

下水道中高盐度生活污水的微生物反应研究与水质转化数学模拟^{*}

江 峰¹, 李适宇¹, LEUANG Hō-wai Derek²

(1. 中山大学环境科学与工程学院环境工程系, 广东 广州 510275

2. 香港科技大学土木工程系, 香港)

摘 要: 通过 72 h 的连续批量实验, 分析高盐度生活污水在下水道环境中的主要微生物反应以及这些微生物反应对水质的影响。实验共进行两组, 每组均在 3 种不同条件的反应器中进行, 各反应器中均进行连续 72h 小时的取样和监测, 确定摄氧率 (OUR)、硝态氮 (NO_x)、氨氮 (NH_3) 和溶解态有机碳 (DOC) 随时间的浓度变化。通过对实验数据的分析, 结果表明高、低盐度生活污水在下水道环境中的影响污染物降解的主要微生物反应都是异养微生物的好氧增殖以及有机颗粒物的水解。但与低盐度污水不同的是, 高盐度污水中的①硝化反应作用较为明显; ②反硝化速率较快, 而且由于硝化作用明显, 可提供足够的硝氮, 因此反硝化反应也不可忽略。根据此分析结果, 以活性污泥 3 号模型 (ASM 3) 为基础, 综合考虑复氧、水力和环境温度影响, 建立了下水道污水水质模型。经验证, 模型可较好地模拟溶解氧、溶解性有机碳、氨氮和硝氮等物质的下水道中的浓度变化。

关键词: 下水道; 高盐度; 生活污水; 水质模型; 活性污泥 3 号模型

中图分类号: TU 992 X172 文献标识码: A 文章编号: 0529 6579 (2007) 02 0097-05

城市污水在排污管道中长时间、长距离输送过程中, 在污水中悬浮微生物和管壁附着微生物的共同作用下水质可产生明显的改变^[1]。在合适的条件下, 例如增加污水中的溶解氧浓度, 可加快污水中有机质的降解速率并抑制硫化氢的产生^[2]。这意味着对下水道系统的适当改造可以加强污水在下水道输送过程中的水体自净能力, 从而优化水质并节省污水处理费用。对此, 则需要建立合适的下水道污水水质模型进行定量化研究。

国外较有代表性的下水道水质转化模型多是在活性污泥数学模型 (Activated Sludge Models 包括 ASM 1, ASM 2, ASM 2D 和 ASM 3^[3]) 的基础上开发的, 如 WATS^[4]。这种下水道水质数学模型着眼于模拟下水道中的微生物转化过程。出于简化模型的目的, 这些模型都针对所研究的污水特性作了适当简化, 忽略了某些反应不明显的微生物反应, 例如硝化过程。

但这些数学模型的研究对象是以普通淡水为水源的生活污水。而对于香港, 由于采用海水作为厕所冲洗水源, 生活污水中的盐度普遍较高。因此, 在建立以香港排污系统为应用对象的下水道污水水质数学模型之前, 必须研究确定高盐度污水中导致水质改变的各种微生物反应过程, 在此基础上才能

建立相应的水质模型。

本研究通过批量实验, 监测不同环境中高盐度生活污水在 72 h 中的摄氧率 (OUR)、硝态氮 (NO_x)、氨氮 (NH_3) 和溶解态有机碳 (DOC) 的浓度变化, 根据结果分析污水中对水质的影响作用较为明显的微生物反应, 从而为建立下水道污水水质数学模型提供依据。据此, 我们也建立了数学模型并进行验证。

1 实验方法

1.1 取 样

本实验中的生活污水取自位于香港科技大学的排污干管, 该排污管为校园内约 16 万人服务, 总长约 1.5 km, 内径 0.45 m, 坡度 0.007 43, 以重力自流式排污, 每日污水流量约 4 925 m³, 其中盐度为 0.6‰ ~ 1.6‰^[5]。取样的位置分别为排污干管前端污水入口与末端污水出口的人工井。用于分析下水道高盐度生活污水中的微生物反应类型的批量实验共进行 2 组, 取样地点为管道前端入流口。此外, 在排污管前端与后端以示踪实验取得两个对应水样进行水质分析, 其数据用于模型验证。

