

深圳河河口近10年典型污染物通量变化研究

喻一¹ 宋芳² 赵志杰^{1,†} 秦华鹏² 段余杰³ 姚丽娟³ 王政君³

1. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 2. 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055;
3. 深圳市治理深圳河办公室, 深圳 518026; † 通信作者, E-mail: zhaozhijie@pku.edu.cn

摘要 根据2008—2017年连续水文观测数据和逐月水质监测数据, 采用LOADEST模型模拟估算主要污染物COD、氨氮、总氮和总磷的净通量, 得到深圳河河口近10年主要污染物通量的变化规律。结合降水和流域内污水处理厂运行情况, 分析影响污染物通量变化的自然因素和人为因素, 得到以下结论。1) 2008—2017年深圳河河口断面各污染物入湾净通量呈现明显的下降趋势, 总体水质情况有所好转, 但仍未达到《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)中V类水目标要求。2) 2008—2017年各污染物净通量的季节性差异逐年变小。3) COD净通量与降雨量的相关性较强, 说明其污染来源多为非点源; 总氮、氨氮和总磷净通量与降水量的相关性相对较弱, 说明其污染来源多为点源。4) 污染物净通量与污水处理量明显负相关, 说明提高污水处理厂日处理能力和污水出水水质有助于河流水质的改善。

关键词 深圳河河口; 污染物通量; LOADEST模型; 污水处理

A Study of Pollutant Loads Variations in Shenzhen River Estuary in Recent Decade

YU Yi¹, SONG Fang², ZHAO Zhijie^{1,†}, QIN Huapeng², DUAN Yujie³, YAO Lijuan³, WANG Zhengjun³

1. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 2. School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 3. Shenzhen River Regulation Office of Municipal Government, Shenzhen 518026; † Corresponding author, E-mail: zhaozhijie@pku.edu.cn

Abstract This study applies a LOADEST model to hydrology and water quality data from 2008 to 2017 to examine the variation of pollutant loads in Shenzhen River estuary. These investigated pollutants include COD, NH₃-N, TN and TP. The result from the LOADEST model, alone with situation of both precipitation and wastewater treatment plants, are used to analyze both natural and artificial impacts on the pollutants. The research concludes the following statements. 1) The net pollutant loads in Shenzhen River decreased significantly from 2008 to 2017, but still not enough to reach level V for river water quality standard (GB3838—2002). 2) The seasonal variations of net pollutant loads reduced from 2008 to 2017. 3) There is a strong correlation between precipitation and COD net load, which indicates that this pollutant is mainly originated from non-point sources. Precipitation and NH₃-N, TN and TP net loads have weak correlations, which means that point sources are the main contributors of these pollutants. 4) There is a negative correlation between net pollutant loads and the amount of treated wastewater. This illustrates the enhanced capacity of waste water treatment plants, as well as the improved quality of discharged treated water will contribute to better water quality in Shenzhen River.

Key words Shenzhen River estuary; pollutant loads; LOADEST model; waste water treatment

深圳河是深圳与香港界河, 接纳了深圳市中心城区的大量污水, 其水环境问题一直备受关注。尽管深圳河水污染防治工作近年来取得积极进展, 但

是水环境质量差、水体自净能力下降、上河湾淤积严重、湿地面积减少以及生态系统多样性功能丧失等问题依旧十分突出^[1]。为达到入湾污染物总量削

减、河流水质提升的环境管理要求,估算深圳河污染物通量和分析通量变化特征的科学研究至关重要^[2]。

污染物通量能很好地体现污染负荷量的情况^[3],关于国内河流污染物通量的研究最早集中在海湾、河口等近海地区^[4]。吴瑜端等^[5]最先提出河流污染物入海通量的估算方法,主要为 Boyle 和箱子两种模式。目前广泛应用的是时段通量法,即利用污染物在河海界面处的年/季/月平均浓度和河流的年/季/月入海径流量估算污染物每年/季/月的入海通量^[6]。王晖^[7]采用该方法估算淮河干流的污染物年通量。富国^[8]分析该方法的适应性后,指出在丰水期采用较高的监测频率能提高污染物通量的估算精度。郝晨林等^[3]的研究表明,由于流量的监测频次远高于水质监测,时段通量法的计算结果存在较大的误差。为了应对所研究流域中河水流量数据和水质数据的时空精度不匹配问题,USGS 开发了 LOADEST 污染物通量估算模型。该模型能建立瞬时污染通量与流量之间的回归关系,以此估算的总污染通量精度大大提高^[9]。Jha 等^[10]用 LOADEST 模型拟合估算出高频度的水质数据。李娜等^[11]用 LOADEST 模型计算了宝象河污染物通量,并建立污染物通量回归方程。Park 等^[12]证明 LOADEST 模型是估算低频率水质监测河流的污染物通量的有效途径,从而为流域的总量控制提供科学依据。Gao 等^[13]和 Zhou 等^[14]利用 LOADEST 模型在亚热带地区模拟氮通量的变化规律。Tobin^[15]和 Rajib 等^[16]利用该模型模拟了切萨皮克湾城市到农村磷通量的变化规律。Qian 等^[17]利用短时间序列的水质和水量数据,通过 LOADEST 模型模拟 6 条河流氮磷污染物逐年和各季节的入湖通量趋势分析。Helsel 等^[18]在美国 Ephemeral 流域利用 LOADEST 模型进行河流污染物输移通量的估算和水质变化分析。

为更精确地了解深圳河河口入海污染负荷情况,本文利用 LOADEST 模型估算深圳河河口近 10 年典型污染物的通量,揭示污染物入湾净通量的年际和年内变化规律,分析影响污染物净通量变化的自然和人文因素,为深圳河和深圳湾的治理提供科学支持。

1 流域概况

深圳河发源于梧桐山牛尾岭,由东北向西南流入深圳湾。深圳市属亚热带海洋性季风气候,多年

平均温度为 22.4℃,多年平均降雨量为 1924.7 mm。4—9 月多出现集中暴雨,约占全年降雨总量的 80%。台风是本区域灾害性天气的主要因素。

深圳河流域地势东北高西南低,属丘陵地貌,沿岸地形平坦。流域面积为 312.5 km²,其中深圳市一侧(右岸)为 187.5 km²,河长为 37.6 km,河道比降为 1.1‰,水系分布呈扇形。流域内有大小河流 36 条,一级支流有 5 条,分别为莲塘河、沙湾河、布吉河、福田河和皇岗河(图 1)。深圳河下游河段为典型的感潮河段,具有河流短、比降陡、洪峰流量大和河流暴涨暴落的特点^[19]。受潮汐作用影响,水位在一天之内有两次高潮和两次低潮,潮流界可达三岔河口^[20]。

2 方法与数据

2.1 数据来源

本研究使用的数据包括深圳河水文数据、流域气象数据、河口水质监测数据和污水处理量数据。

深圳河水文数据来自深圳河河口断面(地理坐标为 22°30'23"N, 114°2'3"E) 2008—2017 年连续逐时水文观测数据,包括逐时潮位、逐时流量(涨潮量/退潮量)和断面平均流速等。

