LI Zhihua, et al. Modeling of overflow quantity and quality based on SWMM interception combined drainage network [J]. Water and Wastewater Engineering, 2010, 46(7):175-179. (in Chinese))
- [18] 黄国如, 陈晓丽, 任秀文. 北江飞来峡库区典型流域非点源污染特征分析及模拟[J]. 水资源保护, 2019, 35(4):9-16, 62. (HUANG Guoru, CHEN Xiaoli, REN Xiuwen. Characteristic analysis and simulation of non-point source pollution in typical watershed of Feilaixia Reservoir area [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(4):9-16, 62. (in Chinese))
- [19] 郑明凤, 陈斯典, 秦华鹏, 等. 降雨径流污染对深圳湾富营养化影响的模拟研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33(9):133-138. (ZHENG Mingfeng, CHEN Sidian, QIN Huapeng, et al. A simulation study on effects of urban rainfall runoff pollutions on eutrophication in Deep Bay, Shenzhen, China [J]. China Water and Wastewater, 2017, 33(9):133-138. (in Chinese))
- [20] 张静. 深圳湾水环境综合评价及环境容量研究[D]. 大连:大连海事大学, 2010. (收稿日期:2019-05-15 编辑:王芳)

(上接第 86 页)

- [10] 田涛, 薛惠锋, 张峰. 基于 ARIMA 与 GM(1,1) 的区域用水总量预测模型及应用:以广州市为例[J]. 节水灌溉, 2018(2):61-70. (TIAN Tao, XUE Hui Feng, ZHANG Feng. Forecasting models of regional water consumption and their application based on ARIMA and GM(1,1): a case study of Guangzhou City [J]. Water Saving Irrigation, 2018(2):61-70. (in Chinese))
- [11] LORENZ M O. Methods for measuring the concentration of wealth [J]. American Swtistics Associwtiora, 1905, 70(9):209-219.
- [12] 刘竞, 袁绪英. 天津市流动人口密度区位熵分析[J]. 天津师范大学学报, 2018,38(4):68-72. (LIU Jing, YUAN Xuying. Location entropy analysis of floating population density in Tianjin [J]. Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition), 2018, 38(4):68-72. (in Chinese))
- [13] BARRETT C R, SALLES M. On a generalization of the Gini coefficient [J]. Mathermathical Social Sciences, 1995, 30(3):235-244.
- [14] JACOBSON A, MILMAN A D, KAMMEN DM. Letting the (energy) Gini out of the bottle: Lorenz curves of cumulative electricity consumption and Gini coefficient as metrics of energy distribution and equity [J]. Energy Polic, 2005, 33(14):1825-1832.
- [15] WILKINSON R G, PICKETT K E. Income inequality and population health: a review and explanation of the evidence [J]. Social Science Medicine, 2006, 62(7):1768-1784.
- [16] 王金丽, 毛德华, 李锦慧. 基于多角度的湖南省水资源基尼系数分析[J]. 温州大学学报(自然科学版), 2017, 38(3):30-35. (WANG Jinli, MAO Dehua, LI Jinhui. Analysis on Gini coefficient of water resource based on multi-dimension in Hunan Province [J]. Journal of Wenzhou University (Natural Science Edition), 2017, 38(3):30-35. (in Chinese))
- [17] 夏帆, 陈莹, 龚明, 等. 水资源空间均衡系数计算方法及其应用[J]. 水资源保护, 2020, 36(1):52-57. (XIA Fan, CHEN Ying, DOU Ming. Calculation method and application of spatial equilibrium coefficient of water resources [J]. Water Resources Protection, 2020, 36(1):52-57. (in Chinese))
- [18] BARRETT C R, SALLES M. On a generalization of the Gini coefficient [J]. Mathematical Social Sciences, 1995, 30(3):235-244.
- [19] 胡登, 石丽忠. 基于基尼系数的辽宁省水资源与人口经济匹配研究[J]. 沈阳大学学报(自然科学版), 2016, 28(5):379-383. (HU Deng, SHI Lizhong. Matching population study of Liaoning Province's water resources with and economic based on Gini coefficient [J]. Journal of Shenyang University (Natural Science), 2016, 28(5):379-383. (in Chinese)) (收稿日期:2019-04-06 编辑:熊水斌)