1.2 批量实验

取样得到的生活污水经大眼筛除去垃圾等杂质

* 收稿日期: 2006-06-10

基金项目: 中山大学与香港科技大学合作研究项目

作者简介: 江峰 (1980 年生), 男, 博士研究生; 通讯联系人: 李适宇; E-mail: eeslsy@sysu.edu.cn

后,搅拌均匀,分别置入 3 个 5 L 的反应器。反应器的示意图如图 1。3 个反应器中 (编号为 R1、R2 和 R3), 两个连续泵入空气作为有氧反应器 (R1、R2), 以观察好氧微生物反应; 另一个泵入氮气隔绝空气, 作为无氧反应器 (R3), 以观察缺氧和厌氧微生物反应。

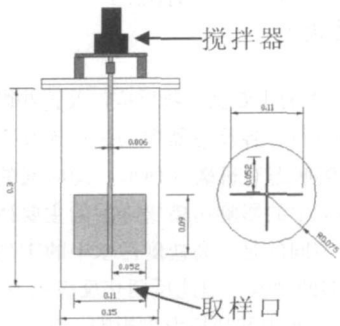


图 1 反应器示意图
Fig 1 Schematic diagram of the reactor

R2 在实验开始前加入 ATU 以抑制硝化反应, R3 在实验过程中添加硝酸钠以观察反硝化反应, R1 则不添加任何化学物质。
每组批量实验连续进行 72 h, 其中每隔 2~4 h 从反应器下方取样口取 20 mL 水样, 分析溶解性有机碳、氨、硝酸盐与亚硝酸盐的浓度。此外, 每隔 1~2 h 测定好氧反应器中的摄氧率。整个实验过程中, 环境温度控制在 $24 \pm 1^\circ\text{C}$ 的范围内。

批量实验共进行两组。第一组实验中, 实验开始前向 R2 添加的 ATU 为 50 mg, 实验开始 9 h 后向 R3 添加 34 mg 硝酸钠; 第二组实验中, 实验开始前向 R2 添加的 ATU 为 100 mg, 实验开始后 24 h 向 R3 添加 68 mg 硝酸钠。

1.3 在线溶解氧监测

在取管道前、后端对应水样的同时, 进行 3 h 的溶解氧 (DO) 连续在线监测, 以作为下水道污

水水质数学模型的验证数据。
1.4 分析方法
对反应器中的污水二次取样得到的水样, 首先经过 0.45 μm 滤纸过滤, 滤液再用 Shimadzu 500 总有机碳分析仪测定 DOC、用流动注射分析仪 (Flow Injection Analyzer) 测定氨、硝酸盐与亚硝酸盐浓度。OUR 测定和在线 DO 监测使用 YSI Model 55 型溶解氧测定仪。用于模型验证的水样水质分析中, 主要采用呼吸计量法测定有机底物和微生物浓度, 用长时间曝气后出水 COD 浓度来确定惰性有机质浓度, 具体方法参照文献^[6]。

2 结果与讨论

2.1 下水道中高盐度生活污水的微生物反应
2.1.1 好氧微生物反应 批量实验的有氧反应器 R1 与 R2 中 OUR、DOC、氨氮与硝氮浓度随时间变化曲线如图 2 和 3。两组批量实验中 R1 反应器的 OUR 曲线表明, 在有氧状态下污水中微生物反应活跃, 最高的 OUR 可达 $12.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 已接近活性污泥中的 OUR。R1 反应器的 DOC 曲线表明 (图 3b), 易生物降解的底物 (SS) 在短时间内被大量消耗。对比 DOC 曲线和 OUR 曲线, 可见 DOC 下降速率比 OUR 快。这说明在生活污水中, 依赖有机底物的异氧微生物好氧增殖反应强烈, 可迅速将 S_s 消耗完; 而当 S_s 浓度不足时, 异氧增殖反应受制于慢生物降解底物 (X_s) 的水解, 因此 OUR 曲线缓慢下降, 直至 X_s 也消耗完, OUR 曲线趋于平坦。

