

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2015.02.017

入河排污口设置论证与有关问题探讨

吴春霞, 彭 博

(合肥工业大学土木与水利工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:以芜湖县陶辛镇污水处理厂入河排污口设置论证为例, 针对受纳水域的特点, 采用湖(库)均匀混合水质模型计算河流纳污能力并进行水质预测, 分析综合衰减系数对水质预测结果的影响, 在缺乏资料条件下, 探讨确定综合衰减系数的途径与方法, 以提高预测结果的可靠性。提出利用当地水体和沟渠组成的湿地对污水处理厂尾水进行降解的方案, 经湿地降解后的水质满足受纳水体的水质管理目标要求; 最后对入河排污口设置论证的要点和应注意的问题进行了探讨, 可供入河排污口设置论证参考。

关键词:湖(库)均匀混合水质模型; 纳污能力; 水质预测; 综合衰减系数; 湿地降解

中图分类号: X522 文献标志码: B 文章编号: 1004-6933(2015)02-0084-05

Argument on set of sewage outlets and discussions on some relevant problems

WU Chunxia, PENG Bo

(School of Civil and Hydraulic Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract: Taking the argument on the set of sewage outlets of sewage treatment plants of Taoxin Town, Wuhu City as an example, and according to the characteristics of receiving water, we calculated pollutant carrying capacity of the river and predicted the water quality by using lake (reservoir) uniform mixture model. We analyzed the effect on water quality forecast results caused by synthesis attenuation coefficient. We discussed the methods to ascertain the comprehensive attenuation coefficient so as to make the result of water quality forecast more trustworthy under the condition of lacking data. We offered a plan of combining the local water and ditch as an artificial wetland to decompose the drainage of the sewage plant. Water decomposed by the artificial wetland could meet the water management standard for the receiving water. Finally, we discussed the key points of the argument on the set of sewage outlets and some problems that should be minded so as to provide references for the argument on the set of sewage outlets.

Key words: lake (reservoir) uniform mixture model; pollutant carrying capacity; water quality forecast; comprehensive attenuation coefficient; wetland system decomposition

随着城镇化进程的加快, 乡镇污水处理厂的建设已驶入了快车道。然而建设项目入河排污口设置的论证也变得愈加重要。对于小型河流, 一般情况下采用一维水质模型来计算河流的纳污能力, 本文以芜湖县陶辛镇污水处理厂入河排污口设置论证为例, 以河流断流时段为设计水文条件, 探讨在缺乏资料情况下, 水质模型的选用及模型参数的确定方法。

1 湖(库)均匀混合水质模型概述

枯水期, 当河流的流量为 0 时, 可将其视为湖(库)。

污染物均匀混合的湖(库), 应采用均匀混合水质模型计算水域纳污能力, 主要适用于中小型湖(库), 其计算模型为^[1]:

a. 当流入和流出湖(库)的水量平衡时,小型湖(库)的水域纳污能力按式(1)计算。

$$M = (\rho_s - \rho_0) V \quad (1)$$

b. 污染物平均浓度按式(2)计算。

$$\rho(t) = \frac{m + m_0}{K_h V} + \left(\rho_0 - \frac{m + m_0}{K_h V} \right) \exp(-K_h t) \quad (2)$$

其中
$$K_h = \frac{Q_L}{V} + K \quad (3)$$

$$m_0 = \rho_0 Q_L \quad (4)$$

式中: M 为水域纳污能力, t 、 ρ_s 为水质控制目标,mg/L; ρ_0 为湖(库)现状污染物质量浓度,mg/L; V 为设计水文条件下湖库容积, m^3 ; ρ_t 为计算时段 t 内的污染物质量浓度,mg/L; m 为排污口污染物入湖(库)速率,g/s; m_0 为湖(库)现有污染物排放速率,g/s; K_h 为中间变量, s^{-1} ; t 为计算时段长,s; Q_L 为湖(库)出流量, m^3/s ; K 为污染物综合降解系数, s^{-1} 。

2 计算条件及参数设定

本文以芜湖县陶辛镇污水处理厂入河排污口设置论证为例,根据江河、湖库的污染物控制指标,以全国统一采用的COD和 NH_3-N 作为水域纳污控制因子,对有关问题进行探讨。

