

深圳河湾流域水污染源解析研究

宋芳¹ 秦华鹏¹ 陈斯典¹ 赵志杰^{2,†}

1. 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055; 2. 北京大学环境科学与工程学院,
北京 100871; † 通信作者, E-mail: zhaozhijie@pku.edu.cn

摘要 利用污染源调查资料、污水处理厂运行数据、底质监测结果、SWMM的非点源污染模型和截排系统溢流模型, 估算深圳河湾流域的非点源和溢流污染负荷, 解析流域主要污染物的时空分布和来源, 得到如下结论。1) 2015年深圳河湾流域全年入河负荷量为COD 3.676万 t/a, 氨氮 5715.65 t/a, TP 494.36 t/a, 其中点源为COD 2.63万 t/a, 氨氮 5496.9 t/a, TP 463.55 t/a, 占全年的比例分别为72%, 96%和94%。非点源负荷为COD 8608 t/a, 氨氮 99.8 t/a, TP 18 t/a。雨季(4—9月)溢流总负荷为COD 1894.05 t, 氨氮 118.95 t, TP 12.81 t。2) 深圳河湾流域单日入河负荷为COD 116.5 t/d, 氨氮 15.75 t/d, TP 1.412 t/d; 旱季污染源中漏排污水, 各指标负荷属排污口和支流漏排占比最大; 旱季点源总COD为71.94 t/d, 氨氮为15.06 t/d, TP为1.27 t/d。雨季中, 非点源的COD占比最大(34.21%), 其次是支流漏排(28.73%)和排污口(22.3%); 3) 雨季非点源和溢流的负荷对水质的影响不能忽略, 尤其是暴雨天, 虽然时间短, 但大量负荷对水质冲击的影响极其严重, 恢复到正常水质需较长的时间。

关键词 深圳河湾流域; 污染源解析; SWMM; 非点源

Water Source Apportionment of Pollutions in Shenzhen Bay Basin

SONG Fang¹, QIN Huapeng¹, CHEN Sidian¹, ZHAO Zhijie^{2,†}

1. School of Environment and Energy, Peking University at Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: zhaozhijie@pku.edu.cn

Abstract By using pollution source survey data, sewage treatment plant data, sediment monitoring results and SWMM, this study estimated the non-point source and overflow load of the basin. By analyzing the spatial and temporal distribution of major pollutants, the following results were obtained. 1) The chemical oxygen demand (COD), ammonia nitrogen (NH₃-N) and total phosphorous (TP) loads in Shenzhen River basin in 2015 were 36760 t/a, 5715.65 t/a and 494.36 t/a, respectively. The COD, NH₃-N and TP loads of the point source were 26300 t/a, 5496.9 t/a, and 463.55 t/a. The point source accounts for 72% of COD, 96% of NH₃-N, and 94% of TP of the whole year. The COD, NH₃-N and TP loads of the non-point source were 8608 t/a, 99.8 t/a and 18 t/a. The COD, NH₃-N and TP loads of the overflow in rainy season (April to September) were 1894.05 t, 118.95 t and 12.81 t. 2) The COD, NH₃-N and TP loads in Shenzhen Bay basin in 2015 were 116.5 t/d, 15.75 t/d and 1.412 t/d; the sewage outlets and the leakage sewage to tributary were the largest proportion of all source during the dry season. The COD, NH₃-N and TP loads of the point source were 71.94 t/d, 15.06 t/d, and 1.27 t/d during the dry season. During the rainy season, the non-point source COD accounted for the largest proportion (34.21%), followed by and the leakage sewage to tributary and the sewage outlets, which were 28.73% and 22.3%. 3) Due to a large amount of pollutant load were transported into the waterbody, the pollutant load from non-point source and overflow considerably effected the water quality during the rainy season that could not be ignored, especially in the rainy days, and it took a long time to return to normal water quality.

Key words Shenzhen Bay basin; water source apportionment of pollution; SWMM; non-point source pollution

受深圳市城市发展的影响,深圳河湾水质呈“驼峰”式变化,曾经受到广泛关注^①。随着深圳市基础设施的不断完善,污水的收集处理能力逐步提高,水污染严重的趋势得到有效遏制,但水环境质量的进一步提升有赖于对污染来源的详细解析。

水污染源解析一直是水环境治理的热点,主要通过解析污染源与水体之间密切相关的特征污染物来实现。首先要掌握污染物的性质,评估水环境污染与污染源之间的关系,才能准确地追踪污染物来源^[1]。河流污染源解析就是识别流域内河流污染物及其来源的因果对应关系,以便提出减少和控制流域河流污染物输入的途径和措施,是流域水安全管理研究的重要内容之一^[2-3]。

从广义上看,水污染源解析有两层含义:一是运用多种技术手段,定性地识别水污染物不同来源;二是通过建立污染物与来源的因果对应关系,定量地计算各来源的相对贡献,如清单分析法、扩散模型和受体模型等,其中受体模型包括成分/比值法、指纹图谱法、化学质量平衡模型和多元统计法等^[1-13]。水环境中多环芳烃(PAHs)的源解析对象多数集中在沉积物,应用方法和模型有比值法、CMB模型^[14]和多元统计法^[15]等。李昆等^[12]在武当山剑河流域水污染源解析中得到点源和非点源各污染物的排放量与实际入河量,结果表明城镇生活污水对COD、氨氮和TN负荷量的贡献率最高,畜禽养殖污水对TP负荷量的贡献率最高。黄振旭等^[16]采用调查和数学模型,估算溧阳重点流域内点源和非点源典型水污染物的排放量和贡献率,发现渔业养殖、种植、农村生活污水和污水厂是溧阳主要的水污染源。Pekey等^[17]在沉积物金属污染源解析中应用正定矩阵因子分解(PMF)法区分各种污染源,发现该方法有较好的区别能力。近年来,对深圳河湾污染问题开展了多项研究^[18-26],集中在珍稀动植物等生物群落、流域内重金属、有机物及相关水质模型模拟等特性研究方面。例如,任华堂等^[18]基于EFDC模型建立深圳湾水质模型,模拟深圳湾在潮汐周期内水环境指标的时空分布规律,指出其浓度与潮汐特征具有较强的相关性。陶亚等^[20]基于TMDL(total maximum daily load)的思想,以BOD₅指标为例,估算深圳湾点源和非点源负荷,并给出改善水质的具体方案。目前,尚缺乏对深圳河湾水污染负

荷和来源的详细解析,采用适当的源解析方法,详细计算水污染来源构成,有助于进一步改善深圳河湾的水环境质量。

1 流域概况

深圳河湾流域(图1)位于珠江口东侧,东起梧桐山,西至珠江口东岸,北起牛尾岭、鸡公山和羊台山,南至香港新界四排石山和四方山。流域内有国家级福田红树林鸟类自然保护区和香港地区的米埔自然保护区,具有不可替代的生态功能。深圳市属亚热带海洋性气候,每年4—9月为雨季,年降雨量为1924.7 mm。常年主导风向为东南偏东风,气候温和,雨量充足,日照时间长。

深圳河是深港界河,发源于梧桐山牛尾岭,自东北向西南流入深圳湾。深圳河干流起于三岔河口,长12.9 km,河床比降为0.9‰,为感潮河段,三岔河口以下为平坦的冲积海积平原,下游河段为感潮河段,潮流界可达三岔河口以上。流域内有大小河流36条,一级支流有8条:深圳侧的莲塘河、沙湾河、布吉河、福田河和皇岗河;香港侧的平原河、梧桐河和元朗河。

