

澳门分流式排水管道生化反应特征分析

何万谦^{1,2} 郝吉明¹ 施汉昌¹ 王志石³ 李梅香²

(1 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2 澳门民政总署渠务处, 澳门; 3 澳门大学科技学院, 澳门)

摘要 在澳门半岛选取一条具代表性的下水道——雅廉访大马路分流式下水道作为生化反应的研究对象。于 2005 年 11 月~2007 年 3 月借助自动采样器进行 12 h 连续对下水道主干管及支管道多点汇入流水质水量监测。结果表明,雅廉访大马路分流式下水道污水对 TCOD、SCOD、TN、 PO_4^{3-} —P 都有一定程度的降解。其中 TCOD 降解的幅度最大,达 20%;TN 及 PO_4^{3-} —P 的降解幅度为 14%和 18%。同时利用 ASM2d 建立的数学生化模式对分流式下水道的生化反应进行模拟,发现现场采样值与模型的模拟值基本一致。

关键词 下水道 生化反应 ASM2d 数学模型 分流式排水管道 澳门

0 引言

传统上、下水管道中水质变化的评价是总 COD (TCOD) 浓度或者用 BOD_5 、溶解性 COD (SCOD) 的变化来描述的。在实际中,因测定不准确,使这些方法不能真实有效地反映水质变化的情况,尤其是涉及到下水道中微生物的增殖时,这种描述的意义就更为有限^[1]。有研究^[2]通过综合分析下水道中有氧和无氧系统,生物量管壁生物膜的有氧生长及维持能量的条件,有机物质的水解、发酵,硫化物的生成和管道再充气的形成过程,获得了一个理论概念模型,以代替传统的经验描述方法,但忽略了管道沉积物与水质间的相互影响。在有氧重力下水道中,废水的生物转化是由异养生物的生长和维持所引起的。

1 研究方法

1.1 研究区域排水管道

在澳门半岛城区选择分流制下水管道类型的雅廉访大马路为研究对象,其流域面积 18.32 hm^2 ,整段长 910 m,平均坡度 1.5%。

最近,笔者利用 ASM2d 活性污泥理论概念模式及 MCBM 生物膜理论概念模式,结合下水道在实验室试验的生化过程进行了大量研究。但下水道在实验室试验的方法与现场试验明显不同,受天气、海潮、居民用水量、水质及经济等因素随时间的不确定,令研究工作存在难题及不确定性,本研究在各段下水道路面安置自动污水采样器、流速器、温度计、溶氧计等现场实测仪器,对主干管下水道的各汇支流进行 24 h 监测及采样。

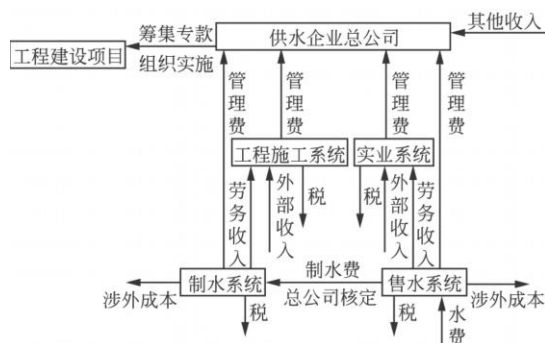


图2 改革思路财务资金流向示意

接影响一个城市的经济发展。本文所论述的供水企业内部改革,属于本行业改革的一部分。然而,国内各城市供水企业管理模式虽然大同小异,但仍会有所不同。因为供水企业规模较大,涉及的工作内容错综复杂,本文不可能针对所有具体工作提出见解,只是探索行业主体改革思路。如有不同见解,愿与同行共同探讨。