2.1 污水处理厂基本情况

该污水处理厂总规模(远期2030年)为1.0万 m^3/d ,近期(2016年)规模为0.5万 m^3/d ,采用 A^2/O 氧化沟生物处理加紫外线消毒的工艺方案,入河排污口类型为生活入河排污口,排放方式采用连续排放,污水处理厂出水标准为一级B标准。入河排污口位于白了滩闸(规划)下游约100m处,受纳水体为青弋江分洪道。污水处理厂进水水质的COD、 NH_3-N 质量浓度分别为280mg/L、28mg/L,出水水质的COD、 NH_3-N 质量浓度分别为60mg/L、15mg/L^[2]。

2.2 受纳水域的特点

该入河排污口的受纳水体为青弋江分洪道(以下简称分洪道),目前还在建设中,尚未交付使用,故没有实测的流量及流速资料。根据相关规划资料,分洪道底宽约为160m,内边坡坡比为1:3。在枯水期,自11月至次年2月,分洪道基本上没有入流流量,处于静止状态(流量及流速均为0),水深约3m。

2.3 水质模型及参数确定

a. 设计水文条件及水质模型的确定。根据受纳水体的特点,选择枯水期最不利设计水量进行预测,此时分洪道内的水处于停滞状态,排入的污水积攒在河道中,相当于小型湖(库),污染物充分混合,可采用湖(库)均匀混合水质模型。

b. 水质控制目标 ρ_s 的确定。因分洪道尚未划分水功能区,分洪道进口处十甲任村的青弋江河段所在水功能区为青弋江湾沚(上)农业用水区,该区控制断面三义排灌站现状水质为II类,水质管理目标为不低于现状。分洪道在三埠管处与漳河汇合,下游为漳河芜湖农业用水区,该区控制断面漕港水位站的现状水质为II~III类,能满足农业用水需要,水质管理目标为II~III类。因此,可初步拟定分洪道水质管理目标为II~III类。故水质目标浓度值 ρ_s 以III类水质标准确定,即 $\rho_s(\text{COD}) = 20 \text{ mg/L}$, $\rho_s(\text{NH}_3-N) = 1.0 \text{ mg/L}$ 。

c. 现状水质浓度 ρ_0 的确定。由于分洪道正在施工,没有水质监测资料,根据上下游水功能区水质管理目标及现状水质,估算分洪道水质为 $\rho_0(\text{COD}) = 12.7 \text{ mg/L}$, $\rho_0(\text{NH}_3-N) = 0.13 \text{ mg/L}$ 。

d. 计算时段长 t 。计算时段约4个月,每月按30d计,则计算时段长 t 为10368000s。

e. 计算时段内总库容。最不利条件下,分洪道水深约3m,因在三埠管处进入漳河芜湖农业用水区,结合河道底部高程,选择分洪道自天井坝至三埠管间的河道长度作为纳污能力计算长度,约20km,近期总库容为416万 m^3 ,远期总库容为476万 m^3 。

2.4 模型的简化

在最不利情况下分洪道的流量及流速均为0,排入的污水积蓄在河道中,因此可将上述湖(库)模型简化为

$$M = (\rho_s - \rho_0)(V + qt) \times 10^{-6} \quad (5)$$

$$\rho(t) = \frac{m}{KV} \quad (6)$$

式中: q 为工程入河排污口排放流量, m^3/s ;其余符号意义同前。

2.5 综合衰减系数对水质的影响分析

由已简化的水质模型式(6)可知,当污染物排放速率 m 及库容 V 一定时,污染物浓度随综合衰减系数 K 的变化而变化。污染物的稀释降解过程是个复杂、多变的过程,因此反映污染物自净过程的综合降解系数 K 值受诸多因素影响,其中较为重要的有水温、污染物的浓度梯度、水文特征、河道状况等。如何较准确地确定污染物综合降解系数,直接影响到水质预测结果的准确性、合理性。通常综合降解系数的确定有资料类比分析法、实测数据估值法、利用常规监测资料估算等^[3]。