深圳湾为半封闭海湾,东接深圳河,西连珠江口内伶仃洋,湾内纵深约为14 km,平均宽度为7.5 km,平均水深仅2.9 m,湾内水域面积为92.17 km²,湾口至湾顶长18.5 km,海床高程大部分在-7~-1 m之间,比降约0.3‰。

深圳河湾流域陆域面积为596 km²,其中深圳侧340 km²,香港侧256 km²。流域内2015年常住人口达437.7万人,其中深圳侧348.4万人,香港侧89.3万人。深圳侧建成污水处理厂8座,污水处理量共194万t/d;香港侧建成污水厂2座,污水处理量共16.2万t/d。深圳河湾流域已经建成较完善的污水收集处理系统,主要支流也进行了沿河截污。目前,大沙河、新洲河、福田河、布吉河下游、沙湾河下游和莲塘河截排系统均已完善。深圳河的深圳集水区属深圳经济特区的心脏地带,城市化水平较高,人口稠密,经济发达,主要包括罗湖区、福田区和龙岗区布吉街道一带。

2 方法与数据

本文对深圳河湾污染源的解析只分析深圳一侧

① 2010年深圳城市规划设计院的《深圳河湾流域水环境综合规划报告》,2014年中水珠江规划勘测设计有限公司的《深圳湾综合治理规划》,2016年北京大学编制的《深圳河湾流域综合治理方案编制》。

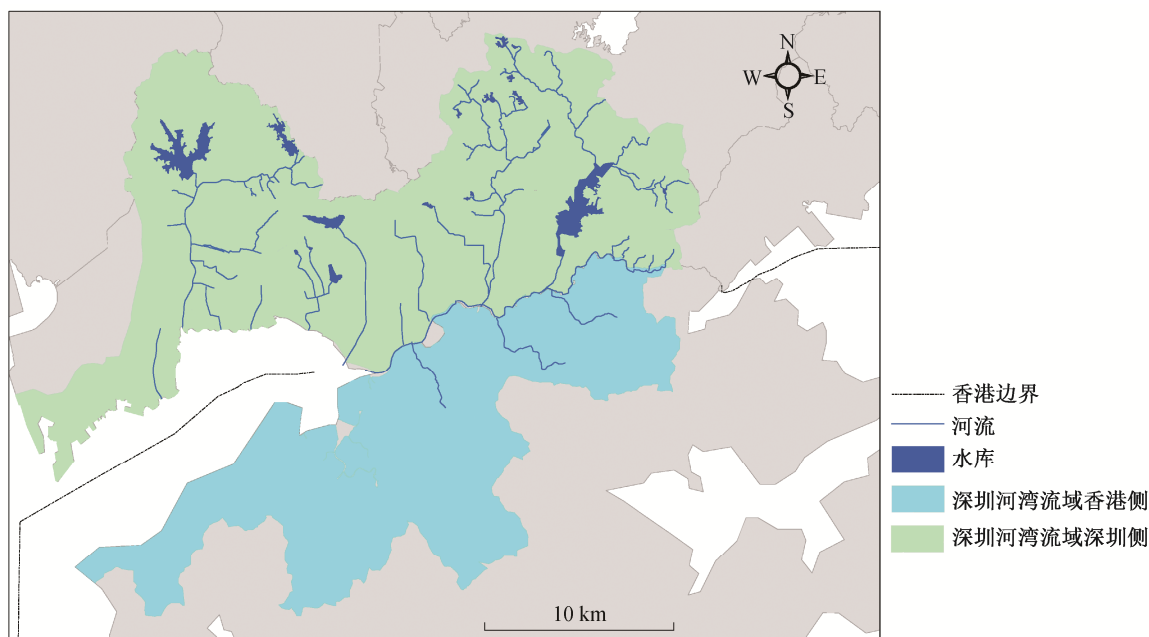


图 1 深圳河湾流域

Fig. 1 Location of Shenzhen Bay basin

的污染来源,采用实际断面水文水质监测数据结合流域非点源模型的方法,通过物料平衡核算,得到各类污染物的来源及负荷量。首先,建立流域非点源模型,对降雨过程中污染物的迁移转化过程进行模拟,获得降雨径流污染物在管道和河流水系中的动态过程,精确估算降雨径流的入河污染负荷量。由于深圳河湾流域支流众多,沿河截排工程分散,雨污分流措施不彻底,雨季存在截排系统沿河溢流和污水厂混流污水溢流现象,雨季溢流污染负荷是不可忽视的水污染物来源。利用SWMM(Storm Water Management Model)溢流模型,估算流域内截排系统沿河溢流污染负荷和污水厂溢流污染负荷,评估雨季溢流负荷对河道水质的影响。根据实际监测数据,用SWMM模型计算非点源。

2.1 污染源概化

深圳河湾水污染主要来自生活污水和降水径流非点源, 污染物主要为好氧有机物、氨氮和 TP, 主要污染指标为 COD、氨氮和 TP, 受影响指标为溶解氧(DO)。深圳一侧是水污染的主要来源, 其水污染物主要来源于污水直排口、污水厂尾水、底泥、小区漏排、雨季非点源和雨季截污系统溢流等(图 2), 其中雨水污水收集和处理系统主要有截污系统(小区分流系统、支干管、沿河截污和总口截污)、支流排洪系统和污水处理厂。

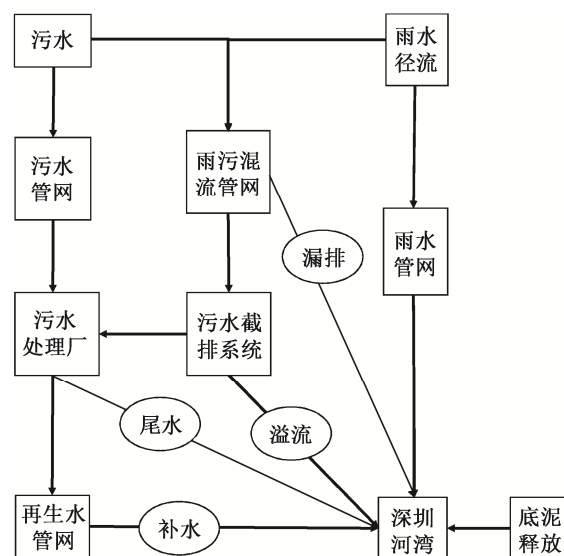


图 2 流域污染源去向概化图

Fig. 2 Destination of pollution source

考虑污染源类型、排放路径和污染治理方式的差异等因素,将深圳河湾的入河污染来源分为点源和非点源两大类,具体包括沿岸直排口、污水处理厂尾水/补水、支流漏排污水、底泥、雨季非点源和雨季溢流,时间上按旱季和雨季分别考虑。

2.2 数据来源

污染源解析数据来源和估算方法如下。1) 排污口调查: 排污口的数据来源于2015年11月份深圳

河湾排污口实地排查结果; 2) 污水厂尾水/补水: 根据2015年流域内所有污水厂逐日进出水数据及各河补水数据, 计算排入河湾的负荷; 3) 支流漏排污水: 根据流域内的用水数据、雨污分流比例、截排工程及污水厂收集范围和水量确定; 4) 底泥: 采用经验估算结合实际监测法^[27-30]进行对比确定; 5) 雨季非点源污染: 通过SWMM的非点源污染模型模拟估算; 6) 雨季截排溢流: 通过SWMM的截排系统溢流模型模拟估算。