○E-mail: gsbdyz @163. com

收稿日期: 2008-04-15

1.2 监测方案及分析方法

在雅廉访大马路小流域的主干管上、下游、两条主要支管汇入的下水道支管道交汇处安置自动采样器 (ISCO 6712)。

进行不同时段自动采样,自动采样器连接的酸碱器、溶氧器和流量计可同步获取每个污水样时的 pH、DO 和流量数据。每隔 1 h 各采样器按污水流经各点先后时差顺序自动采一个样。其中上、下游监测点每隔 1 h 各采一个样,主干管与支管道交汇处的监测点、其上游及下游点每隔 4 h 各采一个样,用作模式模拟的修正。

分析项目包括: pH、TSS、VSS、TN、 PO_4^{3-} —P、TCOD、SCOD、 NH_3 —N、 NO_3^- —N。

该工作由澳门民政署化验所负责。分析方法参见文献[3]。

1.3 监测情况

2005 年 11 月至 2007 年 3 月期间共监测了 8 场次下水道污水水质情况及污染物浓度,因受海水潮涨产生海水倒灌的影响,各场次 12 h 内按地点连续每隔 1 h (上下游) 或 4 h (主干管与支管道交汇处) 采样一次,采样点位置及样品数见表 1。

2 计算模型的概化

2.1 ASM 模型的假设

在建立下水道数学模型的过程中,除假设其反应过程完全符合 ASM 模型应用条件和假设外^[4],还假设如下:

(1) 假设每两个汇水节点间的下水道段为一完全混合式反应器,反应器内有机物浓度以及 DO 等为均匀的恒定值,速率表达式中的系数是恒定值。

表 1 雅廉访大马路试验期间下水道监测采样情况

采样日期	雅廉访大马路上游/个	雅廉访大马路与贾伯乐提督街交界/个	雅廉访大马路与俾利喇街交界/个	雅廉访大马路下游/个	样品总数/个
051109	12	6	6	12	36
051124	12	6	6	12	36
050112	12	6	6	12	36
050129	12	6	6	12	36
060306	12	6	6	12	36
060325	12	6	6	12	36
061015	12	6	6	12	36
061104	12	6	6	12	36

(2) 假设反应器内的反应过程完全符合 ASM 模型应用条件,用 ASM2d 模型来描述反应器内的反应过程,包括对有机物、氮、磷去除过程的描述。

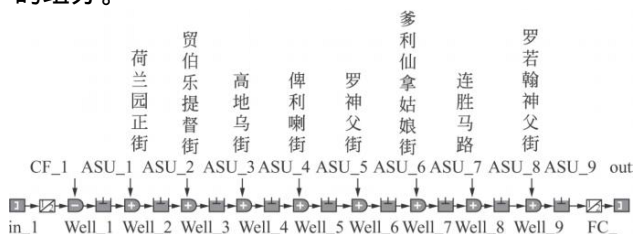
(3) 假定实际下水道内的水力停留时间与模型反应器内的停留时间相等,即按照相等的有效停留时间,确定模型中每个反应器内的有效容积。

(4) 假定模拟的下水道系统中,不存在重金属物质以及其他有毒物质的影响。

(5) 假定模拟的每段下水道系统与模型反应器所承担的有机降解负荷相等。

2.2 模型的简化及污水入流水质组分分析

选定雅廉访大马路整段 910 m 长的过程数据作为简单模型的输入数据,模型为多进水流程设计见图 1,其平均停留时间为 1 838 s。其动力的参数选用实验室模拟值,模式之起始条件 S_s 、 X_s 、 S_{NO} 、 S_{NH} 、 S_{ND} 、 X_{ND} 及 S_o 分别用试验所分析的 SCOD、非溶解性 COD、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮、氨氮、溶解性有机氮、粒状有机氮及溶氧之初始浓度代入,由于其余数据难于用试验检测,本文利用污水处理厂的典型入水组分比例参数(即与 COD 浓度的对应关系)来估算下水道系统的污水组分(见表 2),得出 ASM2d 模型汇入污水的其他初始溶解性及颗粒性的组分。