对比两组批量实验中 R1 与 R2 的 OUR 曲线, 可以发现 R2 的 OUR 的总体水平低于 R1, 这意味着被抑制的硝化反应对 OUR 有相当贡献。第二组批量实验 R1、R2 中氨氮与硝氮的浓度曲线证实了这一点 (图 3a); R1 中的氨氮在实验过程中几乎

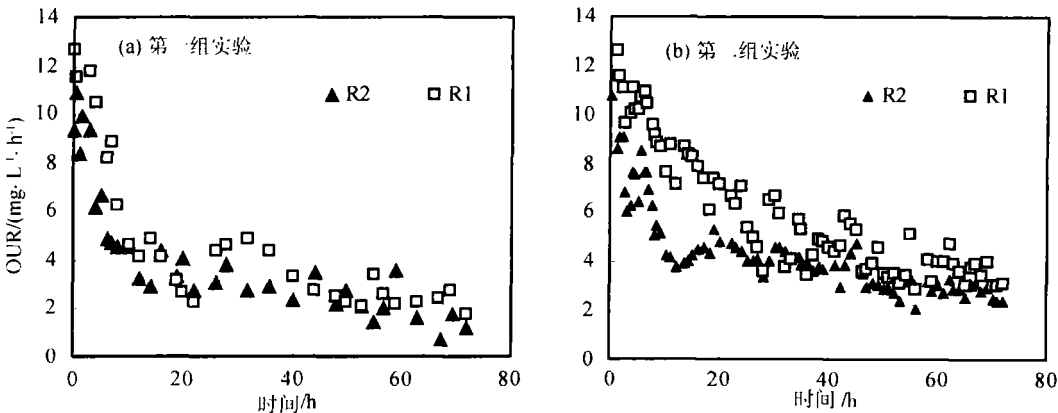


图 2 指实验曝气反应器中的 OUR

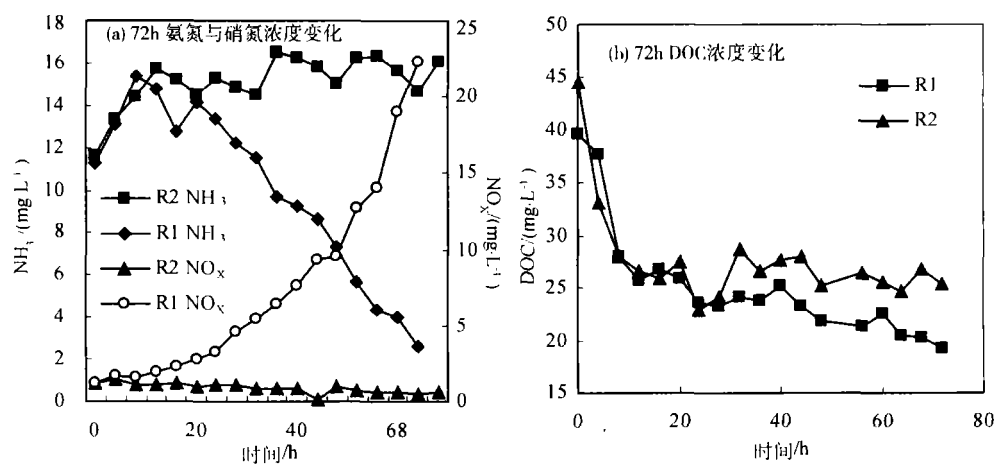


图 3 第二组批量实验曝气反应器中的 DOC、NH₃ 与 NO_x

Fig. 3 Measured DOG、NH₃ and NO_x in aerobic reactors in the second set of batch test

全部转化为硝氮，而 R2 中硝化反应停止，由于水解作用氨氮浓度随时间有所提高。这一结果表明在高盐度生活污水中，当溶解氧水平较高时，硝化反应作用显著。

2.1.2 缺氧与厌氧微生物反应 批量实验中，R3 反应器与外界隔绝以保证无氧状态。由于本实验的生活污水水样中含有的硝态氮浓度较低，难以满足反硝化反应的需要，因此在加入硝酸钠之前 R3 中处于完全厌氧状态。两组实验无氧反应器 R3 中的 DOC、氨氮和硝氮浓度曲线见图 4。由 R3 的 DOC