因无法对在在建分洪道进行试验,根据现状水质(水质标准为II~III类),参考表1湖泊水库综合衰减系数参考值^[4]来分析 K 值对水质的影响,最终确

定 K 值。

表 1 湖泊水库综合衰减系数参考值

水质及水生态环境状况	综合衰减系数 K/d^{-1}	
	K_{COD}	K_{NH_3-N}
优(相应水质为Ⅱ~Ⅲ类)	0.06~0.10	0.06~0.10
中(相应水质为Ⅲ~Ⅳ类)	0.03~0.06	0.03~0.06
劣(相应水质为Ⅴ类或劣Ⅴ类)	0.01~0.03	0.01~0.03

从表 1 可以看出,分洪道的 K_{COD} 和 K_{NH_3-N} 值均在 0.06~0.1 之间,因最不利时段分洪道处于静止状态,故可将 K 的取值范围扩大至 0.03~0.1 之间。当污染物排放速率 m 为一定时, K 值对水质的影响见图 1、图 2。

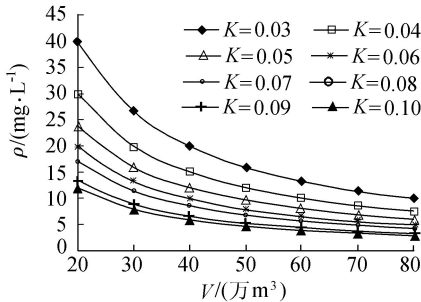


图 1 不同综合衰减系数下 COD 质量浓度随库容变化情况 ($m=2.89$ g/s)

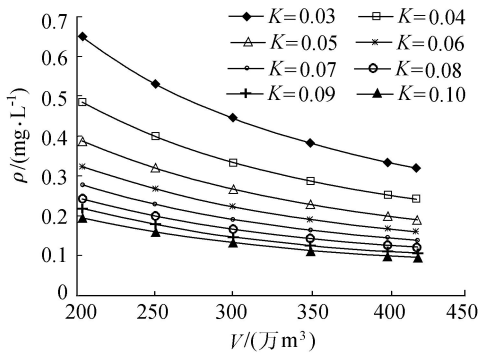


图 2 不同综合衰减系数下 NH_3-N 质量浓度随库容变化情况 ($m=0.46$ g/s)

从图 1、图 2 可以看出,当库容 V 一定时, K 值越大,污染物衰减速度越快,但随着 K 值增大,变幅也逐渐减小。

2.6 综合衰减系数的确定

K 值影响因子较多,由于受当地自然条件、水体污染程度、流速、气温等因素的影响,其值较难确定,迄今还没有成熟的经验公式可以借用^[5]。由以上分析可知, K 值对水质的影响是很大的。表 1 给出了湖泊水库综合衰减系数的参考值,根据分洪道的水质情况,原则上 K 值应在 0.06~0.1 之间,考虑到缺乏资料导致的未知因素及河流静止等情况,参考相近、相似流域的 K 值,结合河流自身特点,本文 K 值最终确定为: $K_{COD}=0.03 d^{-1}$, $K_{NH_3-N}=0.06 d^{-1}$ 。

2.7 纳污能力计算(以正常排放情况为例,下同)

将以上各参数代入式(5)中,得出分洪道在静止状态下的纳污能力如表 2 所示(计算时段长为 4 个月,下同)。

由表 2 可以看出,排污口污染物排放量非常接近甚至大于分洪道的纳污能力,近期 NH_3-N 的排放量与分洪道纳污能力几乎相等,远期 NH_3-N 的排放量几乎是分洪道纳污能力的两倍。因此,必须提高污染物的排放标准,排污口污染物不能以一级 B 标准排入分洪道,水质必须经过降解达到一级 A 标准甚至更优才能排入分洪道。

表 2 分洪道纳污能力与排污口入河排污量对照

时期	污染指标	纳污能力/t	排污口排放量/t
近期	COD	78.40	36
	NH_3-N	9.34	9
远期	COD	82.78	72
	NH_3-N	9.87	18