建立SWMM模型相关数据: 2011年8月17日的雨水和水质监测数据; 2013—2015年深圳市内40个雨量站逐小时降雨数据; 2015年4—10月草铺径流站逐时径流数据; 2015年深圳市土地利用数据; 深圳市排水管网规划; 深圳河定期连续水文测验及分析任务年度报告汇总(2008—2015年)。

2.3 解析方法

2.3.1 沿岸直排口

排污口的数据来源于2015年11月深圳河湾排污口实地排查结果。经过整治, 深圳河仍有7个排放口存在污水排放(表1), 总排放量为7.6万m³/d; 深圳湾(即深圳河河口至南海酒店约24 km岸线)共有16个排污口(表2), 排放量为12.15万m³/d。

2.3.2 污水处理厂尾/补水

流域内城市污水处理厂尾水最终进入深圳河湾, 其污染负荷不容忽视。截至2015年底, 深圳湾流域建成集中式污水处理厂8座, 总处理能力为194×10⁴ m³/d。污水处理厂出水采用2015年全年的监测数据, 给深圳河湾带来的负荷主要分两部分: 再生水补水和尾水直接排放。

根据深圳市水务集团及其他污水厂提供的数据, 深圳河、湾流域内排放的尾水/补水负荷量见表3和4。

表1 深圳河排污口负荷量

Table 1 Sewage outlets loads of Shenzhen River

排水口名称 (深圳河)	污水量/(m ³ ·d ⁻¹)	COD/(t·d ⁻¹)	氨氮/(t·d ⁻¹)	TP/(t·d ⁻¹)
渔农村直排口	1296	0.29	0.05	5.82
金塘街排污口	19958	7.16	0.71	97.40
罗湖商业城排污口	4536	2.95	0.13	22.68
怡都大厦排污口	1011	0.22	0.04	4.97
文锦渡口岸排污口	8640	1.47	0.27	31.62
福田河口箱涵	38512	2.89	0.82	98.21
同心路箱涵	2219	0.68	0.11	13.23
总计	76172	15.65	2.12	0.27

表2 深圳湾排污口负荷量

Table 2 Sewage outlets loads of Shenzhen Bay

排水口名称(深圳湾)	污水量/ (万 m ³ ·d ⁻¹)	COD/ (t·d ⁻¹)	氨氮/ (t·d ⁻¹)	TP/ (t·d ⁻¹)
1号上沙排洪渠	0.49	0.43	0.12	0.01
2号下沙排洪渠	0.04	0.28	0.01	0
3号红树林排水口	0.07	0.02	0	0
4号红树林排水口	0.30	0.04	0	0
11号深湾三路排洪渠	0.27	0.11	0.02	0
12号深湾一路排洪渠	0.97	0.81	0.18	0.02
14号大沙河东、15号大沙河西	3.89	0.86	0.34	0.02
19号东滨路北渠	1.33	0.56	0.28	0.01
20号东滨路南渠	2.72	0.65	0.13	0.01
36号海滨海鲜广场排水口	0	0	0	0
7号蛇口水产品批发市场排水口	0.07	0.07	0	0
38号海斯比船艇厂排水口	0.85	1	0.21	0.03
39号南海玫瑰园二期排水口	0.93	1.79	0.28	0.03
44号海上世界排水口	0	0	0	0
47号南海酒店排水口	0.22	0.03	0	0
总计	12.15	6.65	1.57	0.13

2.3.3 支流漏排污水

流域内尚未彻底实现雨污分流, 仍有多处排污口直排入支流。利用各子流域社会经济、用水量数据、雨污分流情况及污水厂处理数据核算漏排污水量, 漏排污水的浓度参考各污水厂的实际进水及生活污水浓度确定, 即COD为240 mg/L、氨氮为50 mg/L和TP为4.25 mg/L, 算出支流漏排负荷, 统计出深圳河湾流域支流漏排负荷, 如表5所示, 其中深圳河流域包括莲塘河流域至皇岗河流域, 深圳河湾流域包括莲塘河流域至赤湾流域。

2.3.4 底泥内源释放

在点源污染被逐渐收集处理的情况下, 深圳河底泥污染释放造成的内源污染成为亟待解决的关键问题之一。深圳河底泥中普遍存在的污染物为有机污染物、总有机碳、酸挥发性硫化物、铜、镍、锌、银和总石油烃。由《深圳河污染底泥治理策略合作研究(2015)》调查数据, 深圳河底泥的氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)都在-29~-238 mV范围内, 平均值是-128 mV, 处于较严重的黑臭状态。底泥中氨氮和总磷含量都比较高, 平均值分别为187和3.49 mg/kg, 在一定条件下会释放到水体中, 引起水体氮磷浓度升高。

对苏州河的研究^[27-30]表明, 底泥释放污染物的速率 R 与流速比 ϕ 呈指数关系, 与底泥中污染物的含量成正比:

表3 污水处理厂补水负荷量
Table 3 Replenishment water loads of sewage treatment plants

支流	污水处理厂	补水位置	流量/(m ³ ·d ⁻¹)	COD/(t·d ⁻¹)	氨氮/(t·d ⁻¹)	TP/(t·d ⁻¹)
排洪河	罗芳污水处理厂	东湖公园	3	0.57	0.08	0.02
大沙河	西丽再生水厂	尾水排放口	5			
大沙河	大学城自然循环污水处理系统	—	0.5	0.87	0.05	0.02
大沙河	南科大陶碳生物滤池	—	1			
布吉河	布吉污水处理厂	泥岗桥	20	2.40	0.07	0.07
福田河	滨河污水处理厂	北环皇岗立交	3.8	0.64	0.07	0.01
新洲河	滨河污水处理厂	北环新洲立交	2.5	0.42	0.05	0.01
总计			37.8	4.90	0.32	0.13

表4 污水厂尾水负荷量
Table 4 Tail water loads of sewage treatment plants

名称	排放位置	流量/ (万 m ³ ·d ⁻¹)	COD/ (t·d ⁻¹)	氨氮/ (t·d ⁻¹)	TP/ (t·d ⁻¹)
罗芳污水处理厂	莲塘河	29.64	5.63	0.76	0.19
滨河污水处理厂	深圳河	17.61	2.98	0.33	0.04
埔地吓污水处理厂	沙湾河	3.01	0.36	0.01	0.01
布吉污水处理厂	布吉河	1.57	0.51	0.17	0.01
总计	—	51.83	9.48	1.27	0.25

$$R = (10^{k\varphi+b}) \cdot C_s / C_{so}, \quad (1)$$

$$\varphi = U / U_c, \quad (2)$$

式中: R 为底泥耗氧速率, 单位为 $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$; k 为系数, 苏州河取 0.65, 深圳河取 0.5; b 为系数, 苏州河取 0.38, 深圳河取 0.2; φ 是流速比; C_s 为底泥中污染物(如 COD 和氨氮等)的表层含量; C_{so} 为底泥中污染物的本底含量; U 为流速(m/s); U_c 为临界流速(m/s)。