曲线可以发现，厌氧状态下的 DOC 基本无降解，甚至在厌氧水解作用下 DOC 浓度还随时间有所提升。这说明高盐度生活污水中的厌氧微生物浓度稀少、活性低下，不足以对有机物降解产生明显作用。R3 中加入硝酸钠之后，在反硝化作用下 DOC 浓度呈现下降趋势，同时 R3 中硝态氮迅速被消耗，当硝态氮耗尽 DOC 浓度曲线也趋于平缓。这表明，高盐度生活污水中的反硝化菌在合适的条件下可以对有机质降解产生一定作用。

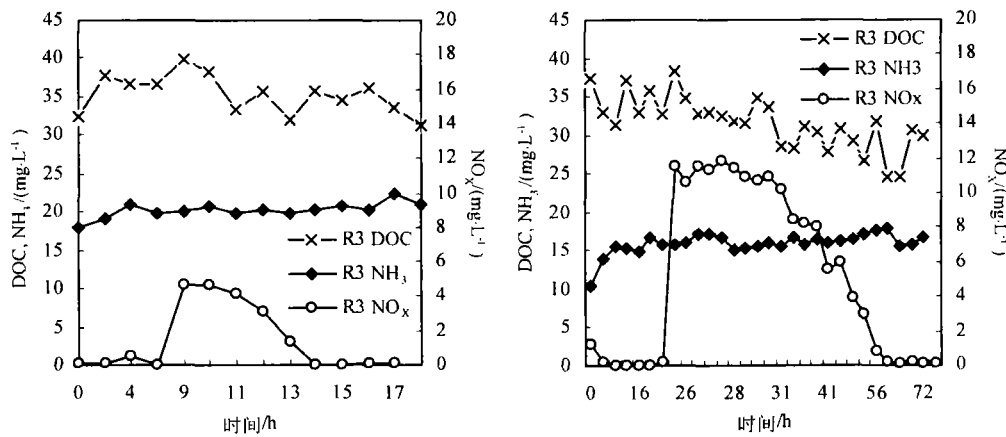


图 4 两组批量实验无氧反应器中的 DOG、NH₃ 与 NO_x

Fig. 4 Measured DOG、NH₃ and NO_x in anaerobic reactors in batch tests

3 水质转化数学模型的建模与验证

3.1 数学模型的建立

3.1.1 微生物反应模式 下水道污水中的有机物浓度高，微生物反应活跃，与活性污泥系统有相似

之处。ASM 3 是基于 Monod 酶动力学来描述活性污泥系统中的各种微生物反应的模型。它通过对微生物生长、消亡过程中分解、吸收、消化和排放有机质和含氮物质的模拟来计算各项水质指标在整个过程中的浓度变化，如图 5 所示。