3 提出尾水湿地降解方案

一般污水处理厂出水水质达到一级 A 标准有以下两种方式。

a. 升级处理设备,提高污水处理工艺,使出水水质由原来的一级 B 标准直接提高到一级 A 标准。这种方式直接快捷,但同时也增加了工程的固定资产投资。

b. 污水处理厂处理达到一级 B 标准后,经过人工湿地系统净化达到一级 A 标准。这种方式投资和运行成本相对较低,处理效果较好,同时具有一定的景观、经济效益。但需科学种植湿地植物,加强湿地的日常维护和管理。

陶辛镇有一项近千年历史保存完好的古代圩内水利工程,陶辛圩依椭圆形设计,四周碧水环绕,圩内按井田式开凿水渠,十纵十横沟 98 km,沟沟相通,渠渠相连,千年古圩,万亩水系,身历其境,犹入迷宫,堪称江南水乡一大奇观。

由于小城镇污水处理厂提高污水处理工艺,投资及运行管理费用均较高,为确保尾水最终进入受纳水体时水质能够达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂排放标准》中的一级 A 标准,综合考虑陶辛镇的发展方向及优越的内部水系条件,提出尾水湿地降解方案如下:利用陶辛镇内部水系修建人工湿地,结合陶辛水韵景观设计要求,将景观设计与人工湿地技术相结合,使污水处理厂处理达标的尾水(出水标准为一级 B 标准)经内部人工湿地降解达到一级 A 标准($\rho(COD)=50$ mg/L, $\rho(NH_3-N)=8$ mg/L)后,通过厂内提升泵站提升,再通过压力管

道排入分洪道。

3.1 湿地降解处理效果分析

有关人工湿地对二级污水处理厂出水试验的研究表明,在以二级污水处理厂出水作为原水的条件下,人工湿地对 BOD₅ 的去除率可达 85% ~ 95%,对 COD 的去除率可达 80% 以上,处理出水中的 BOD₅ 质量浓度在 5 mg/L 左右,SS 质量浓度小于 8 mg/L。深圳市环境科学研究所于 1999 年设计并建成的“洪湖人工湿地系统水质净化工程”,经实际运行效果很好。去除率分别为: COD 82.6%, BOD 85.8%, TP 86.2%, NH₃-N 82.6%^[7]。

根据相关研究总结,人工湿地对污染物去除率有一定的波动范围,如有机物去除率在 50% ~ 90% 之间波动;悬浮物去除率在 40% ~ 94% 之间;N 去除率在 30% ~ 90% 之间。例如,南京市外秦淮河 pH 值为 6.8、 $\rho(\text{DO}) = 1.9 \text{ mg/L}$ 、 $\rho(\text{SS}) = 17.22 \text{ mg/L}$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}}) = 40 \sim 80 \text{ mg/L}$ (人工配水),经复合流人工湿地处理,COD_{Mn} 的去除率可达到 60% ~ 70%^[8]。成都府河枯水期 COD、BOD₅、TP、TN 等污染因子超标,经人工湿地塘床系统处理,其去除率为 85% ~ 97%^[9]。

小城镇生活污水中主要污染物为 COD、N、P 等,本文人工沟渠湿地进水水质为 GB 18918—2002《城镇污水处理厂排放标准》一级 B 标准,按去除率为 50% 保守计算,经人工湿地降解后均能够达到一级 A 标准,甚至可以优于一级 A 标准,详见表 3。

表 3 人工湿地进出水质对照

污染指标	进水水质 (一级 B 标准)/ (mg · L ⁻¹)	处理 率/%	出水水质/ (mg · L ⁻¹)	一级 A 标准/ (mg · L ⁻¹)	达标 情况
COD	60	50	30	50	达标
NH ₃ -N	15	50	4(7.5)	5(8)	达标

尾水经湿地降解后,按一级 A 标准排入分洪道,入河排污口排污量见表 4。

表 4 分洪道纳污能力与排污口入河
排污量对照(一级 A 标准)

时期	污染指标	纳污能力/t	排污口排放量/t
近期	COD	78.40	30.0
	NH ₃ -N	9.34	4.8
远期	COD	82.78	60.0
	NH ₃ -N	9.87	9.6