流域气象数据来自国家气象数据网 2008—2017 年连续逐日气象观测数据,包括逐日降水量、逐日平均气温、逐日平均风速和逐日最大风向等。

河口水质监测数据来源于深圳市人居环境委员会 2008—2017 年水质常规监测数据,包括氨氮(NH₃-N)、化学需氧量(COD)、总磷(TP)和总氮(TN)以及其他 24 项常规监测项目,监测频率为每月一期,每期涨退潮各一次。

污水处理量数据来自深圳市水务局 2008—2017 年信息公开数据,包括出水水质标准和日污水处理规模等。

深圳市社会和经济统计数据来自 2008—2017 年《深圳市统计年鉴》,包括自来水总供水量和人口等。

2.2 LOADEST 通量核算方法

通量指单位时间内流过某一给定面积(通常指与流动方向垂直的单位面积)的某种物理量的量值^[21]。污染物通量是在一段时间内通过某个断面的污染物总和。在理想条件下,如果已知一段时间内的污染物平均浓度 C_i 和流量 Q_i ,就能计算这段时间内的污染物通量,计算公式为

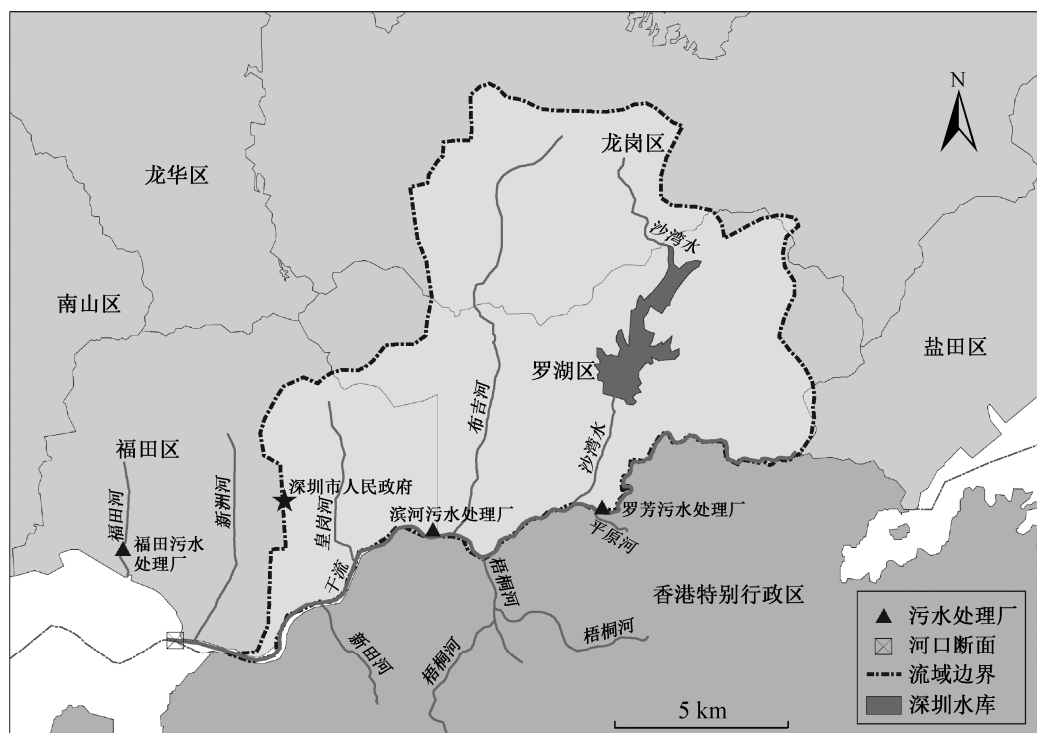


图 1 深圳河流域位置

Fig. 1 Location of Shenzhen River basin

$$L_{\tau} = \int_0^{\tau} Q C dt, \quad (1)$$

式中, L_{τ} 为 τ 时段内断面物质通量(kg/d); Q (m^3/s)和 C (mg/L)为流量和污染物浓度随时间变化的函数。

在实际研究中, 由于流量数据监测频率高(每小时一次)、数据多, 水质监测周期长、频率低(每月一次)、数据少以及数据量的差异, 导致式(1)无法直接使用。为解决流量与浓度数据的时间不匹配问题, LOADEST模型通过建立瞬时流量、其他辅助解释变量与瞬时通量的关系, 预测出未观测的瞬时通量值, 求得某时段内污染物总通量。所以, 通量估算公式通常表达为

$$\ln L_i = a_0 + \sum_{j=1}^{N_v} a_j X_{ij} + \varepsilon_i, \quad (2)$$

式中, X_{ij} 为第 i 次观测到的第 j 个解释变量的数值, a_0 为常数项, N_v 为解释变量的个数, ε_i 为第 i 个样本的观测误差。在实际过程中, 由于解释变量之间往往存在多重共线性, 使得回归系数的方差估计值偏高, 导致回归系数不稳定。因此, LOADEST模型采用对变量进行中心化的方法, 并得出不同的模型方程^[12], 其污染物通量核算的具体步骤如下。

1) 方程优选。依据水文学知识和生物地球化学过程确定模型的表达式。根据河流的特性, 选择

解释变量和参数个数, 得到优化回归方程^[11]。则式(2)等号右侧变为

$$\begin{cases} a_0 + a_1 \ln Q, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \text{dtime}, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime}), \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \text{dtime}, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}), \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_4 \text{dtime}, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime}, \\ a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime} + a_6 \text{dtime}^2, \\ a_0 + a_1 \text{per} + a_2 \ln Q + a_3 \ln Q \text{per}, \\ a_0 + a_1 \text{per} + a_2 \ln Q + a_3 \ln Q \text{per} + a_4 \ln Q^2 + a_5 \ln Q^2 \text{per}, \end{cases}$$

式中, Q 是日均径流量, dtime 为十进制时间与十进制时间中心的差, a_0, a_1, \dots, a_6 均为系数。通过基于最大熵原理的 Akaike 信息量准则以及 SPCC 准则 (Schwarz Posterior Probability Criteria, SPCC) 选取 AIC 和 SPCC 值最小的回归方程, 用于通量的估算。

2) 方程参数估值。在给定模型结构、污染物瞬时浓度、瞬时流量和其他解释变量序列的条件下, 估计出回归模型的系数和模型误差的标准差,

主要是基于调整的最大似然估计 (AMLE) 统计方法。经 Shenton 等^[22]提出的计算方法估算后, 一阶模型中的偏差系数被消除, 近似无偏的瞬时通量估算由下式得到:

$$\hat{L}_{\text{AMLE}} = \exp\left(a_0 + \sum_{j=1}^M a_j X_j\right) H(a, b, s^2, \alpha, \kappa), \quad (3)$$