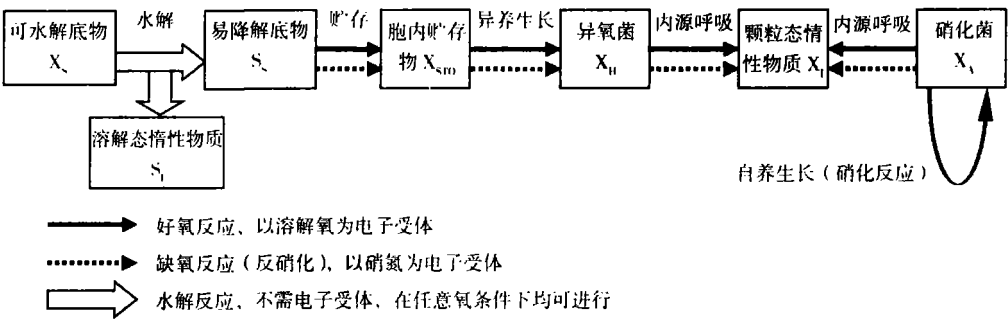


图 5 ASM 3对有机质转化的描述

Fig. 5 Transformation of organic materials in ASM 3

批量实验的结果表明：①对于高盐度的生活污水中影响有机质降解的微生物反应，最显著的是有氧状态下的异氧微生物好氧增殖反应，这一反应受水解反应影响，这两种反应是水质转化模拟的重点；②有氧状态下硝化菌的耗氧作用明显，而下水道中溶解氧水平常常是限制因子，因此这一反应不可忽略；③缺氧状态下，若硝态氮充足则反硝化反应对有机质降解有一定作用。考虑到硝化反应作用明显，生活污水在下水道中长时间输送过程中会产生相当浓度的硝态氮，因此本模型也把反硝化反应纳入模拟范围；④厌氧状态下，微生物增殖反应速率低下，对 DOC 降解基本无作用，在模型中可忽略；但观察到 DOC 曲线的轻微上升，说明厌氧水解在起作用，需在模型中考虑。

对比 ASM3模型描述与批量实验的结果，可见 ASM 3可模拟高盐度生活污水中各种水质转化过程，而硝化反应和反硝化反应均不可忽略。因此，水质转化模型的微生物反应模式可根据 ASM3建立，具体反应方程见参考文献 [3]。环境温度对于微生物反应速率的影响较为显著，微生物反应的温度影响因子根据文献 [7]定为 1.07。

3.1.2 水力模式 本例中的下水道中的水流可视为稳定均匀流，使用满宁公式来计算以加快计算速度。

3.1.3 大气复氧模式 在下水道中，溶解氧进入水体的唯一手段是管内大气复氧。但是由于下水道中的空气与外界空气接触节点较少，管内氧分压与自然大气有差异，河流环境模型中常用的复氧模型并不适合下水道水质模型。本文采用 Huismann的半理论半经验模型^[8]，以方程式（1）进行推算复氧速率。大气复氧过程中的温度影响因子参照文献值取为 1.024^[9]。

$$k_L a_{O_2}^{20^{\circ}\text{C}} = 1500 \frac{u^* (Re^*)^{-1.4} Sc^{-1/2} (1 + 0.5Fr)}{d_m} \quad (1)$$

其中， $k_L a_{O_2}^{20^{\circ}\text{C}}$ 是下水道污水在 20℃时的大气复氧系

数（ s^{-1} ）； u^* 流速（ $m \cdot s^{-1}$ ）， Re^* 是剪切雷诺数， Sc 是舒米特数， Fr 是佛汝德数， d_m 是平均水深（m）。

3.2 数学模型的验证

本下水道污水水质数学模型中存在大量微生物反应动力与计量参数需要率定。对此我们采用遗传算法，通过对 72 h OUR、氨氮和硝态氮的浓度曲线拟合来确定所有的参数。这种方法可以在保证率定值准确性的同时，以较为简便快捷的方法确定大量待定参数值。此率定过程详见文献^[10]。

以 8 月 24 日采集的排污管前、后端对应水样分析结果和在线 DO 监测结果作为模型验证的基础，其中入流水质除溶解氧外作为水质模型的稳态输入，溶解氧动态输入，输出的模拟结果与出流水质进行对比，其结果如表 2 和图 6。从表 2 可见，DO、DOC、氨氮和硝态氮的浓度预测均与实测值较为接近；图 6 中，模型计算得到的溶解氧曲线与实测溶解氧曲线也较为吻合，这表明本模型对下水道污水的水力、复氧和微生物转化的模拟基本符合实际情况。由于本模型仅考虑污水中悬浮微生物对水质转化的影响，未考虑生物膜，因此模型在对管末出流水中溶解氧、氨氮和硝氮浓度的预测仍有少量误差。实测值与预测值的差值反映了生物膜对水质转化的贡献。

表 2 模型计算出流水质与监测结果的比较

Tab. 2 Model predictions of the mean effluent quality of the real sewer

水质指标 ($mg \cdot L^{-1}$)	管前 (监测值)	管末 (监测值)	管末 (计算值)
DO(3h平均)	4.96	3.29	3.42
DOC	28.55	24.99	25.07
NH ₃	9.07	9.23	9.13
NO _x	0.022	0.062	0.044

