

管道沉积物氮及有机物污染特性研究进展

李海燕¹, 崔爽¹, 黄延², 岳靖淋¹

(1. 北京建筑大学城市雨水系统与水环境省部共建教育部重点实验室, 北京 100044;
2. 北京市环境保护监测中心, 北京 100048)

摘要:对国内外利用管道作为生物反应器去除氮及有机物、沉积物-水界面氮及有机物迁移转化等研究进展进行了综述。管道生物反应器中氮及有机物去除研究方面,国内外学者通过观测微生物含量、实地测量排水管道内污染物浓度变化、改良排水管道以实现更好的污水处理效果等方法进行研究;降雨冲刷沉积物引发污染物释放主要发生在沉积物-水界面,沉积物-水界面氮及有机物的迁移转化研究集中在沉积物-水界面层的组成及特性、沉积物-水界面的冲刷与污染、沉积物-水界面污染物的转化与降解等三方面,其中沉积物-水界面层污染物的迁移转化模型是重要研究内容之一。

关键词:管道沉积物;氮污染;有机物污染;污染特性;生物反应器;去除效果;综述

中图分类号:X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1006-7647(2014)05-0080-06

Research progress on pollution characteristics of nitrogen and organics in sewer sediment//LI Haiyan¹, CUI Shuang¹, HUANG Yan², YUE Jinglin¹ (1. Ministry of Education Key Laboratory of Urban Storm Water System and Water Environment, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Beijing Municipal Environmental Monitoring Centre, Beijing 100048, China)

Abstract: In this review, we present a domestic and foreign state-of-the-art on nitrogen and organic matter removal by using sewer as a bioreactor and the migration and transformation of nitrogen and organic matter in the sediment-water interface. In terms of nitrogen and organic matter removal, domestic and foreign researchers mainly observe microbial content, measure the pollutant concentration changes in situ, and improve drainage pipeline to achieve better removal efficiency of pollutants in sewage. Sediment pollutant release, caused by rainfall erosion, mainly occurs in the sediment-water interface layer. Research on the migration and transformation of nitrogen and organic matter in the sediment-water interface focus on the composition and characteristics of sediment-water interface of the most important research contents.

Key words: sewer sediment; nitrogen pollution; organic matter pollution; pollution characteristics; bioreactor; removal efficiency; review

近几年,国内部分大中城市出现严重内涝现象,城市排水管道的运行和管理成为学者们关注的焦点。城市排水管道中沉积物的存在,直接导致管道过流能力下降从而降低管道排水容量^[1];更重要的是,管道内的沉积物在暴雨时会被径流冲刷而进入水体,形成冲击性污染负荷,使非点源污染转化为点源污染^[2]。Ahyerre 等^[3]研究指出管道沉积物赋存污染物对受纳水体的污染负荷贡献率高达 80% 以上;赵磊等^[4]研究得出降雨期间管道沉积物中总氮对受纳水体的污染负荷贡献率为 60%;徐波平^[5]得出在次降雨径流冲刷强度下,溢流污水中 23.12% 的总氮来源于管道沉积物;Chebbo 等^[6]对法国合流制排水管道研究表明,溢流污水中 60%~95% 的有

机污染物来自管道沉积物。
氮是水体富营养化的控制因素之一,沉积物经冲刷释放出的氮进入水体会增加水体负担。沉积物中有机物含量较高,且多处于缺氧及厌氧条件下,经微生物作用会产生有毒有害气体如硫化氢,并最终转换为酸类腐蚀管道,降低使用寿命甚至引起管道漏损^[7]。沉积物中的有机物与氮密切相关:①总氮和有机物含量之间存在一定的线性关系,可通过测定有机物含量估算沉积物中总氮含量^[8];②可交换态氮和固定态铵主要由总氮矿化产生,总氮和总有机碳均以有机物为主要来源^[9];③氨氮主要来源于沉积物中有机氮的分解,且只有在还原性环境中才能稳定存在,沉积物中有机物含量及氧化还原环境

直接影响着有机氮的分解^[10];④管道内存在缺氧厌氧环境且富含微生物,有机物可为反硝化作用提供碳源。综上所述,了解管道沉积物中氮及有机物的污染特性对于管理控制管道沉积物具有重要意义。