式中, L_{AMLE} 是经过 AMLE 法估计得到的瞬时通量, a 和 b 是解释变量的函数, a 和 κ 是参数的伽马分布, s^2 是剩余方差。

3) 通量估算。由回归方程计算出时间序列中未知的瞬时通量的对数值, 然后计算研究时段内的污染物通量总量。

4) 方程检验。对优选出的回归方程进行检验, 主要采用相关检验法和残差序列相关系数检验法。决定系数 R^2 可用来检验拟合程度, R^2 值越接近 1, 说明方程的拟合效果越好。

3 结果与讨论

3.1 深圳河近 10 年水质和水量变化情况

3.1.1 河水通量

深圳河河口潮流站监测河段基本上顺直, 受涨、退潮的影响, 水体流态情况比较复杂。

2008—2017 年深圳河各月份河水通量和降雨情况如图 2 所示。各年份总水量在 3~8 亿 m^3 之间, 年均涨潮水量为 15.74 亿 m^3 , 年均退潮水量为 20.50 亿 m^3 , 年均净河水通量为 4.76 亿 m^3 。河水月净通量与月降雨量的变化趋势一致, 降雨强度越大, 河

水净通量越大。在置信度为 0.99 的情况下, 河水净通量和降雨量表现为显著相关, 相关系数为 0.740。年平均径流系数为 0.62。

3.1.2 水质分析

对深圳河河口水体, 选取《地表水环境质量标准》(GB3838—2002) 规定的基本测试项目, 主要包括 COD、氨氮、总氮和总磷。根据深圳市地表水环境功能区划, 深圳河属于农业用水区及一般景观要求水域, 河口断面水质控制目标为地表水 V 类标准。

2008—2017 年污染物浓度逐月变化见图 3。在“十二五(2011—2015 年)”规划的深化和“十三五(2016—2020 年)”规划的推进下, 虽然污染物浓度存在波动, 但总体上均表现为稳定下降的趋势。

如图 3(a) 所示, COD 污染浓度下降显著, V 类和劣 V 类水占比逐年减少, 2017 年已经低于 15%。但是, COD 全年平均浓度仍未达到地表水 V 类水质控制目标, COD 污染减排和防控需要进一步加强。

如图 3(b) 所示, 总磷的浓度近 10 年明显降低, 除个别月份较低外, 总体达不到地表水 V 类水质目标要求。由于磷在迁移过程中会发生沉降, 并被底泥吸附, 累积后会在强降雨和径流冲刷下重新释放入水体中, 容易形成二次污染释放。因此, 除总磷减排外, 加强河流清淤力度也是河流修复工程的一个重要手段。

如图 3(c) 所示, 氨氮浓度在近 10 年减少 50% 以

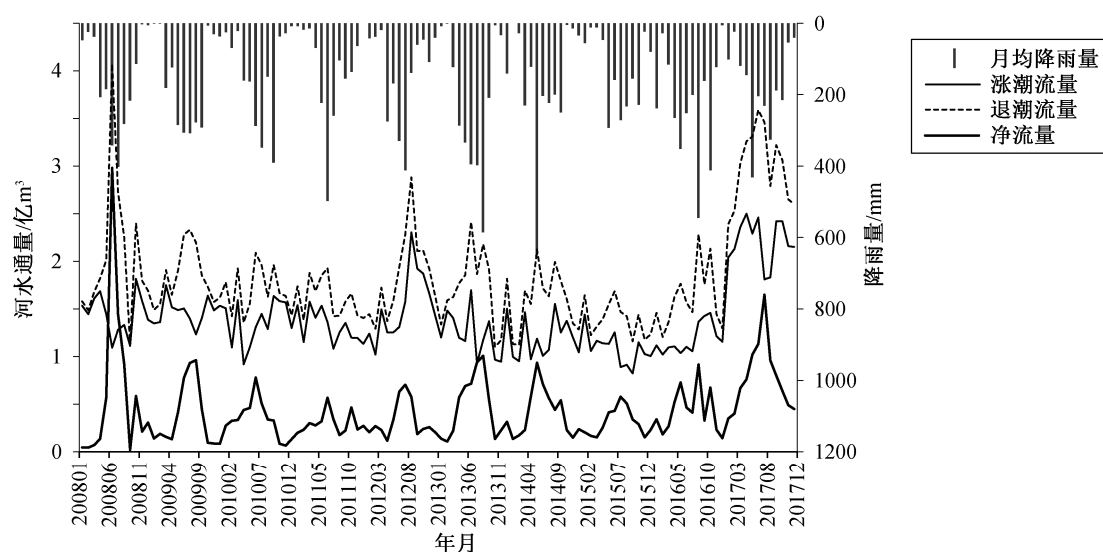


图 2 2008—2017 年深圳河河口月河水通量和月降雨量

Fig. 2 Monthly water loads and monthly precipitation at Shenzhen River estuary from 2008 to 2017