参考苏州河的底泥释放参数^[27-30]及《深圳河水质臭气监测评估及生态调查》^①, 底泥 COD 表层含量 C_s 与 COD 本底含量 C_{so} 的比值约为 2; 底泥氨氮表层含量 C_s 与氨氮本底含量 C_{so} 比值约为 1。由于深圳河底泥年限不长(小于 10 年), 因此底泥污染物释放系数应该比苏州河估算的小, 可估算深圳底泥释放污染物的可能影响(表 6 和 7)。

模型计算得到的大潮情况下深圳河上、中、下游的流速如图 3 所示。假设深圳河与苏州河的临界流速相同($U_c=0.2 \text{ m}/\text{s}$), 由图统计出一个潮汐周期内深圳河上、中、下游的流速大于临界流速的时间占比。深圳河上游大部分时间流速小于启动流速, 底泥污染物释放量较小; 下游虽有 50% 左右的时间流速大于启动流速, 但下游水质和底质相对干净, 底

表5 各子流域漏排水量及负荷

Table 5 Water yield and loads of the leakage sewage to tributary

各子流域 漏排负荷	漏排入河/ (万 m ³ ·d ⁻¹)	COD/ (t·d ⁻¹)	氨氮/ (t·d ⁻¹)	TP/ (t·d ⁻¹)
莲塘河流域	0.24	0.62	0.12	0.01
沙湾河上游流域	1.80	4.55	0.91	0.08
沙湾河下游流域	0.36	0.92	0.18	0.02
布吉河流域上游	1.84	4.59	0.93	0.08
布吉河流域下游	2.62	6.48	1.32	0.11
福田河流域	0.48	1.23	0.24	0.02
皇岗河流域	0.89	2.15	0.44	0.04
凤塘河流域	1.01	2.48	0.5	0.04
新洲河流域	0.21	0.64	0.11	0.01
小沙河领域	1.30	3.21	0.65	0.06
大沙河领域	0.29	1.00	0.16	0.01
后海中心河流域	0.21	0.56	0.11	0.01
赤湾流域	0.09	0.30	0.05	0
深圳河流域	8.23	20.54	4.14	0.36
深圳河湾流域	11.34	28.73	5.72	0.49

泥污染物释放量也较小。因此, 深圳河底泥污染物释放主要在中游布吉河口至福田河口之间。结合深圳河上、中、下游的流速变化(图 3)与泥沙启动流速(表 8), 得出 COD 和氨氮的释放速率范围分别为 3.17~22.0 和 1.6~11.0 t/d。在流速比 U/U_c 约为 1 时, 估算出 COD 和氨氮的平均释放速率分别为 6.52 和 4.05 t/d。

2.3.5 雨季非点源

1) 模型建立及验证。

根据深圳河湾流域的市政排水规划、深圳市排水管网规划、深圳河湾流域的《污水管网规划图》和《雨水管网规划图》及流域地形图, 利用 GIS 软件完成子汇水区划分(图 4)、流域管网概化、土地

① 张锡辉, 陶益, 盛盈, 等. 深圳河水质臭气监测评估及生态调查. 清华大学深圳研究生院, 2016

表 6 底泥污染物释放速率及上覆水体 COD 增加量^①
 Table 6 Released rate of sediment pollution and the increments of COD^①

U/U_c	$R/(\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1})$	上覆水体 COD 增加量/ $(10^6\text{g}\cdot\text{d}^{-1})$
<1	1.58	3.17
=1	10.0	22.0

表 7 底泥污染物释放速率及上覆水体氨氮增加^①
 Table 7 Released rate of sediment pollution and the increments of $\text{NH}_3\text{-N}$ ^①

U/U_c	$R/(\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1})$	上覆水体氨氮增加量/ $(10^6\text{g}\cdot\text{d}^{-1})$
<1	0.8	1.6
=1	5.0	11.0

利用和下垫面类型统计。

SWMM 模型需要的水文参数包括子汇水区渗透下垫面和不渗透下垫面的曼宁系数、洼地蓄水、下渗方程中的参数和管道曼宁系数, 参照文献[19], 采用相应的取值范围; 水质参数主要是污染物累积模块和冲刷模块的参数, 结合研究区的污染物累积和冲刷特点, 污染物累积模块选择“饱和函数模型”, 污染物冲刷模块选择“指数函数”。由于污染物冲刷系数和冲刷指数的差异性很大, 因此模型的水质参数取值需要根据实测数据率定。

地面降雨径流冲刷过程验证: 采用 2011 年 8 月 17 日的雨水监测数据和水质监测数据, 进行模型的验证。该场降雨历时 50 分钟, 总降雨量为 13.45 mm。对居住用地、工业用地、商业用地和道路等 4 种土地类型的水质参数的模型输出结果进行验

证。雨水监测数据点均匀分布于模拟得到的水质曲线两侧, 且与模拟曲线的拟合程度较好。模拟水质曲线的变化趋势和水质浓度与实测数据基本上吻合。因此, 模型中选取的数据是合理的。

模型水量验证: 由于深圳河干流大部分河段为感潮河段, 受潮汐作用的影响很大, 因此对 2015 年深圳河干流罗湖潮流站和深圳河河口逐月径流总量进行比较。罗湖潮流站模拟逐月径流总量与实测径流总量的 R^2 为 0.6715, 二者基本上吻合, 旱季与雨季月径流总量误差基本上一致; 全年模拟径流总量为 37410 万 m^3 , 实测径流总量为 37157 万 m^3 , 相对误差为 0.68%。河口模拟逐月径流总量与实测径流总量的 R^2 为 0.7433, 二者基本上吻合。旱季径流模拟径流总量偏大, 雨季模拟径流总量偏小。

模型水文过程验证: 将 2015 年 4—10 月布吉河上游草铺径流站逐小时实测径流数据作为模型验证数据。该时间段内, 该站点模拟径流过程的 Nash 效率系数为 0.79, 模拟径流过程与实测径流过程基本上吻合。

2) 非点源模拟结果。

将 2015 年深圳河湾流域的小时降雨数据作为 SWMM 模型的输入条件, 计算深圳河湾流域 2015 年全年非点源污染负荷产生量和河道水体非点源污染输入量, 结果如表 9 所示。

雨季非点源指通过 2015 年全年日负荷数据整理出 4—9 月的数据而得到的日均非点源; 暴雨天非点源指通过全年日负荷数据整理出日降雨量大于 7

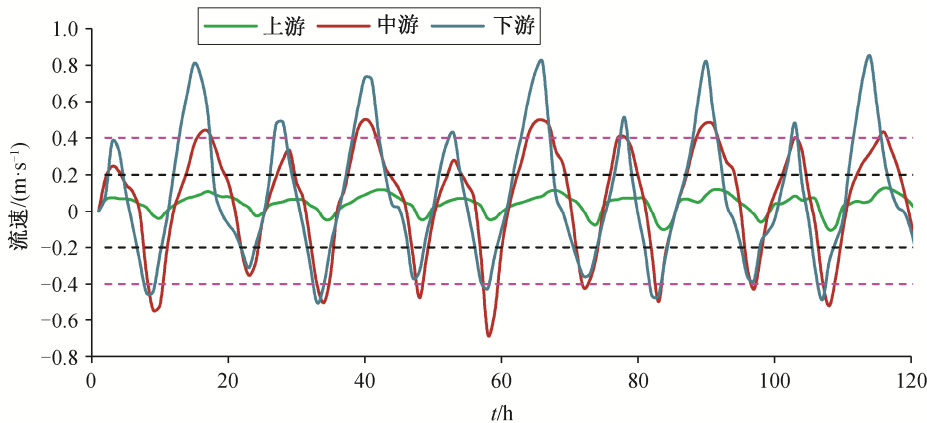


图 3 深圳河上中下游流速变化(大潮)
 Fig. 3 Rate change of Shenzhen River (big tide)