ASU:各段下水道的污水反应器 Well:各段下水道的污水混合井

图 1 多点进水流程设计之雅廉访大马路生化反应

表 2 模型中污水入流组分比例关系

COD 组分	S_I / COD	X_H / COD	S_F / COD	X_S / COD	X_I / COD	S_A / COD	S_F / COD
系数	0.13	0.15	0.15	0.24	0.22	0.09	0.15

根据雅廉访大马路分流式下水道主干管上下游及各支管道汇入主干管的污水浓度数据,分别模拟下水道中上游和支管道的入流污水及下游出流污水的生化反应情况,其中各汇入污水支管道采样点之间(如图 1 中混合井 Well_1 至混合井 Well_2 距离)

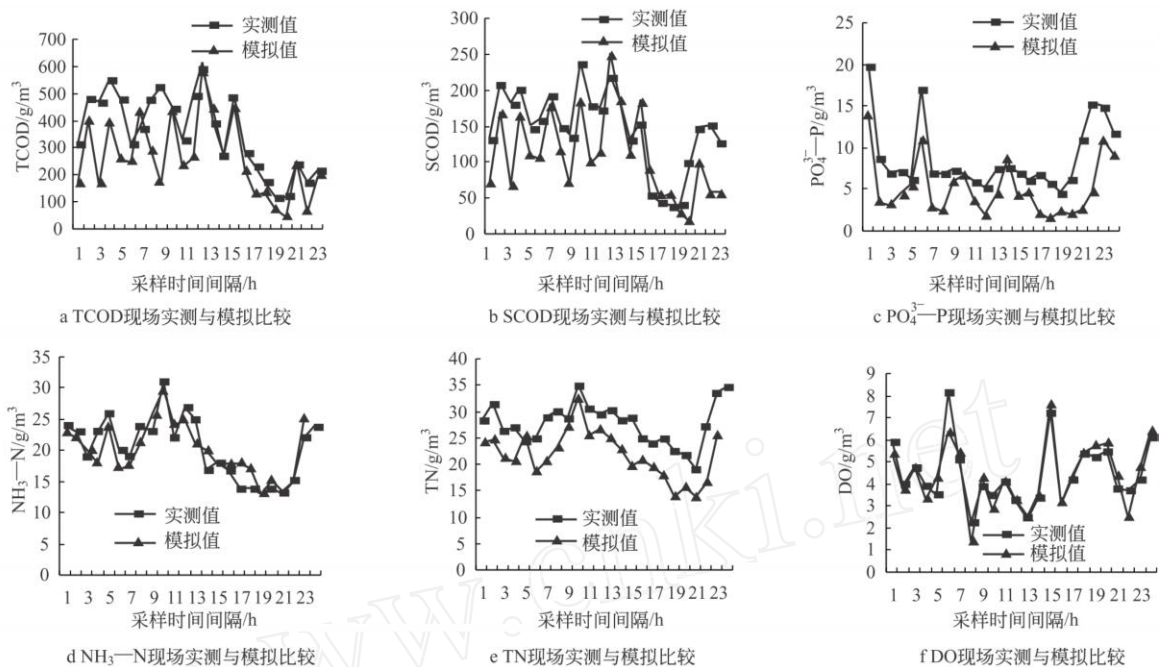


图2 下游采样点现场实测值与模拟值的污水浓度比较

为一独立生化反应段,各独立生化反应段反应后的污染物浓度,加上支管道汇入的污染物浓度充分混合后,排入下一段独立生化反应段中进行生化反应,如此一直加入到不同的独立生化反应段中,直到下游污水采样点为止。

模拟的污水初始浓度,各反应段的反应器按流速、流量及污水停留时间换算汇入污水有效容积作为反应时间的依据。

下水道系统的污染物去除过程包括两种生物降解过程,一是处于悬浮态的生物絮体对有机物的降解,二是管道内壁的生物膜对有机物的降解,从已有研究成果表明,生物膜对有机物的去除贡献率要大于悬浮生物对有机物的去除贡献率^[2]。