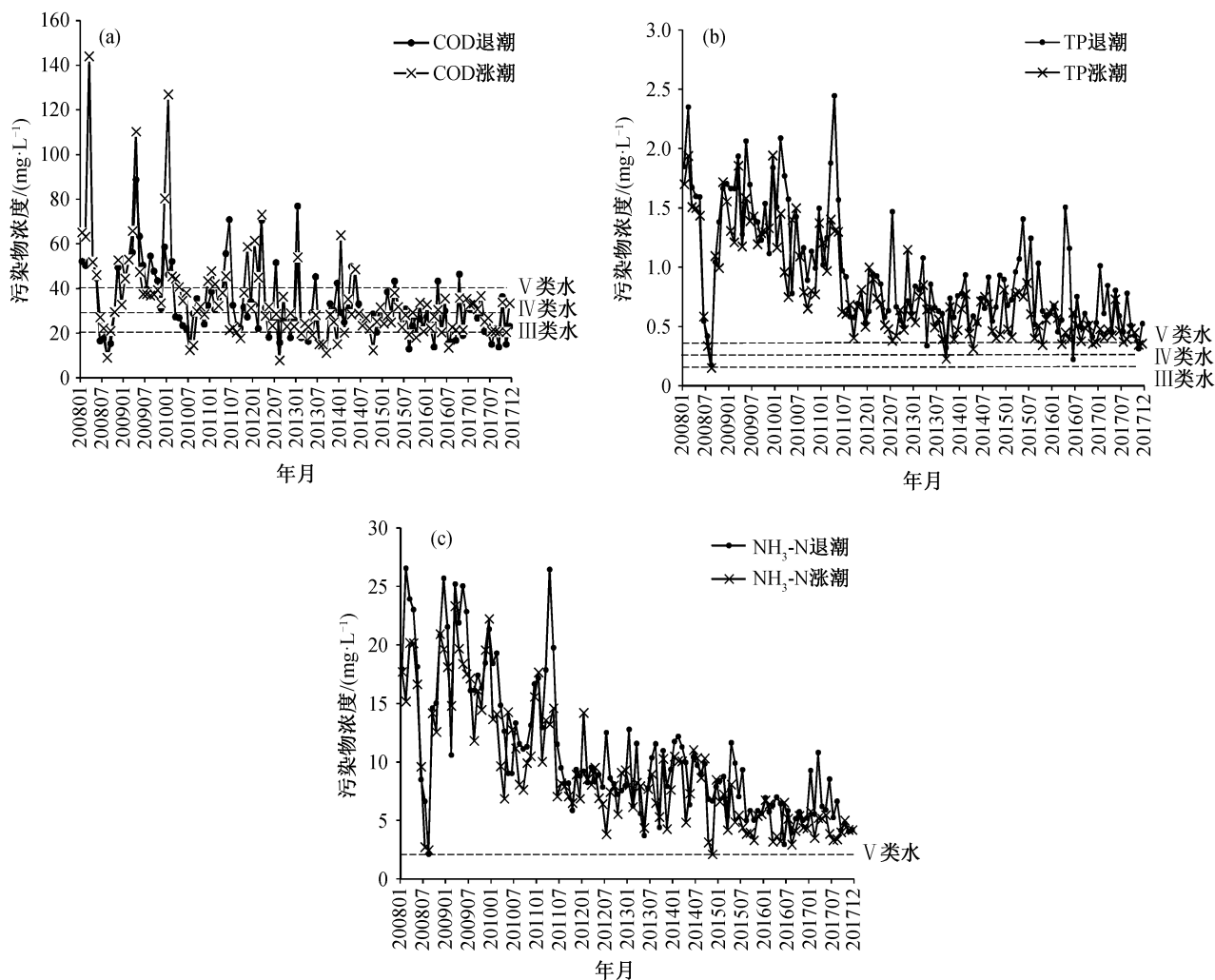


图 3 2008—2017 年深圳河口各污染物浓度年际变化

Fig. 3 Pollutant concentration variations at Shenzhen River estuary from 2008 to 2017

上,但依旧未达到地表水 V 类水质目标要求。总氮浓度与氨氮的变化趋势一致,其主要形态为氨氮,污水的截流处理是控制总氮污染的主要手段。

深圳河河口断面超过 80% 的人海水质为劣 V 类。但是,鉴于单一的污染物浓度不能全面地反映水环境质量,需要采用通量估算的方法对河流污染情况进行深入分析。

3.2 深圳河河口污染物通量回归方程

3.2.1 污染物通量 LOADEST 回归方程

根据感潮河段特性和 LOADEST 模型特点,将一个潮周期分成涨潮和退潮过程,利用深圳河口断面的水文和水质监测数据,通过 AMLE 方法估算模型参数并构建方程。根据 AIC 准则和 SPCC 准则优选确定 COD、氨氮、总磷和总氮的涨潮和退潮通量回归方程,并对方程进行有效性检验,各污染物的回归方程如下。

1) 深圳河河口断面退潮时各污染物通量回归方程。

COD: $\ln(\text{Load}) = 12.4905 + 1.1646 \ln Q + 1.2405 \ln Q^2 - 0.2296 \sin(2\pi t) + 0.0578 \cos(2\pi t)$, 参数 $AIC = 0.265$, $SPPC = -2.801$;

$\text{NH}_3\text{-N}$: $\ln(\text{Load}) = 11.6759 + 1.1415 \ln Q + 0.4100 \ln Q^2 - 0.2176 t$, 参数 $AIC = -1.398$, $SPPC = 7.419$;

TP: $\ln(\text{Load}) = 9.0499 + 1.3242 \ln Q + 1.1561 \ln Q^2 - 0.2461 \sin(2\pi t) - 0.0172 \cos(2\pi t)$, 参数 $AIC = -0.463$, $SPPC = 1.567$;

TN: $\ln(\text{Load}) = 12.4252 + 1.3000 \ln Q - 0.7900 \ln Q^2 + 0.1634 \sin(2\pi t) - 1.0563 \cos(2\pi t) - 0.8208 t - 5.8730 t^2$, 参数 $AIC = 0.589$, $SPPC = -5.229$ 。

式中, Load 为污染物通量(kg/d), Q 为流量(ft^3/s), t 为估算模型根据研究对象水文监测数据的频率复核的时间累积。

2) 深圳河河口断面涨潮时各污染物通量回归

方程。

COD: $\text{Ln}(\text{Load})=10.1840+1.9903\text{Ln}Q+0.4740\text{Ln}Q^2-0.0685\sin(2\pi t)+2.4199\cos(2\pi t)-1.2305t+24.6259t^2$, 参数 $\text{AIC}=0.319$, $\text{SPPC}=-3.610$;
NH₃-N: $\text{Ln}(\text{Load})=11.5022+1.1198\text{Ln}Q-1.1936\text{Ln}Q^2-1.0581t$, 参数 $\text{AIC}=0.031$, $\text{SPPC}=-1.156$;
TP: $\text{Ln}(\text{Load})=8.4770+0.5194\text{Ln}Q+0.5259\text{Ln}Q^2-0.4636\sin(2\pi t)-0.0440\cos(2\pi t)$, 参数 $\text{AIC}=-0.448$, $\text{SPPC}=1.474$;
TN: $\text{Ln}(\text{Load})=10.9319+1.0823\text{Ln}Q-1.0038\text{Ln}Q^2+0.0033\sin(2\pi t)-0.2483\cos(2\pi t)$, 参数 $\text{AIC}=-0.040$, $\text{SPPC}=-1.455$ 。

从表 1 可以看出, 各污染物通量回归方程的决策系数 R^2 在 84.39%~97.16% 之间, 具有很好的拟合效果^[23]; P 值基本上小于 0.05, 说明方程系数具有适用的统计学意义; 残差 PPCC 值都在 0.93 以上, 说明残差服从正态分布。综上所述, 各污染物通量

回归方程是有效的, 适用于深圳河河口污染物通量的估算。

3.2.2 模型估算结果对比

将 LOADEST 模型运算结果与时段通量法运算结果进行单因素方差分析, 结果如表 2 所示。可以看到, 在置信度为 0.95 的情况下, 除退潮的 COD 通量结果在两个方法中无显著性差异外 ($P<0.05$), 其他通量计算结果均有显著性差异 ($P>0.05$), 说明 LOADEST 模型通过用瞬时污染通量代替平均污染通量, 输出结果的精度比时段通量法高, 更适用于河流污染物通量的估算。

3.3 污染物通量年际变化情况

根据上述方法, 模拟计算 2008—2017 年河口断面的主要污染物年通量变化, 结果如图 4 所示。近 10 年来, 深圳河河口各污染物净通量呈明显下降趋势, 与污染物浓度变化情况基本上一致, 说明污染