① 同 321 页脚注。

表 8 泥沙启动流速
Table 8 Start rate of sediment

水深/m	$U_c/(m \cdot s^{-1})$	水深/m	$U_c/(m \cdot s^{-1})$
1.0	0.16	3.0	0.20
1.5	0.18	4.0	0.21
2.0	0.19	5.0	0.22

表 9 非点源负荷
Table 9 Non-point source pollution loads

流域与时间段	COD/(t·d ⁻¹)	氨氮/(t·d ⁻¹)	TP/(t·d ⁻¹)
深圳河雨季	15.26	0.17	0.03
深圳河湾雨季	34.21	0.40	0.07
深圳河暴雨日	48.62	0.55	0.10
深圳河湾暴雨日	116.31	1.35	0.25

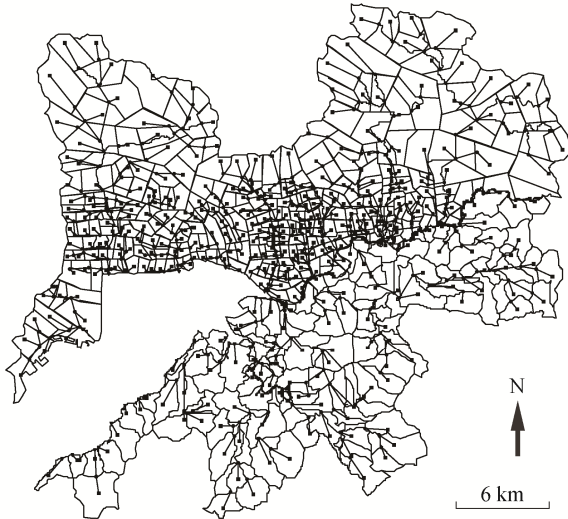


图 4 研究区子汇水区结果

Fig. 4 The divided sub-catchment of Shenzhen Bay basin

mm (共有 56 天)的数据而得到的日均非点源。雨季溢流和暴雨天溢流的统计方式同非点源。

SWMM 模型模拟得出全年深圳河湾流域非点源负荷 COD 为 8608 t/a, 氨氮为 99.8 t/a, TP 为 18 t/a; 深圳河流域 COD 为 3701.44 t/a, 氨氮为 41.91 t/a, TP 为 7.92 t/a。其中, 深圳河湾流域雨季(4—9 月) COD 为 6261.0 t, 占全年 COD 的 73%, 氨氮为 72.5 t, 占全年氨氮的 72.5%, TP 为 13.2 t, 占全年 TP 的 73.3%; 深圳河流域雨季(4—9 月)非点源总负荷为 COD 为 2792.58 t, 氨氮为 31.11 t, TP 为 5.49 t。

由表 9 可知, 深圳河、湾流域雨季的非点源日负荷较大, 暴雨天的负荷是雨季的 3~5 倍, 对当日水质造成较大影响, 故非点源和溢流污染不容忽视。

2.3.6 雨季溢流

1) 模型建立与验证。

截排系统可以截排大部分旱季漏排污水, 减少河道旱季污染负荷, 提高旱季河流水体水质。但是, 雨季截排系统会造成溢流, 溢流污水直接进入河道, 大量混排污水大大增加雨季河道污染负荷量, 造成雨季河道水质恶化。溢流系统根据深圳河湾流域各支流的设计报告布置。在相关调查报告的基础上, 通过对研究区内城市布局、人口分布和人均用水情况等核算得出沿河截留系统和河道污水数据。

截排箱涵溢流污水主要分为沿河溢流和污水厂溢流。截排系统与河道之间通过孔口和管道的形式连接。旱季低流量时, 截排系统中的污水通过箱涵输往污水厂; 雨季高流量超过箱涵的过流能力, 则会发生溢流, 溢流污水通过孔口或管道直接排入河道。

雨季混排污水通过箱涵输送到各污水处理厂, 当水量超过污水处理厂的接纳能力时, 部分污水会从污水处理厂直接溢流排入河道。根据污水厂的服务范围, 模拟计算出各污水厂的逐日进流量, 得到污水厂雨季日溢流负荷量。

溢流模型概化图见图 5, 在流域非点源模型的基础上, 增加沿河截排系统, 建立截排系统溢流口,

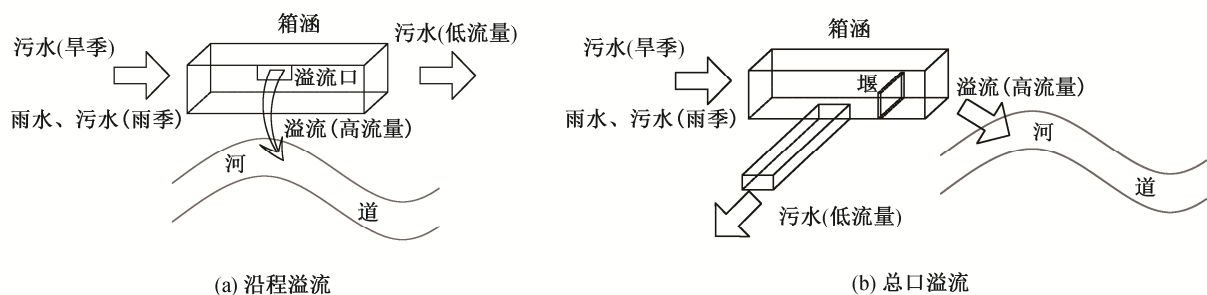


图 5 溢流概化图

Fig. 5 Generalization of overflow

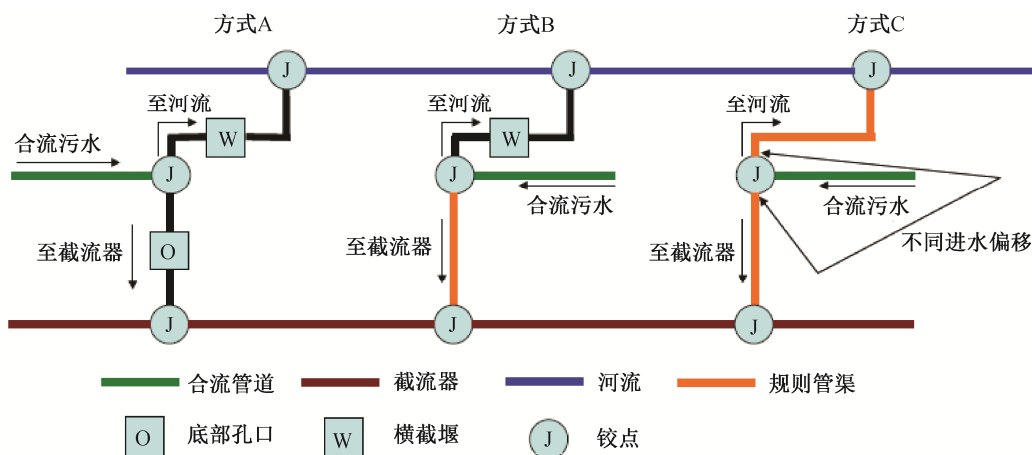


图 6 溢流模型原理示意图
Fig. 6 Schematic of overflow model

实现沿河溢流和总口溢流的模拟。

图 6 显示 SWMM 模型中 3 种不同的溢流建模方式。方式 A 通过底部孔口将低流量转换到截流器, 高流量时, 堰被漫顶, 一些流量通过溢流出水口排放; 方式 B 采用普通管道来输送低流量; 方式 C 采用不同进水偏移的管道进行简单分流, 输送到截流器的管道进水偏移为零, 连接到河流的管道具有较大的进水偏移。本研究采用 A 和 B 两种方式建立溢流模型。