由于实际中下水道系统的生物膜难于测量,所以需要估算出实际的生物量进行模拟计算。一般用VSS来代替悬浮性生物细菌数量 X_s ,用TSS来验证上述细菌数量。先从简单的生物量公式计算出细菌生物总量,之后扣除VSS之数量,可得生物膜之数量。由于澳门下水道流经距离短和停留时间不长,所以只用总生物量代替悬浮态的生物絮体及生物膜的贡献。

3 试验结果与讨论

3.1 澳门城市下水道污水水质实测值与模拟值的比较

根据雅廉访大马路分流式下水道主干管上下游及各支管道汇入主干管的污染物浓度数据,分别模拟下水道中上游和支管道的入流污水及下游出流污水的生化反应情况,其中下游采样点现场实测值与模拟值的污染物浓度变化趋势较好吻合,详见图2。

各支管道汇入主干管污染物浓度现场实测值与模拟值比较进行修正,有关结果也相当吻合,详见图3。

3.2 SCOD与TCOD、氨氮及总氮的比较

根据试验结果,SCOD因好氧及缺氧生长而随时间递减。比较试验值与模拟值,发现模拟的TCOD值高于试验值,因为非溶解性COD主要成份为粒状,沉降是必须考虑的重要因素之一。但模型中没有考虑沉降作用,所以预测的TCOD值较试验值高。进行模型模拟值与试验值之间相关分析后,显示有较好的一致性行为,其中TCOD的相关系数为0.5448、SCOD的相关系数为0.5556。

氨氮 S_{NH} 的试验值显示轻微上升的趋势。虽然 S_{NH} 会由于异养菌好氧生长、自养菌好氧生长及异养菌缺氧生长而减少,但因溶解性有机氮的氨化而增加。模型模拟值与试验值之间显示良好的一致

性, S_{NH} 的相关系数为 0.763 1。

由于硝酸氮及亚硝酸氮 S_{NO} 试验值的检测数据显示, 因其含量过小, 没有被发现, 且由于 S_{NO} 会因异养菌厌氧生长而减少, 亦因自养菌好氧生长而增加。由溶解性有机氮 S_{ND} 的模拟值可知, 一部分的有机氮被转化成氨氮, 另一部分有机氮可能被细胞利用而减少, 所以总氮 TN 由各种氮的生成的相加量非常小, 其结果与氨氮 S_{NH} 十分相似, 其模型模拟值与试验值之间显示较好的一致性行为, TN 的相关系数为 0.667 3。

为了检验模型的正确性, 对支管道与主干管交汇处现场检测, 进行模拟值与试验值比较, 并修正模拟参数, 经校正有关模型后, 发现模拟值与试验值之间显示较好的一致性行为, 如图 3 所示。

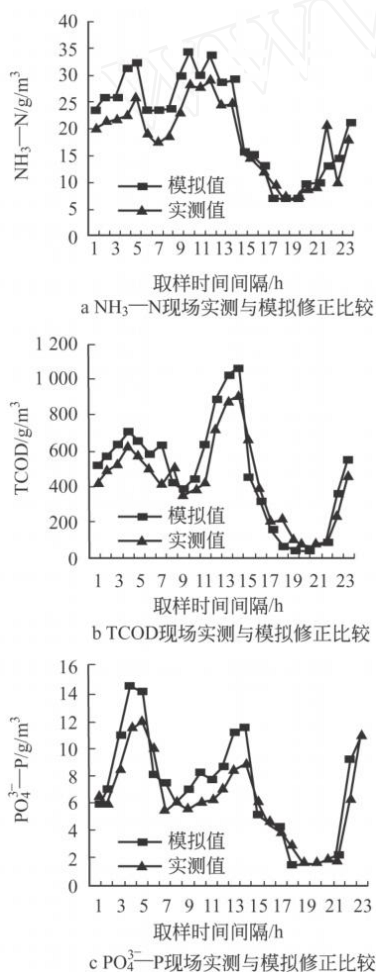


图3 支管与主干管交汇处模式模拟值与现场实测值修正

为计算整段雅廉访大马路的生化反应的降解情况, 需计算出主干管及各支管的平均污染物浓度 C_{ave} , 其平均浓度值按各管道污染物负荷的加权平均计算, 见式(1)。