表 1 污染物通量回归方程检验结果
Table 1 Regression formula of pollutant loads

潮汐	污染物	统计系数	检验量	a0	a1	a2	a3	a4	a5	a6
退潮	COD	$R^2=87.27\%$	SD	0.11	0.25	0.87	0.93	0.12		
		PPCC=0.97	t	109.56	4.65	1.43	-2.48	0.5		
		SCR=-0.12	P	0.00	0.00	0.07	0.00	0.05		
	NH ₃ -N	$R^2=97.16\%$	SD	0.05	0.08	0.18	0.12			
		PPCC=0.98	t	254.08	14.46	2.33	-1.72			
		SCR=-0.54	P	0.00	0.00	0.05	0.01			
	TP	$R^2=95.44\%$	SD	0.07	0.25	0.28	0.12	0.13		
		PPCC=0.97	t	125.52	5.39	4.18	-2.12	-0.14		
		SCR=-0.36	P	0.00	0.00	0.00	0.01	0.08		
	TN	$R^2=86.25\%$	SD	0.34	0.26	0.52	0.17	0.41	0.45	0.39
		PPCC=0.98	t	36.68	5.07	-1.51	0.96	-2.60	-1.81	-1.49
		SCR=-0.66	P	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.01	0.03
涨潮	COD	$R^2=91.36\%$	SD	0.44	0.33	0.66	0.18	0.51	0.52	0.50
		PPCC=0.93	t	23.35	6.04	0.72	0.38	4.74	-2.37	4.92
		SCR=-0.19	P	0.00	0.00	0.02	0.05	0.00	0.00	0.00
	NH ₃ -N	$R^2=87.45\%$	SD	0.08	0.21	0.70	0.24			
		PPCC=0.98	t	137.75	5.29	-1.68	-4.50			
		SCR=-0.28	P	0.00	0.00	0.05	0.00			
	TP	$R^2=92.27\%$	SD	0.06	0.13	0.23	0.07	0.07		
		PPCC=0.99	t	147.06	4.11	2.29	-6.65	-0.65		
		SCR=-0.34	P	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03		
	TN	$R^2=84.39\%$	SD	0.08	0.18	0.48	0.08	0.09		
		PPCC=0.98	t	134.11	5.88	2.09	0.04	-2.79		
		SCR=-0.75	P	0.00	0.00	0.01	0.09	0.00		

表 2 单因素方差分析显著性 P 值
Table 2 P -value in one-way analysis of variance

潮汐	COD	NH ₃ -N	TN	TP
退潮	0.023	0.223	0.127	0.141
涨潮	0.146	0.359	0.203	0.342

物浓度是影响污染物通量变化的一个重要因素。由于污染物通量变化的原因比较复杂, 还需从其他方面进一步分析。

COD 浓度在 2012—2014 年保持下降趋势, 净通量却在此期间出现明显回升。由于 COD 净通量与降雨量表现为明显的相关性, 推测净通量的升高是由强降雨造成的, 说明此类污染多为非点源。根据《深圳河湾流域综合治理方案》, 2013 年污泥淤积厚度达到峰值, 约为 0.71 m。底泥成为河流 COD 的重要释放源, 促使污染物净通量增加。

总磷净通量在 2008—2017 年保持稳步下降趋势, 回升幅度不大, 推测是由于 2012—2014 年间河床淤积达到较高值, 河水对底泥的冲刷导致更多的磷素释放回水体中, 提高了总磷的污染浓度。随着

第四期深圳河治理工程的推进, 河道整治和河床清淤力度的提升, 总磷净通量再次降低。

随着水污染防治计划的实施, 削减了污染物排放量, 总氮(图 4(c))和氨氮(图 4(d))净通量出现稳步下降, 几乎不出现回升情况。虽然在 2013 和 2014 年出现过暴雨, 但污染物净通量并没有增大, 说明此类污染多为点源污染, 不产生降雨溢流, 污染物通量主要受到污染物浓度的影响。

用 Spearman 秩相关分析方法对 2008—2017 年各污染物通量进行分析, 结果如表 3 所示。将计算的秩相关绝对值与理论临界值 0.564 进行比较, 计算值的绝对值大于临界值则表示有统计意义, 正值表示有显著的增加趋势, 负值表示有显著的下降趋势。可以看出, 近 10 年各污染物通量均显著减少, 其中 COD 和氨氮的年际下降趋势更加明显。

3.4 污染物通量变化原因分析

3.4.1 降水影响和通量季节变化特征

按照 2008—2012 年和 2013—2017 年两个时间段, 分别计算春季(3—5 月)、夏季(6—8 月)、秋季(9—11 月)和冬季(12 月—翌年 2 月)的主要污染物净