通过模拟雨季截排系统和河道径流过程, 计算由截排系统溢流到河道的污水量和污染负荷, 从而确定雨季溢流污染负荷对河道水质的影响。

溢流过程验证: 将 2015 年笔架山河(布吉河支流)河口水闸实际运行过程与模拟溢流过程对比。模拟过程溢流 45 次, 而实际开闸 38 次。其中有 32 次开闸过程对应的模拟过程发生溢流, 开闸持续时间与模拟溢流过程持续时间的 R^2 为 0.7857。开闸过程与降雨径流过程相关, 但受人为因素干扰较严重, 因此不能完全对应。总体而言, 笔架山河河口水闸开闸持续时间与模拟溢流持续时间基本上吻合。

模型污染负荷估算验证: 以 COD 为例, 验证深圳河干流污染负荷。根据 2015 年深圳河河口逐时实测径流数据和逐时实测水质数据, 计算逐月污染负荷通量, 2015 年深圳河河口模拟逐月污染负荷通量与实测污染负荷通量的 R^2 为 0.783。全年模拟 COD 总量与实测 COD 总量的误差范围较小, 但监测值波动较大。

2) 溢流模拟结果。

通过计算截排系统溢流负荷和分析其分布规

律, 可以对沿河截排系统的作用进行评估, 同时可从截排系统雨季溢流负荷对河道水质影响, 识别雨季河道污染负荷的主要来源, 指导治污措施的制订。结果如表 10 所示。由表 10 数据和 SWMM 截排系统溢流模型得出, 深圳河湾流域雨季(4—9 月)溢流 COD 为 1894.05 t, 氨氮为 118.95 t, TP 为 12.81 t。深圳河流域雨季(4—9 月)溢流 COD 为 1434.72 t, 氨氮为 113.46 t, TP 为 10.98 t。

3 结果讨论

3.1 总体负荷构成及早雨季对比

3.1.1 深圳河流域

深圳河流域全年点源 COD 为 2.04 万 t/a, 氨氮为 4307 t/a, TP 为 357.7 t/a; 全年非点源 COD 为 3701.44 t/a, 氨氮为 41.91 t/a, TP 为 7.92 t/a。雨季(4—9 月)非点源 COD 为 2792.58 t, 氨氮为 31.11 t, TP 为 5.49 t; 雨季(4—9 月)溢流为 COD 为 1434.72 t, 氨氮为 113.46 t, TP 为 10.98 t。深圳河流域全年入河负荷量为 COD 为 2.55 万 t/a, 氨氮为 4462.37 t/a, TP 为 376.6 t/a。

如表 11 所示, 从深圳河流域的单日入河污染源总量上看, 旱季污染源中, 漏排污水(包括排污口和

表 10 深圳河湾流域溢流负荷表
Table 10 Overflow loads of Shenzhen Bay basin

流域与时间段	COD/(t·d ⁻¹)	氨氮/(t·d ⁻¹)	TP/(t·d ⁻¹)
深圳河雨季	7.84	0.62	0.06
深圳河湾雨季	10.35	0.65	0.07
深圳河暴雨日	24.73	1.97	0.19
深圳河湾暴雨日	32.49	2.09	0.21

表 11 深圳河流域污染源
Table 11 Source pollution of Shenzhen River basin

污染源	COD		氨氮		TP	
	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%
深圳河排污口	15.65	19.83	2.12	19.83	0.27	19.83
支流漏排污水	20.54	26.03	4.14	32.88	0.36	33.64
污水处理厂补水	3.62	4.59	0.21	1.67	0.09	8.41
污水处理厂尾水	9.48	12.01	1.28	10.17	0.26	24.30
深圳河底泥	6.52	8.26	4.05	32.17	—	—
非点源	15.26	19.34	0.17	1.35	0.03	2.80
溢流	7.84	9.94	0.62	4.92	0.06	5.61
总计	78.91	100	12.59	100	1.07	100

支流漏排)占比最大,点源总 COD 为 55.81 t/d, 氨氮为 11.8 t/d, TP 为 0.98 t/d; 雨季污染源中,非点源和溢流占比亦不少, COD 为 29%, 氨氮为 6%, TP 为 8%。从各指标来看,不同污染源贡献比例不同,就氨氮而言,除漏排污水外,最大来源是底泥释放;就 TP 来说,除漏排污水外,最大来源是污水厂尾/补水。由此可见,需同时考虑不同污染源及不同污染指标,才能有效地提高深圳河水质。

3.1.2 深圳河湾流域

深圳河湾流域全年点源 COD 为 2.63 万 t/a, 氨氮为 5496.9 t/a, TP 为 463.55 t/a; 全年深圳河湾非点源负荷 COD 为 8608 t/a, 氨氮为 99.8 t/a, TP 为 18 t/a。深圳河湾流域雨季(4—9月) COD 为 6261.0 t, 氨氮为 72.5 t, TP 为 13.2 t; 雨季(4—9月)溢流为 COD 为 1894.05 t, 氨氮为 118.95 t, TP 为 12.81 t。深圳河湾流域全年入河负荷量 COD 为 3.676 万 t/a, 氨氮为 5715.65 t/a, TP 为 494.36 t/a。

如表 12 所示,从深圳河湾流域单日的入河污染源总量上看,旱季污染源漏排污水中,各指标负荷属排污口和支流漏排的占比最大,点源总 COD 为

71.94 t/d, 氨氮为 15.06 t/d, TP 为 1.27 t/d。雨季,非点源的 COD 占比最大,为 34.21%,其次是支流漏排和排污口,为 28.73%和 22.3%;就氨氮而言,除漏排污水外,占比最大的是底泥污染;就 TP 来说,除漏排污水外,占比最大的是污水厂尾/补水。

3.2 非点源和溢流负荷分析

深圳市降雨丰沛,全年雨季集中在 4—10 月,场次降雨量较大,一次暴雨带来的非点源污染和溢流负荷量堪比全流域其他污染源产生的负荷量。有效地控制雨季非点源和溢流污染以及暴雨时洪水进入混排系统造成的溢流对水质冲击十分必要。

非点源计算结果见表 9。深圳河湾流域 2015 年全年非点源 COD 总负荷量为 8608 t,其中深圳湾流域占 57%,深圳河流域占 43%;氨氮总负荷量为 99.8 t,其中深圳湾流域占 58%,深圳河流域占 42%;TP 为 18.0 t,其中深圳湾流域占 56%,深圳河流域占 44%。非点源污染负荷的空间分布与控制单元的面积正相关。同时,非点源污染负荷的分布土地利用类型与下垫面类型有关。商业用地比例越高,旱季非点源污染负荷累积量越大;硬化路面比例越高,