$$C_{ave} = (C_1 Q_1 + C_2 Q_2 + \dots + C_n Q_n) / (Q_1 + Q_2 + \dots + Q_n) \quad (1)$$

由于各段下水道的污染负荷及反应的停留时间不变, 所以不影响其反应的效率, 但各段的反应器内污水浓度的输入改为平均污染物浓度 C_{ave} 后, 各反应器内等效流量 Q_i 会相应改变, 令各段的反应器内污水的有效容积亦作出相应的改变, 如式(2)所示:

$$Q_i = C_i Q_1 / C_{ave} \quad (2)$$

比较下水道上及下游污染物浓度的模拟结果与试验值, TCOD、有机氮、硝酸及亚硝酸氮、溶解氧的部分其趋势相当一致, 同时各支管道汇入主干管节点位置的上游主干管污水浓度及支管与主干管污水混合后污水浓度的模拟结果与试验值亦一致, 所以建立的雅廉访大马路下水道生化模型与现实吻合, 利用各管段污染负荷换算的平均浓度代替上游排入污水浓度, 模拟计算出的下游降解污染浓度可假设合理。由图 4 可见, 雅廉访大马路的各污染物浓度在不同时段平均降解率明显, 其中 TCOD 达 20.29 %、SCOD 达 18 %、 $PO_4^{3--}P$ 达 18.68 %、 NH_3-N 达 12.96 %、TN 达 14.26 %。溶解性 COD 与非溶解性 COD 起始浓度越高, 则其降解率亦越大。另外, 污水中溶解性 COD 的降解速率明显高于非溶解性 COD。

3 结论

(1) 由于模型的模拟只考虑了支管道流量大及污染物浓度高处汇入污水, 忽略某楼宇某时刻的小量汇入流量, 且模型中没有考虑沉降作用、冲刷作用增加而造成生物膜的脱落现象, 以及海水潮涨等影响因素, 所以, 模拟值与试验值只能有较好相关性, 分析的一般相关系数在 0.47 ~ 0.83。

(2) 本研究可作为澳门旧城区下水道类型的污水输送过程中定量分析污水水质的变化及污染物生化降解的参考, 有利于因下水道中污水截流系统的不完善, 造成污水溢流出海时, 作改善和研究方案的参考。