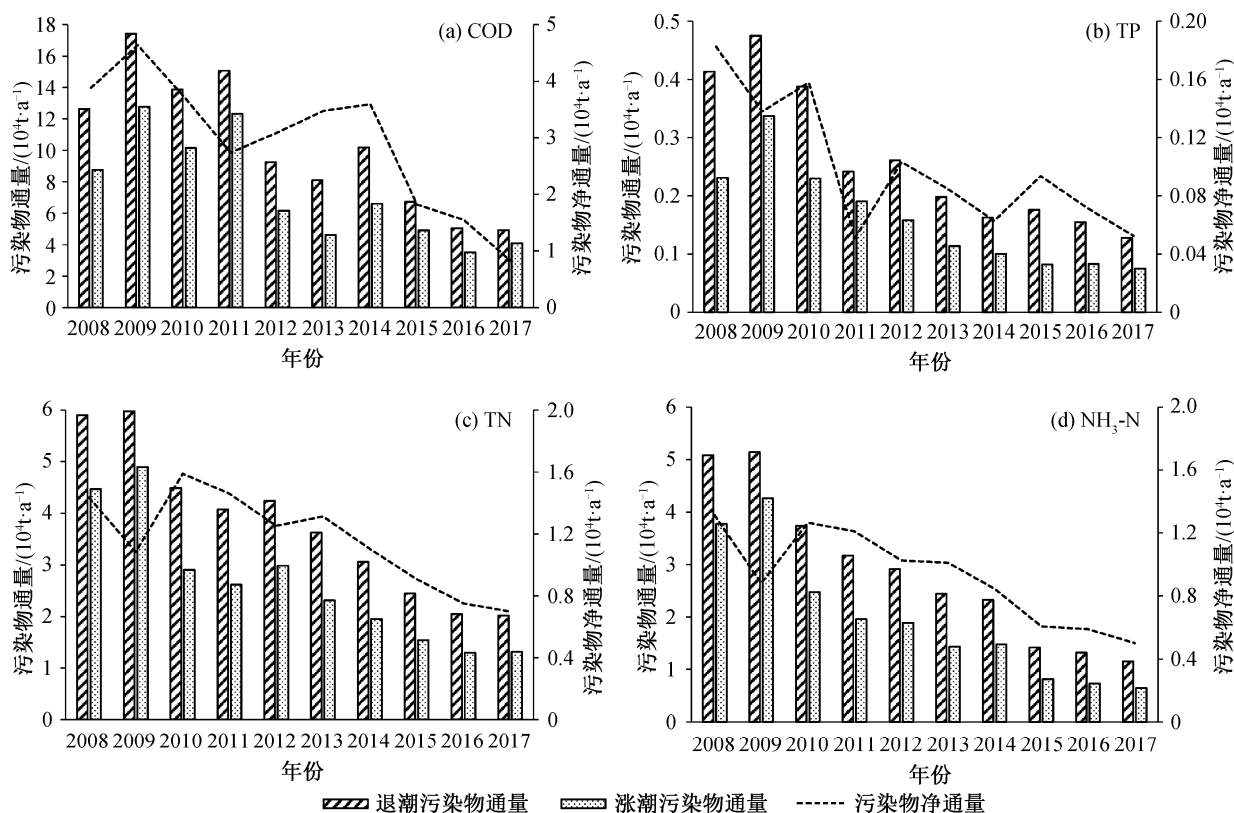


图 4 LOADEST 模型计算得到的 2008—2017 年深圳河河口污染物通量年际变化

Fig. 4 Pollutant loads variations at Shenzhen River estuary from 2008 to 2017

表 3 污染物净通量 Spearman 秩相关系数
Table 3 Spearman Correlation of pollutant net loads

污染物	秩相关系数	污染物	秩相关系数
COD	-0.8667	TN	-0.7454
NH ₃ -N	-0.8788	TP	-0.6727

通量, 结果如图 5 所示。

COD 的净通量(图 5(a1)和(a2))在 2008—2012 年内表现出明显的季节性差异, 春、夏季的污染物净

通量比秋冬季多, 其原因是深圳河为雨源性河流, 降雨情况会对河水产流和污染产生影响^[24]。雨污分流未完全实施, 当大量污染物被雨水冲刷进入河道, 汇水量超过污水管网和污水处理厂处理极限时, 会发生溢流现象。2013 年前深圳市雨污分流较差, 部分污水管线堵塞, 破损情况严重, 或没有接入污水管网, 在夏季的强降雨情况下导致雨污水溢出直接排放入河流, 污染物净通量增加。随着“十二五”规划的完成和“十三五”规划的实施, 雨污分流管网

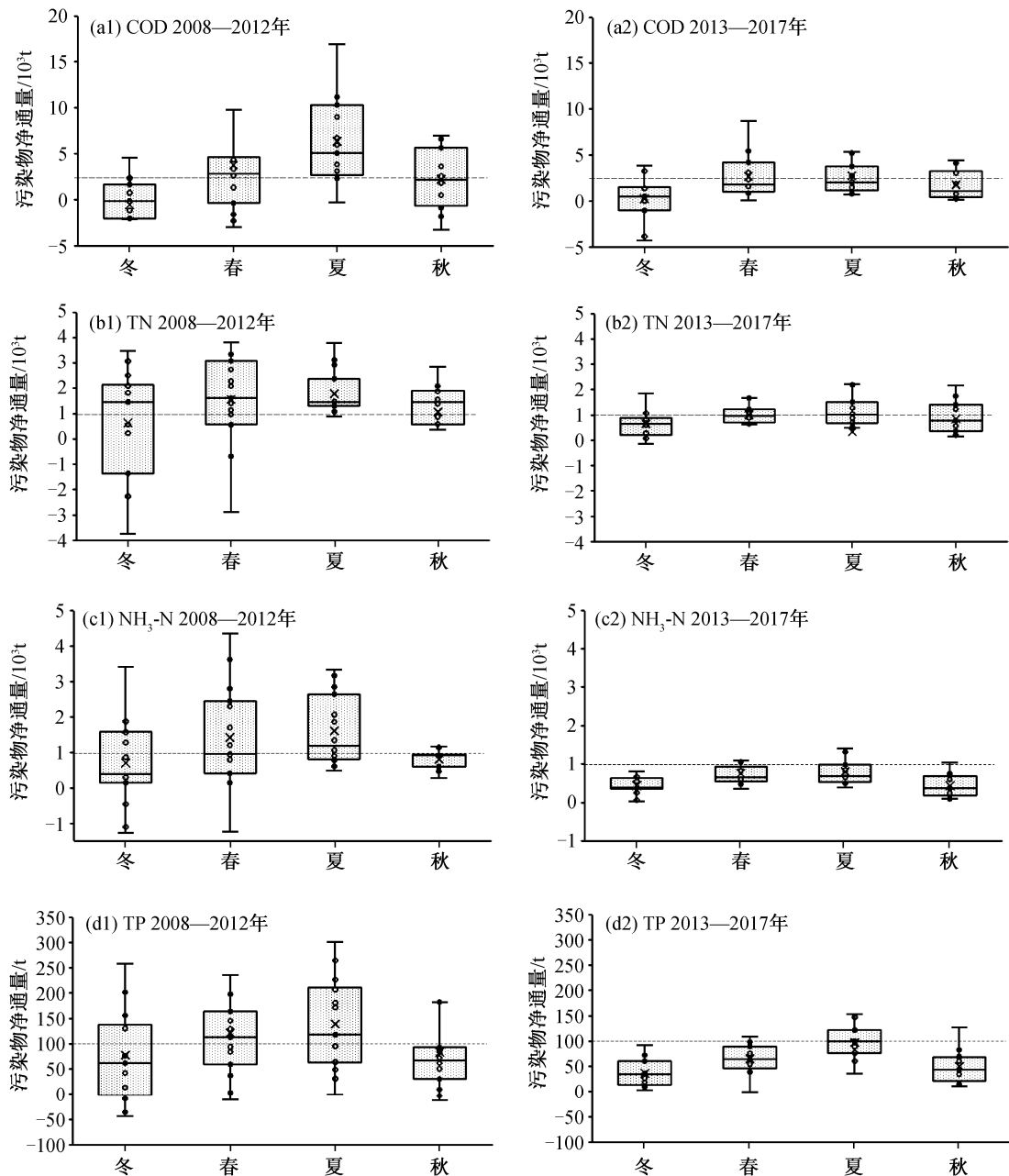


图 5 2008—2017 年各污染物分季节净通量
Fig. 5 Seasonal pollutant loads from 2008 to 2017

系统逐渐完善,污水管道承接能力变大,降雨溢流和直排的情况减少,2013年之后净通量的季节性差异逐渐减少。总氮(图 5(b1)和(b2))、氨氮(图 5(c1)和(c2))和总磷(图 5(d1)和(d2))未表现出明显的季节性差异,污染物净通量受到降水的影响较弱,受污水管网的影响较 COD 小。

为进一步探究降水对深圳河污染物净通量的影响,按照两年为一个时间段,用非参数方法计算各污染物净通量与降雨量之间的相关系数,结果如表 4 所示。可以看出,降雨对 COD 的影响越来越弱,说明管网系统的完善能收集更多的降雨溢流和直排污水,使污染物直接排入河量减少。降雨在前些年份对总氮、氨氮和总磷的影响较弱,说明降雨溢流和直排不是导致此类污染物净通量变化的主要原因;随着底泥的淤积,强降雨的冲刷导致沉积污染物重新释放回水体,使得污染物通量在夏季比其他季节高。