表 12 深圳河湾流域污染源
Table 12 Source pollution of Shenzhen Bay basin

污染源	COD		氨氮		TP	
	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%	负荷量/(t·d ⁻¹)	占比/%
深圳河湾排污口	22.3	19.14	3.69	23.43	0.4	28.33
支流漏排污水	28.73	24.66	5.72	36.32	0.49	34.70
污水处理厂补水	4.91	4.21	0.32	2.03	0.12	8.50
污水处理厂尾水	9.48	8.14	1.28	8.13	0.26	18.41
深圳河底泥	6.52	5.60	4.05	25.71	—	—
非点源	34.21	29.36	0.04	0.25	0.072	5.10
溢流	10.35	8.88	0.65	4.13	0.07	4.96
总计	116.5	100	15.75	100	1.412	100

雨季非点源污染负荷冲刷量越大,河道水体接受的非点源污染负荷量越大。

溢流负荷结果如表 10 所示。2015 年有 196 个降雨日,流域污水系统发生溢流约 57 日,频率为 29.1%。雨季截排系统的溢流与截排系统所在流域面积呈正相关关系。流域面积越大,降雨过程截排系统接收的降雨径流量越大,截排系统溢流风险越大,溢流频次和溢流量越大。同时,截排系统溢流频次和溢流量与截排系统的尺寸有关,截排系统尺寸越大,雨季输送截排混流污水能力越强,溢流风险越小。

深圳河湾流域已建成较完善污水收集处理系统,主要支流大沙河、新洲河、福田河、布吉河下游、沙湾河下游和莲塘河已实施沿河截污,雨季时截排系统溢流主要发生在这 6 条支流。若要从根本上解决溢流问题,需从源头做好雨污分流,让箱涵发挥收集初期雨水的作用,而不再是收集大量漏排污水和用做河道截排。

3.3 底泥负荷分析

深圳河干流(罗湖桥到河口段)河段底泥冲淤大致特征如下:上游河段(罗湖桥至布吉河口)河床冲淤特征不稳定,以底泥冲刷为主要特征,或冲刷与淤积交替进行;中游河段(布吉河口至米埔)以淤积为主,其中弯曲河段的凸岸一侧河床淤积较多;下游河段(米埔至深圳河口)基本处于动态平衡状态,虽然有淤积现象,但河床底泥厚度的逐年变化不明显。

根据污染源解析结果,底泥对水质的氨氮贡献率较大,高达 20%~30%,该结果对水质改善及后续工程具有指导意义。

3.4 污染负荷与环境容量

深圳河的水质目标主要为达到“不黑不臭”和地表水 V 类水质两种情况。深圳湾的水质目标是四类海水和三类海水标准。以此水质目标来核算深圳河和深圳湾能容纳的最大日负荷量。

深圳河和深圳湾的环境容量估算是,运用 EFDC 模型设计不同的模拟方案,逐步改善模拟水质,最终使得模拟水质达到要求的污染程度,根据模拟方案的输入条件计算其污染负荷,得到环境容量。

3.4.1 深圳河环境容量估算

深圳河能够容纳的最大日负荷量(即环境容量)和污染物浓度标准见表 13。

深圳河流域的污染源 COD 为 78.92 t/d,氨氮为

表 13 深圳河环境容量
Table 13 Environment capacity of Shenzhen River

水质目标	控制指标	污染物负荷限值/(t·d ⁻¹)			
		COD	氨氮	TN	TP
不黑不臭	氨氮<8 mg/L	—	11.61	—	—
	DO>2 mg/L	22.88	3.93	—	—
	综合	22.88	3.93	—	—
V 类水	COD<40 mg/L	67.63	—	—	—
	氨氮<2 mg/L	—	1.89	—	—
	DO>2 mg/L	22.88	3.93	—	—
	TN<2 mg/L	—	—	1.91	—
	TP<0.4 mg/L	—	—	—	0.291
	综合	22.88	1.89	1.91	0.291

说明:“不黑不臭”标准来自《城市黑臭水体整治工作指南》。

12.60 t/d, TP 为 1.07 t/d。其中,旱季点源 COD 为 55.81 t/d,氨氮为 11.8 t/d, TP 为 0.98 t/d。根据“不黑不臭”和 V 类水标准下的环境容量,各自需要削减的负荷量较大,削减率需达 60%~80%,才能达到相应的水质目标。

3.4.2 深圳湾的环境容量估算

在深圳湾的环境容量评估方面,主要考虑在四类海水情况和三类海水情况下,深圳湾能够容纳的最大日负荷量。污染物浓度标准和深圳湾环境容量评估结果如表 14 所示。

深圳河湾流域 COD 为 101.42 t/d,氨氮为 15.94 t/d, TP 为 1.37 t/d;深圳河湾流域旱季点源 COD 为 71.94 t/d,氨氮为 15.06 t/d, TP 为 1.27 t/d;根据四类海水和三类海水标准下的环境容量,各自需要削减的负荷量较大,削减率需达 15%~95%,才能达到相应的水质目标。

表 14 深圳湾环境容量
Table 14 environment capacity of Shenzhen Bay

水质目标	控制指标	污染负荷限值/(t·d ⁻¹)		
		COD	TN	TP
四类海水	COD<5 mg/L	74.65	—	—
	TN<0.045 mg/L	—	0.855	—
	TP<0.5 mg/L	—	—	0.072
	综合	74.65	0.855	0.072
三类海水	COD<4 mg/L	53.21	—	—
	TN<0.03 mg/L	—	0.684	—
	TP<0.4 mg/L	—	—	0.048
	综合	53.21	0.684	0.048

4 结论与建议

4.1 深圳河湾污染源解析结论

1) 利用实地调查、水文水质监测数据核算、污染源调查资料和模型模拟的方法,可以较准确地核算深圳河湾各入河污染源排放量、对河湾水环境的贡献率和雨季旱季的污染源构成特征。

2) 深圳河湾流域全年总体污染源构成情况:全年点源 COD 为 2.63 万 t/a, 氨氮为 5496.9 t/a, TP 为 463.55 t/a; 全年深圳河湾非点源负荷 COD 为 8608 t, 氨氮为 99.8 t, TP 为 18 t。雨季(4—9月)溢流为 COD 为 1894.05 t, 氨氮为 118.95 t, TP 为 12.81 t。深圳河湾流域全年入河负荷量 COD 为 3.676 万 t/a, 氨氮为 5715.65 t/a, TP 为 494.36 t/a, 其中点源占全年比例, COD 为 72%, 氨氮为 96%, TP 为 94%。

3) 深圳河湾流域雨季(4—9月)非点源的 COD 为 6261.0 t, 氨氮为 72.5 t, TP 为 13.2 t。深圳河湾流域日负荷 COD 为 116.5 t/d, 氨氮为 15.75 t/d, TP 为 1.412 t/d。主要污染源是漏排污水(包括排污口和支流漏排), COD、氨氮和 TP 占比都达 45%及以上, 其次是底泥和污水厂尾/补水。雨季非点源和溢流的负荷对水质的影响不能忽略, 深圳河湾暴雨天非点源 COD 高达 116.31 t/d (接近全流域所有污染源负荷), 暴雨天溢流 COD 达 32.49 t/d, 虽然时间短, 但大量负荷对水质的冲击影响极其严重, 恢复到正常水质需较长时间。底泥中 COD 和氨氮的平均释放速率分别为 6.52 和 4.05 t/d。