由表 4 可知,分洪道的纳污能力能够满足排污口对污染物 COD 和 NH₃-N 的排放要求。以下按一级 A 标准排入分洪道进行水质预测。

3.2 水质预测

计算河道长度为 20 km,最不利条件下近期总库容为 416.0 万 m³,远期总库容为 476 万 m³。

将以上各参数代入式(6)中,得出分洪道在静止状态下的水质如表 5 所示。

设计条件下近期总库容为 416.0 万 m³,由表 5 可知,COD 质量浓度达到现状水质($\rho_0 = 12.7 \text{ mg/L}$)约需 72.8 万 m³ 的库容,小于总库容;NH₃-N 的最终质量浓度为 0.16 mg/L,稍劣于现状水质($\rho_0 = 0.13 \text{ mg/L}$);两种污染物的质量浓度均能够满足分洪道Ⅲ类水质管理目标要求。设计条件下远期总库容为 476 万 m³,可知 COD 质量浓度达到现状水质($\rho_0 = 12.73 \text{ mg/L}$)约需 130.9 万 m³ 的库容,小于总库容;NH₃-N 的最终质量浓度为 0.56 mg/L,劣于现状水质($\rho_0 = 0.13 \text{ mg/L}$);两种污染物的质量浓度均能够满足分洪道Ⅲ类水质管理目标要求。

4 分析与小结

在缺乏资料的情况下,采用湖(库)均匀混合水质模型计算河流纳污能力和进行水质预测时,重点在于设计水文条件、水体水质控制目标 ρ_s 、现状水质浓度 ρ_0 、综合衰减系数 K 值的确定;当河流纳污能力不满足排污要求时所采取的措施亦很关键。

a. 湖(库)应采用近 10 年最低月平均水位或 90% 保证率最枯月平均水位相应的蓄水量作为设计

表 5 分洪道水质预测

时期	污染指标	$\rho_s / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho_0 / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$m / (\text{g} \cdot \text{s}^{-1})$	L / m	$V / \text{万 m}^3$	K / s^{-1}	$\rho_t / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
近 期	COD	20	12.7	2.89	2500	52.0	3.47×10^{-7}	16.03
		20	12.7	2.89	3000	62.4	3.47×10^{-7}	13.35
		20	12.7	2.89	3500	72.8	3.47×10^{-7}	11.45
	NH ₃ -N	1	0.13	0.46	18000	374.4	6.94×10^{-7}	0.18
		1	0.13	0.46	19000	395.2	6.94×10^{-7}	0.17
		1	0.13	0.46	20000	416.0	6.94×10^{-7}	0.16
远 期	COD	20	12.7	5.79	5000	119.0	3.47×10^{-7}	14.01
		20	12.7	5.79	5500	130.9	3.47×10^{-7}	12.73
		20	12.7	5.79	6000	142.8	3.47×10^{-7}	11.67
	NH ₃ -N	1	0.13	0.93	18000	428.4	3.47×10^{-7}	0.62
		1	0.13	0.93	19000	452.2	3.47×10^{-7}	0.59
		1	0.13	0.93	20000	476.0	3.47×10^{-7}	0.56

水量,水库也可采用死库容相应的蓄水量作为设计水量。本文根据分洪道静止状态时的水深和分洪道的规划断面来推算静止时段分洪道的库容,并将其作为设计水量。

b. 本文中的受纳水体为分洪道,暂未划分水功能区,在论证时,根据上下游水功能区水质目标,来确定受纳水体的水质目标,并根据上下游水功能区水质目标及现状水质,估算分洪道现状水质。

c. 综合衰减系数主要根据受纳水域的特点,参考相近、相似流域的 K 值经综合分析后确定。

d. 本文将污水处理厂和沟渠湿地相结合,既解决了分洪道纳污能力不满足排污要求问题,而且投资、运行成本相对升级处理设备低很多。同时,利用沟渠连通陶辛镇内部水系,建造人工湿地系统,结合陶辛水韵景观设计要求,将景观设计与人工湿地技术相结合,不仅解决污水处理厂的尾水问题,同时为内河水提供了净化途径,又具有一定的景观效益、经济效益。

e. 由于本文污水处理厂处理的污废水全部为生活污水,不含重金属和非降解有毒物质,其尾水经湿地降解后,可考虑作为农业灌溉、内河生态补水、绿化、道路浇洒及降尘等用水水源,充分实现污水再生利用,以减少排污对分洪道的影响。