3.4.2 污水处理厂建设

位于深圳河流域的 5 座污水处理厂分别是罗芳污水处理厂、滨河污水处理厂和福田污水处理厂、布吉污水厂和埔地吓污水处理厂。

罗芳污水处理厂主要处理罗湖区东部污水,对改善城市水环境现状、保护当地流域水环境健康有着十分重要的意义。1998 年 6 月完成一期,2002 年 12 月完成二期并正式投入运行,污水处理设备运转良好,日平均污水处理量为 29.74 万吨。投产 4 年来,完全达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 B 标准。自 2010 年以来,出水水质达到一级 A 标准。

滨河污水处理厂位于福田区滨河大道二号大院,服务于罗湖区西部和福田区东部。始建于 20 世纪 80 年代初,一期工程于 1984 年投入运行,二期工程于 1987 年投入运行。自 2010 年 9 月进行工程改善以来,日平均污水处理量达到 27.83 万吨,出水水

质由《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 B 标准升高为一级 A 标准。

福田污水处理厂位于福田区沙头街道,主要处理福田区西部污水,是广东省“十二五”规划中主要污染物重点减排项目和深圳市治污保洁重点工程。2014 年 3 月 26 日工程开工,2016 年 3 月 26 日建成并转入试运行阶段。各项运行指标都符合设计标准,日处理污水约为 26 万吨,出水水质执行国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。待正式投产后,处理能力将提高到 40 万吨/天。根据《深圳市治水提质总体方案(2015—2020)》,福田污水处理厂将续建,进一步完善污水系统布局和水务基础设施构建。

布吉污水处理厂位于布吉街道,负责龙岗区西侧污水,是在“污水深度处理与污水资源化利用”政策下建设而成。2011 年 8 月正式投产运行,日处理污水量为 23.10 万吨,出水水质执行国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。

埔地吓污水处理厂位于龙岗区,负责龙岗区东南侧污水。2011 年 10 月正式投产运行,日处理污水量为 1.9 万吨,近期处理 4.0 万吨,出水水质执行国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。根据深圳市水务局公报的年污水处理数据和污水厂设计日污水处理水量,结合污水浓度和出水水质标准,计算出流域内深圳一侧的污染物年去除量,如图 6 所示。

可以看到,流域内污水处理量和污染物净通量表现为此长彼消的态势,说明近年来污水处理设计规模的加大和出水水质的提高有助于减少流域污染物净通量。用非参数方法对污染物通量与污水处理厂污染物去除量之间进行非参数检验,相关系数如表 5 所示。污染物去除量和污染物净通量表现为明显的负相关,说明除从源头上防控减排外,还可以通过加强污水处理厂的工程建设来减少污染物净通量。

3.4.3 其他因素

1) 河道水力条件对污染物通量的影响。河道的水力条件,如河道坡降、河道宽度和水动力条件等,都会影响污染物通量^[25]。第三期深圳河治理工程完成前期,底泥被清淤,含有污染物的淤泥被清除,污染物浓度不再受底泥释放的影响,污染物通量降低;河道被拓宽,河流流速变快,水体复氧能

表 4 污染物净通量与降雨量之间的相关系数
Table 4 The correlation between net pollutant loads and precipitation

年份	COD	TN	NH ₃ -N	TP
2008—2009	0.455**	0.170	0.387	0.278
2010—2011	0.718**	0.056	0.132	0.159
2012—2013	0.421**	0.655**	0.636**	0.677**
2014—2015	0.401**	0.429**	0.514**	0.668**
2016—2017	0.350**	0.457**	0.493**	0.640**

注: **代表 0.05 显著性水平下,相关性显著。下同。

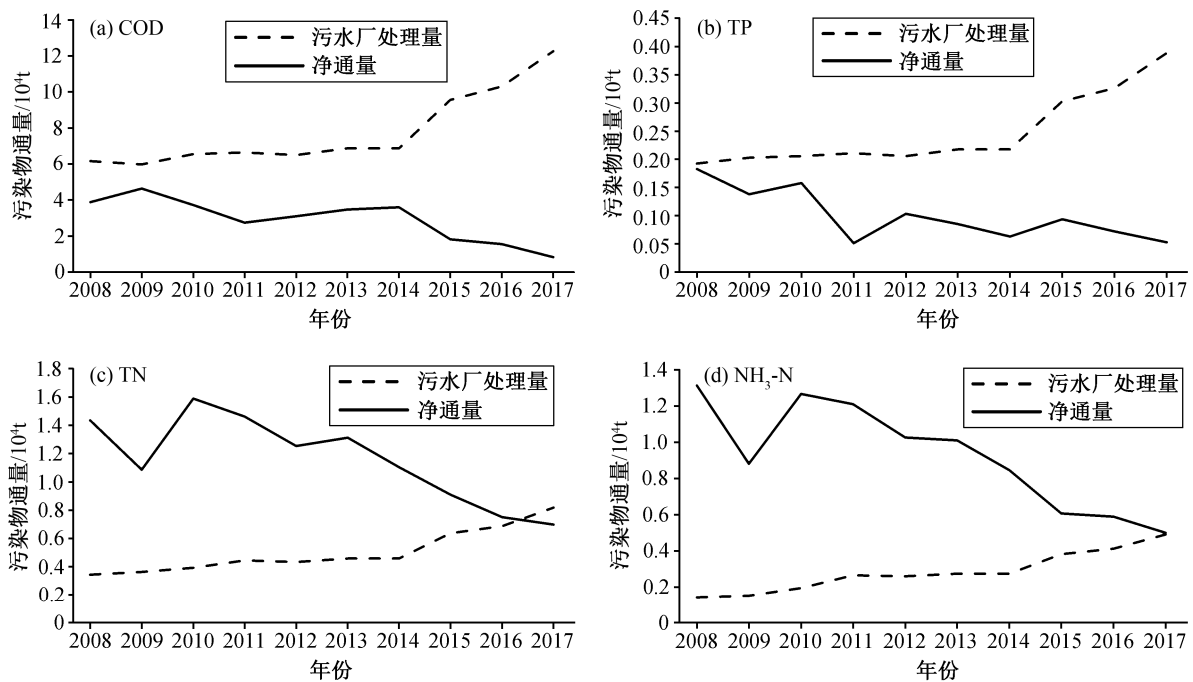


图 6 污水去除量和污染物净通量年际变化

Fig. 6 Variation for waste removal and net pollutant loads in decades

表 5 污染物净通量与污染物去除量之间的相关系数

Table 5 The correlation between net pollutant load and waste removal

污染物	COD	NH ₃ -N	TN	TP
相关系数	-0.174*	-0.233**	-0.197**	-0.334**

注: **代表 0.05 显著性水平下, 相关性显著; *代表 0.1 显著性水平下, 相关性显著。

力变强, COD、氨氮和总氮等污染物被氧化, 浓度降低, 污染物通量下降。除此之外, 也可以增加河道的坡降, 减少水体分层, 人为地加强复氧, 改善水质^[24]。