4.2 深圳河湾水环境改善建议

深圳河湾流域的污水转输系统存在瓶颈, 支管网系统需要进一步完善; 污水处理能力不够, 有扩容需求; 部分污水处理厂出水标准偏低, 有提高质量的需求; 尚有污水漏排入深圳河湾, 影响水质; 水动力不足, 水体交换能力弱。湾内底泥淤积严重, 内源污染影响水质, 同时非点源污染严重, 造成湾区外源污染; 水源涵养和水土保持能力不足。可以根据不同的水质标准, 计算深圳河湾所能容纳的最大日负荷量(即环境容量)来控制污染负荷的入河量, 从而控制污染源的排放, 达到相应的水质目标。具体方案可参考 TMDL 的计算^[31], 在各个污染源之间合理分配污染负荷(包括点源和非点源), 同时考虑季节变化, 并预留安全值, 进而采取适当的污染控制措施来保证目标水体达到相应的水质标准。

本流域水污染治理最理想的措施是源头的雨污

分流, 即正本清源工作。这是一个长期的过程, 难度非常大, 目前只能按照水源地和黑臭水体优先的原则持续推进, 即深圳河的罗湖段和福田段属于轻微黑臭河段, 支流也有相关河段轻度黑臭或重度黑臭。城市河道的黑臭水体治理是一项综合性工程, 一般采取“外源减排、内源清淤、水质净化、清水补给、生态恢复”的技术路线。其中, 外源减排和内源清淤是基础与前提, 水质净化是阶段性手段, 水动力改善技术和生态恢复是长效保障措施。

造成河湾水质不达标的原因, 有管网不完善导致的漏排污水及雨季的非点源和溢流, 这方面应按照从干管到支管、逐级完善的原则优先推进。上述措施可以有效地减少漏排和雨天溢流, 但实施需要时间, 短期内难以全部完成, 故各支流河段的截排工程需要继续推进。尤其是流域内直排到河湾的排污口, 源占比高达 20%, 是目前的首要问题。污水处理厂尾水负荷也是重要一项, 可以通过完成罗芳污水处理厂、滨河污水处理厂和布吉水质净化厂等的提标改造来完善, 提高尾水水质。内源污染也是污染的重要来源, 可以结合深圳河防洪要求和黑臭支流的整治处理, 但内源具有动态性, 在没有做好源头截污的情况下, 其效果和持续性都难以保障。

参考文献

- [1] 张怀成, 董捷, 王在峰. 水污染源源解析研究最新进展. 中国环境监测, 2013, 29(1): 18–22
- [2] 苏丹, 唐大元, 刘兰岚, 等. 水环境污染源解析研究进展. 生态环境学报, 2009, 18(2): 749–755
- [3] 周慧平, 高燕, 尹爱经. 水污染源解析技术与应用研究进展. 环境保护科学, 2014, 40(6): 19–24
- [4] 王在峰, 张水燕, 张怀成, 等. 水质模型与 CMB 相耦合的河流污染源源解析技术. 环境工程, 2015, 33(2): 135–139
- [5] 陈锋, 孟凡生, 王业耀, 等. 地表水环境污染物受体模型源解析研究与应用进展. 南水北调与水利科技, 2016, 14(2): 32–37
- [6] 段华平, 刘德进, 杨国红, 等. 基于清单分析的农业面源污染源强计算方法. 环境科学与管理, 2009, 34(12): 58–61
- [7] 许劲. 基于传质原理的二维随机水质模型研究与应用[D]. 重庆: 重庆大学, 2007
- [8] 石竹. 基于不确定性水质模型的湘江长株潭段水环境容量研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2009
- [9] 王莉. 环境影响评价中常用水质模型的应用研究

- [D]. 兰州: 兰州大学, 2006
- [10] 苗红波. 城市河流排污口近区污染物二维水质模型 [D]. 成都: 四川大学, 2004
- [11] 黄国兰, 萧航, 陈春江, 等. 化学质量平衡法在水体污染源解析中的应用. 环境科学, 1999(6): 14–17
- [12] 李昆, 王玲, 焦栗, 等. 武当山剑河流域水污染源解析. 台湾农业探索, 2013(1): 73–77
- [13] Gleser L J. Some thoughts on chemical mass balance models. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 1997, 37(1): 15–22
- [14] Park S S, Kim Y J. Source contributions to fine particulate matter in an urban atmosphere. *Chemosphere*, 2005, 59(2): 217–226
- [15] Lim M, Ayoko G A, Morawska L. Characterization of elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of urban air in Brisbane. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(3): 463–476
- [16] 黄振旭, 陈昱, 周涛, 等. 溧阳重点流域污染源解析研究. 水资源研究, 2016, 5(1): 59–64
- [17] Pekey H, Dogan G. Application of positive matrix factorisation for the source apportionment of heavy metals in sediments: a comparison with a previous factor analysis study. *Microchemical Journal*, 2013, 106: 233–237
- [18] 任华堂, 陶亚, 夏建新. 深圳湾水环境特性及其突发污染负荷响应研究. 应用基础与工程科学学报, 2011, 19(1): 52–63
- [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. 中国给水排水, 2017(9): 133–138
- [20] 陶亚, 赵喜亮, 栗苏文, 等. 基于TMDL的深圳湾流域污染负荷分配. 安全与环境学报, 2013, 13(2): 46–51
- [21] 任华堂, 陶亚, 夏建新, 等. 旱季深圳湾水污染输移扩散特性研究. 水力发电学报, 2010, 29(4): 132–139
- [22] 刘玉, 路宁宁, 张俊帆, 等. 深圳湾福田红树林区藻类、纤毛虫等生物群落及其与环境的关系. 热带海洋学报, 2006, 25(5): 56–62
- [23] 沈韞芬, 徐盈, 冯伟松, 等. 香港米埔基围塘中有机氯农药和多氯联苯在微型生物群落中的积累. 应用与环境生物学报, 2004, 10(5): 543–550
- [24] 刘文新, 李向东. 深圳湾水域中重金属在不同相间的分布特征. 环境科学学报, 2002, 22(3): 305–309
- [25] 唐得昊, 刘兴健, 邹欣庆. 海湾表层沉积物重金属污染与潜在生态危害评价——以深圳湾为例. 环境化学, 2014(8): 1294–1300
- [26] 吴小菁, 刘彤宙, 张慧妍. 深圳河河水与底泥致臭贡献的实验研究. 水利水电技术, 2015, 46(2): 53–55
- [27] 应太林, 张国莹, 吴芯芯. 苏州河水体黑臭机理及底质再悬浮对水体的影响. 上海环境科学, 1997(1): 23–26
- [28] 方宇翹, 应太林, 襄祖楠, 等. 污染河流底泥释放与耗氧对水质的影响. 环境科学研究, 1991(2): 24–31
- [29] 来彦伟. 苏州河底泥污染状况及其治理对策. 上海师范大学学报(自然科学版), 2000, 29(2): 85–92
- [30] 张丽萍, 袁文权, 张锡辉. 底泥污染物释放动力学研究. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(2): 22–26
- [31] Brady D J. Managing the water program. *Journal of Environmental Engineering — ASCE*, 2004, 130(6): 591–593