论证时应注意以下几个问题:

a. 水域纳污能力应以各级水行政主管部门或流域管理机构核定的为准。未核定纳污能力的水域,如本案例,论证时应根据水域管理要求和有关规范计算纳污能力。

b. 一般情况下,随着污染物的排入,河流中污染物浓度应大于或等于现状浓度。在论证中,水文计算条件的选取对结果的影响很大。本文将分洪道的水量从一定值增加至设计水量,计算河流中污染物浓度达到现状浓度所需的库容或在设计水量下污染物的最终浓度,并据此来分析入河排污口设置对水质的影响。

c. 研究缺乏受纳水域的流量及流速等资料,只能根据分洪道的相关规划资料,以分洪道静止时段为设计条件(最不利条件),因此其他条件下分洪道的纳污能力应比本次计算结果大一些,水质也相对较好,这种处理方式,对论证结果是偏于安全的。

d. 研究采用湖(库)均匀混合模型来计算,并进行相应简化,把污染物看成是均匀混合的,是一个

理想化情况。实际上,河流的长宽比很大,入河排污口位于计算河段的中部,污染物不可能均匀混合,距离入河排污口越近,污染物浓度越大,反之亦然。

e. 研究中把 K 值看成是固定不变的,实际上 K 值是动态变化的。在条件允许的情况下应根据实测资料来推求 K 值,以提高计算结果的可靠性。

参考文献:

- [1] GB25173—2010 水域纳污能力计算规程[S].
- [2] 合肥工业大学. 芜湖县陶辛镇污水处理厂入河排污口设置论证报告书[R]. 合肥:合肥工业大学,2013.
- [3] 蔚秀春. 河流中污染物综合降解系数的影响因素浅析[J]. 内蒙古水利,2007(2):116-117. (WEI Xiuchun. Brief analysis of the influence factors of the comprehensive attenuation coefficient in rivers [J]. Inner Mongolia Water Resources,2007(2):116-117. (in Chinese))
- [4] 中国环境规划院. 全国地表水水环境容量核定技术复核要点(征求意见稿01)[R]. 北京:中国环境规划院,2004.
- [5] 张文志. 采用一维水质模型计算河流纳污能力中设计条件和参数的影响分析[J]. 人民珠江,2008(1):19-43. (ZHANG Wenzhi. The analysis of the impact of design conditions and parameters when account the assimilative capacity of the river by one-dimensional water quality model [J]. Pearl River,2008(1):19-43. (in Chinese))
- [6] 中铁城市规划设计研究院有限公司. 芜湖县陶辛镇污水处理厂及配套污水管网工程可行性研究报告[R]. 芜湖:中铁城市规划设计研究院有限公司,2013.
- [7] 康军利. 人工湿地生态系统在城市污水回用中的可行性[J]. 环境卫生工程,2004,12(2):114-117. (KANG Junli. Feasibility study on constructed wetland ecology system in waste water reuse [J]. Environmental Sanitation Engineering,2004,12(2):114-117. (in Chinese))
- [8] 陶静,汪德. 小型复合流人工湿地的设计及对有机物去除效率的分析[J]. 水电站设计,2004,20(2):90-92. (TAO Jing,WANG De. Design of lab-scale composite flow man-made wetland & analysis of its organic matter elimination efficiency [J]. Design of Hydroelectric Power Station,2004,20(2):90-92. (in Chinese))
- [9] 王庆安,任勇,钱骏,等. 成都市活水公园人工湿地塘床系统的生物群落[J]. 重庆环境科学,2001,23(1):52-55. (WANG Qing'an, REN Yong, QIAN Jun, et al. Biological community in constructed wetland pond-bed system of living water garden in Chengdu [J]. Chongqing Environmental Science, 2001, 23 (1): 52-55. (in Chinese))

(收稿日期:2014-05-09 编辑:高渭文)