2) 潮汐对河流的影响。由于深圳河的潮汐作用, 涨潮时海水倒灌, 会对河道水体产生稀释作用, 增加河口段水体含氧量, 使得 COD、氨氮和总氮等污染物被氧化, 污染物浓度降低^[26], 污染物通量减少, 河口污染情况得到一定程度的改善。但是, 海水的顶托作用会使入海河流的流速降低, 离河口较远的河段没有活水补给, 污染物累积, 污染物通量增加, 导致水环境质量恶化^[27]。

4 结论与展望

本文根据深圳河口断面的水文连续监测数据和逐月水质监测数据, 利用 LOADEST 模型估算河口

断面进入深圳河湾的主要污染物的通量变化规律, 得到如下结论。

1) 2017 年河口断面入海净通量 COD 为 8286.9 t, NH₃-N 为 4999.9 t, TN 为 6975.3 t, TP 为 524.8 t, 比 2008 年分别减少 78.6%, 61.9%, 51.4% 和 71.2%。2008—2017 年污染物通量均呈明显下降趋势。

2) 不同污染物的季节性差异显著。COD 在 2008—2012 年多产生暴雨溢流或污染物直排, 2013 年后, 随着市政雨分流管网的完善, 暴雨的影响逐渐变小; 总氮、氨氮和总磷受暴雨的影响相对较弱。

3) 污染物净通量与流域内污水处理厂污染物去除量表现为明显的负相关, 说明提高污水处理厂日处理规模和出水水质标准有助于污染物净通量的减少和水环境的改善。

4) 2008—2017 年深圳河的总体水质未满足水质要求。污染物减排防治、污水管网系统设计和污水处理厂建设工作有待继续加强。

深圳河口入湾的污染物净通量逐渐降低, 但与河湾水质目标要求仍有差距, 流域内的污水治理和污染物削减仍需加强。为更精确地掌握污染物通量的动态变化特征, 应对河口水质实施连续动态监测。从趋势上看, 深圳河入湾污染物通量将进一步降低。

参考文献

- [1] 张建安, 姜文清. 深圳市水污染防治的战略地位及对策措施. 重庆环境科学, 2003, 25(9): 1-3
- [2] 胡春燕, 佟晓蕾. 深圳河治理的回顾与思考. 水利水电技术, 2015, 46(2): 92-95
- [3] 郝晨林, 邓义祥, 汪永辉, 等. 河流污染物通量估算方法筛选及误差分析. 环境科学学报, 2012, 32(7): 1670-1676
- [4] 袁宇, 朱京海, 侯永顺, 等. 以大辽河为例分析中小河流入海通量的估算方法. 环境科学研究, 2008, 21(5): 163-168
- [5] 吴瑜端, 唐健. 污染物途经河口的入海通量. 海洋科学, 1984(6): 44-49
- [6] 李莉. 2007年环胶州湾入海河流污染状况和污染物入海通量分析[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009
- [7] 王晖. 淮河干流水质断面污染物年通量估算. 水资源保护, 2004, 20(6): 37-39
- [8] 富国. 河流污染物通量估算方法分析(I)——时段通量估算方法比较分析. 环境科学研究, 2012, 16(1): 1-4
- [9] Runkel R L, Crawford C G, Cohn T.A, et al. Load estimator (LOADEST): a FORTRAN program for estimating constituent loads in streams and rivers. US Geological Survey Techniques and Methods Book 4, Chapter A5. Reston, VA: US Geological Survey, 2004: 69
- [10] Jha B, Jha M K. Rating curve estimation of surface water quality data using LOADEST. Journal of Environmental Protection, 2013, 4(8): 849-856
- [11] 李娜, 盛虎, 何成杰, 等. 基于统计模型 LOADEST 的宝象河污染物通量估算. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(3): 355-366
- [12] Park Y S, Engel B A. Analysis for regression model behavior by sampling strategy for annual pollutant load estimation. Journal of Environmental Quality, 2015, 44(6): 1843-1851
- [13] Gao Xinjuan, Chen Nengwang, Yu Dan, et al. Hydrological controls on nitrogen (ammonium versus nitrate) fluxes from river to coast in a subtropical region: observation and modeling. Journal of Environmental Management, 2018, 213: 382-391
- [14] Zhou Pei, Huang Jinliang, Hong Huasheng. Modeling nutrient sources, transport and management strategies in a coastal watershed, Southeast China. Science of the Total Environment, 2018, 610: 1298-1309
- [15] Tobin J. Estimation of relationships for limited dependent variables. Econometrica, 1958, 26: 24-36
- [16] Rajib M A, Ahiablame L, Paul M. Modeling the effects of future land use change on water quality under multiple scenarios: a case study of low-input agriculture with hay/pasture production. Sustainability of Water Quality and Ecology, 2016, 8: 50-66
- [17] Qian Y, Migliaccio K W, Wan Y S, et al. Trend analysis of nutrient concentrations and loads in selected canals of the Southern Indian River Lagoon, Florida. Water, Air, and Soil Pollution, 2007, 186(1): 195-208
- [18] Helsel D R, Hirsch R M. Statistical methods in water resources. Amsterdam: Elsevier, 1992
- [19] 秦华鹏, 王晟. 感潮河流环境需水量预测及敏感性分析——以深圳河为例[D]. 深圳: 北京大学深圳研究院, 2005
- [20] 张健君. 深圳河水污染控制对策探讨[D]. 深圳: 深圳市市政工程设计院, 2005
- [21] 吴华林, 沈焕庭, 严以新, 等. 长江口入海泥沙通量初步研究. 泥沙研究, 2006(6): 75-81
- [22] Shenton L R, Bowman K O. Maximum likelihood estimation in small samples. London: Griffin, 1977
- [23] Kim J, Lim K J, Park Y S. Evaluation of regression models of LOADEST and eight-parameter model for nitrogen load estimations. Water, Air and Soil Pollution, 2018, 229(6): 1-11
- [24] 王子钊. 深圳河及其主要支流典型污染物变化规律研究[D]. 北京: 清华大学, 2014
- [25] 李静. 城市河道水体复氧修复的水力学方法研究. 中国水利, 2008(13): 4-6
- [26] Rabouille C, Conley D J, Dai M H, et al. Comparison of hypoxia among four river-dominated ocean margins: the Changjiang (Yangtze), Mississippi, Pearl, and Rhone rivers. Continental Shelf Research, 2008, 28(12): 1527-1537
- [27] 张璇, 江毓武. 珠江口夏季底层缺氧现象的数值模拟. 厦门大学学报(自然科学版), 2011, 50(6): 1042-1046