1 管道生物反应器中氮及有机物去除研究

据美国国家环境保护局(EPA)的报告,利用下水道处理污水是可能的,提高污水处理效率的主要因素是足够的微生物量(biomass)、充足的溶解氧(DO)和充分的停留时间(HRT)^[11]。管道内环境与污水处理反应器有很多相同之处,污水中存在的微生物、基质以及电子受体在管道沉积物中均存在,只是相较于污水处理系统不同的是管道沉积物中异养菌浓度较低,基质浓度较高^[12]。

Nielsen 等^[13]指出在管道传输污水过程中微生物反应过程一直在进行,Hvitved-Jacobsen 等^[14]进一步研究得出微生物反应发生在水层、微生物层及沉积物层,管道传输污水的长距离过程保证了一定的水力停留时间,期间沉积物进行着复杂的物理、化学和生物变化。Chen 等^[15]利用显微镜观察、ATP 分析、SOUF 测定等方式得出管道沉积物表层确实存在大量的微生物,每克干泥中微生物数量约为 $2.1 \times 10^{11} \text{ g}^{-1}$,每克干泥氧利用的平均值为 32 mg/h ,管道沉积物在氧利用方面较污水更为活跃。

国内外很多学者将管道作为小型生物反应器(the sewer as reactor)来研究沉积物对氮及有机物的去除情况,效果明显。Raunkjaer 等^[16]利用一段 5.2 km 长的排水管道,对管道中传输时间为 3 h 的污水中溶解性有机碳(DOC)进行了研究,结果表明,溶解性碳水化合物的去除效率与温度、浓度密切相关,实验得出有机物去除速率最高为 $20 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$ (转换为 COD 单位);何万谦等^[17]利用 ASM2d 活性污泥理论概念模式及 MCBM 生物膜理论概念模式,结合实验室试验进行了大量下水道系统去除污染物过程的研究,结果表明,沉积物表层生物膜对有机物的去除贡献率要大于悬浮生物对有机物去除贡献率,并得到氨氮、总氮平均降解率分别为 12.96% 和 14.26% ,且发现小管径较大管径具有更高的污染物去除率;曾向前等^[18]通过连续测定管道输送过程不同位置污染物浓度,得出总氮、氨氮的平均降解常数分别为 1.610 g/L 和 1.240 g/L ;江峰等^[19]通过建立污水管道高盐度状况数学模型,发现与低盐度生活污水相比,高盐度生活污水硝化作用更明显,反硝化速率更快且反硝化作用不可忽略。

Nielsen 等^[13]在实验室研究不同温度污水管道污水中多种有机物的浓度变化,发现各物质的转化

过程基本遵循高活性的零级反应模式。Kaijun 等^[20]分别在不同的反应器内模拟了污水管道内的好氧、微氧条件,经 20 d 的试验结果表明,在反应开始 $1 \sim 2 \text{ d}$ 内有机物的降解速率维持在一个较高的水平,降解速率遵从零级反应模式,在随后的 18 d 里有机物降解速率才逐渐降低并接近一级反应,与 Nielsen 等研究结果基本一致。

利用管道作为生物反应器这一特点,为达到一定的出水水质目标,研究人员对管道也做了改进和尝试。王西传等^[21]在 27515 m 市政管网系统中设置固定化细胞,采用缺氧-好氧工艺进行日处理 1500 m^3 污水的中试,使污染物去除效率达 65% ,基本达到国家污水综合排放二级标准。周健等^[22]采用下水道活性污泥系统处理低浓度(200 mg/L)、中浓度(400 mg/L)、高浓度(600 mg/L)城镇污水,为使出水 COD 质量浓度低于 60 mg/L 、BOD 质量浓度低于 20 mg/L ,反向推导计算出所需管道长度分别为 $0.9 \sim 3.6 \text{ km}$ 、 $5.4 \sim 21.4 \text{ km}$ 和 $10.8 \sim 43.2 \text{ km}$ 。

综上所述,污水管道是连接污水源头与终端释放的重要部分,在长距离运输污水的过程中,利用好管道沉积物的生物降解特性,在污水传输过程中同时降解污水中污染物质,将大大减轻污水处理厂的运行负担,也将大幅减少对接纳水体污染负荷的冲击,保护接纳水体环境。而对管道沉积物中污染物质的迁移转化的研究,研究者也经历了从宏观到微观的探索历程,最终将关注点集中于沉积物-水界面(near bed solids,NBS)层上。