同时在工程设计中将下水道和污水处理厂视为

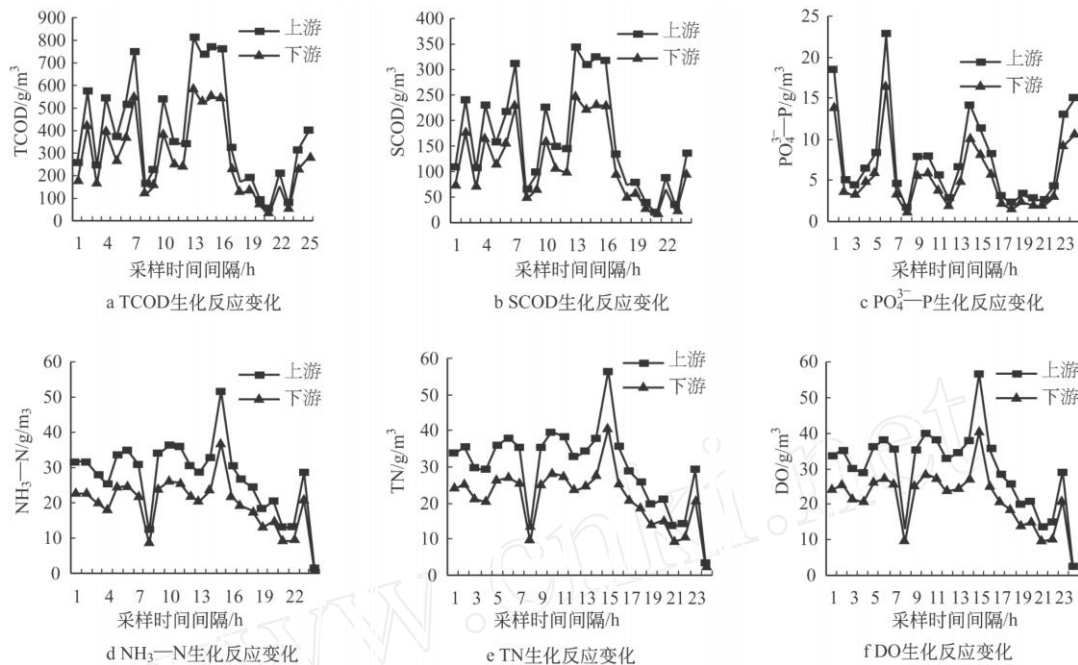


图4 污染物浓度在下水道生化反应的降解

一个整体,作为下水道的设计中参数选定的依据,使下水道设计参数中的坡度、流速将不再只是水力学输送方面的单一意义,而是同时兼顾了水质变化的内涵,使之更利于污水处理厂工艺的选定。

(3) 含氮化合物(包括氨氮、溶解性有机氮、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮)在管道中转化,测试结果及研究表明上述下水道中无硝化作用的存在,一部分的有机氮会转化为氨氮,另一部分被细胞利用^[5,6]。溶解性有机氮会随流经距离而递减,表示溶解性有机氮可能被转化为氨氮或被微生物分解利用,相对的氨氮有增加的趋势,抵消其一部分降解,所以相对于其他污染指标其降解率最小;但硝酸盐氮及亚硝酸盐氮的量小且几乎无变化,可知并无硝化作用发生。

(4) 在雅廉访大马路当流速差不多相同的上游段小管径污水管比下游段大管径的污水管具有更高的去除率。主要原因是小管径污水管的湿周或过水断面面积较高,单位体积的污水能接触更多的微生物。同时比较同管径不同流速的污水管段时,发现相同流经距离但流速高的污水管段的去除率较低,因当流速增加时,会因为冲刷作用增加而造成生物膜的脱落,所以异养菌及自养菌量会减小,虽然流速增加可加速污染物的传递,但其生物量会减小,所以流速

越小时降解率会越佳,此情况在雅廉访大马路分流式下水道的平均流速只达 0.51 m/s 时,但其降解率相当好可得到证明。

参考文献

- 1 孙力平,马耀平,侯红娟. 下水道中污染物质的转化过程. 中国给水排水, 2001, 17(19): 67~69
- 2 Nielsen P H, Raunkjar K, Hvited-Jacobsen T. Transformation of wastewater in sewer systems—a review. Wat Sci Tech, 1992, 25(6): 17~31
- 3 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- 4 Vollertsen J, Hvited-Jacobsen T. Aerobic Microbial Transformation of resuspended sediments in combined sewer—a conceptual model. Wat Sci Tech, 1998, 37(1): 69~76
- 5 Raunkjar K, Hvited-Jacobsen T. Transformation of Organic matter in a gravity sewer. Water Environment Research, 1995, 67(2): 181~188
- 6 Norsker N H, Nielsen P H, Hvited-Jacobsen T. Influence of oxygen on biofilm growth and potential sulfate reduction in gravity sewer biofilm. Wat Sci Tech, 1995, 31(7): 159~167

E-mail: hmq01@mails.tsinghua.edu.cn

收稿日期: 2007-06-26

修回日期: 2008-03-08