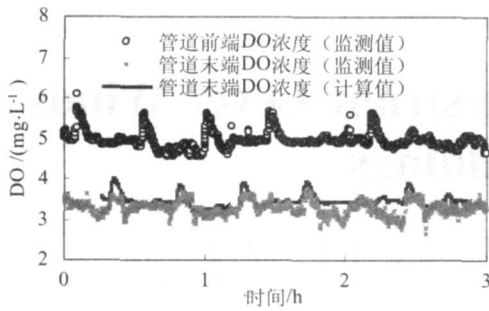


图 6 模型计算的管末出流水中溶解氧(DO)浓度与监测结果的比较

Fig 6 Model predictions of DO in the effluent of the real sewer

参考文献:

- [1] LEUNG DHW. Study of oxygen utilization and dissolved organic removal in a sanitary gravity sewer[J]. Hong Kong The Hong Kong University of Science and Technology, 2000
- [2] TANAKA N, TAKENAKA K. Control of hydrogen sulfide and degradation of organic matter by air injection into a wastewater force main[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(7): 273-282
- [3] IWA. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3[M]. IWA task group on mathematical model

- ling for design and operation of biological waste water treatment London, WA, 2000
- [4] HVIIVED - JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, NIELSEN PH. A process and model concept for microbial wastewater transformations in gravity sewers[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(1): 233-241
- [5] CHEN GH, LEUNG DHW. Utilization of oxygen in a sanitary gravity sewer[J]. Water Research, 2000, 34(15): 3813-3821.
- [6] PETERSEN B, GERNAEY K, HENZE M, et al. Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. Vol 3[C]. // Agathos S et al eds, The Netherlands Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001
- [7] HENZE M, GRADY JCP, GUJER W, et al. Activated sludge model No 1[R]. // IAWPRC Scientific and Technical Reports No 1. IAWQ, London, 1987
- [8] HUISMAN J L, WEBER N, GUJER W. Reaeration in Sewers[J]. Water Research, 2004, 38(5): 1089-1100
- [9] JENSEN NA. Empirical modeling of air to water oxygen transfer in gravity sewers[J]. Water Environment Research, 1995, 67(6): 979-991.
- [10] JIANG F, LEUNG DHW, LI SY, et al. Use of Genetic Algorithm to Calibrate Activated Sludge Model No. 3 based Sewer Process Model[C]. // 2nd International IWA Conference on Sewer Operation and Maintenance, Vienna, 2006

Study on Microbial Reactions in High Salinity Sanitary Sewage and Modelling Wastewater Quality Changes in a Municipal Gravity Sewer

JIANG Feng¹, LI Shiyu¹, LEUANG Ho-wai Derek²

(1. Department of Environmental Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

(2. Department of Civil Engineering, The Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong, China)

Abstract Previous studies showed that the municipal sewage with low salinity could achieve self purification by microbial reactions in sewer. However, the salinity in Hong Kong is distinctly high because seawater is routinely supplied for toilet flushing and the study on high saline sewage was not presented yet. Thus, we conducted 2 sets of lab experiments to evaluate the capacity of self purification and the main microbial reactions in high saline sewage. Three reactors for each set experiment were used to simulate different conditions in sewers. Continuous sampling and measurement were done to determine the oxygen uptake rate (OUR), dissolved organic carbon (DOC), ammonium (NH₃) and nitrate/nitrite (NO_x) in 72h experiment. The result from data analysis showed that the high saline sewage was also capable to achieve self purification in sewer. In high saline sewage, the main microbial reactions to pollutant degradation were aerobic growth of heterotrophs and hydrolysis of organic particulates, which was similar to that in low saline sewage. But differing from low saline sewage, nitrification and denitrification in high saline sewage could not be ignored. Based on these conclusions, a mathematical ASM3-based sewer process model was built to simulate the wastewater transformation in sewage. By full scale verification, the result showed that the model within modules of hydraulics, re-aeration and temperature effect could well predict the DO, DOC, NH₃ and NO_x variation in sewer.

Key words sewer; high salinity; sanitary sewage; wastewater quality model; activated sludge model No.3 (ASM3)