2 管道沉积物-水界面氮及有机物的迁移转化研究

国外对管道沉积物的相关研究主要集中于其物理化学性质、传输与侵蚀规律模型及对合流制溢流(CSOs)的影响等方面,在比利时、法国、德国、苏格兰、英国等欧洲国家研究较多。早在 1986 年,作为 UPM 课题(urban pollution management programme)的一部分,英国阿伯泰邓迪大学(University of Abertay Dundee)首先开始关注合流制管道系统中旱雨季颗粒沉积物的迁移及沉积物上附带污染物质性质与污染释放问题^[23]。

2.1 管道沉积物-水界面层的组成及特性

Crabtree^[24]根据管道沉积物表观、组成以及沉积位置等,首次将其分为 5 个类型,起主要作用的有 3 类,即 A 型存在于管道底部,为颗粒状较松散的矿物质;C 型在流动较缓区域出现,为具有移动性的细颗粒有机沉积物,可独立存在或存在于 A 型沉积物上;D 型在中等流速处出现,主要为管壁的生物淤泥。

Verbanck 等^[25-26]也将沉积物重新分类,但与 Crabtree 分类法大致相似,其中, C 型沉积物即为 NBS 层。Arthur 等^[27]通过对英国多个地点合流制管道沉积物 NBS 层的性质研究得出, NBS 层 COD、BOD、氨氮质量浓度分别高达 124 246 mg/L、96 119 mg/L 和 181 mg/L, 为同位置污水的 290 倍、247 倍和 10 倍。由于当时对管道沉积物的研究刚刚起步, 仅从外观性状、赋存污染物角度进行简单分类研究, 对 NBS 层在污染物迁移转化方面的作用并未引起高度关注。

随着研究的推进, 研究者逐步将焦点关注于 NBS 层上。通过现场取样测定^[6, 28]、内窥镜监测^[29]、实验室模拟^[30-31]等方式得出相同的结论, 均认为沉积物-水界面 0 ~ 2 cm 处的近底层固体是初期冲刷的主要来源, 也是合流制溢流污染负荷的重要组成部分。NBS 层被公认为是沉积物和水体之间氮和有机物交换以及迁移转化的主要场所。

国外关于 NBS 层特性的研究大致表现出相似的性质, 如该层表现出高含水率、很强的生化特性以及较弱的抗冲刷能力。不同的研究时期学者给予了该层不同的名称, 如 Crabtree^[24]分类中的 C 型沉积物, Ashley 等^[32]提出的 bed-load 层, Ristenpart 等^[33]提出的 fluid sediment, Verbank^[34]指出的 dense undercurrents 以及应用最为广泛的 Arthur 等^[27]提出的 NBS 层。

2.2 管道沉积物-水界面的冲刷与污染

McGregor 等^[35]依据实验将沉积物按照抵抗的剪切力强弱划分为 3 种组分, 分别为易侵蚀组分 (readily erodible fraction)、易沉降组分 (readily settleable fraction)、溶解态细颗粒组分 (dissolved and fine fraction)。经实验证实, 沉积物的易侵蚀组分、溶解态细颗粒组分赋存的 COD 很容易经冲刷释放至 CSOs 中, 且 NBS 层在低剪切力下 (<0. 1Pa) 就很容易被侵蚀。Ashley 等^[36]通过实验测得挥发性有机物 (VOC) 经冲刷释放到水体中的含量占原沉积物含量的 45%, 而氨氮经冲刷释放进入水体且不再沉降的比例达到原沉积物含量的 75%。McGregor 等^[37]指出污染物从沉积床中释放, 其中 COD、TSS、VSS 主要和颗粒相有关, 而氨氮浓度主要是和溶解相有关。Bjerre 等^[38]提出易降解有机物和溶解氧用来供给微生物生命活动是连续的过程, 在此过程中颗粒态有机物水解为易降解有机物的反应为其限制反应过程。Vollertsen 等^[39]提出, 管道沉积物有机物的生物降解是相当缓慢的, 有机物的积累将会导致溢流至受纳水体后氧的延迟消耗。

2.3 管道沉积物-水界面污染物的转化与降解

为了阐明有机物在管道内沉积物与水体之间的

转化迁移关系, 研究者用不同的划分方法对有机物进行探索。Vollertsen 等^[39]根据微生物作用性质不同, 将污水总 COD 划分为快速水解基质、慢速水解基质等若干部分, 模型路径如图 1 所示, 并将这种分类方法整合到 WATS (wastewater aerobic/anaerobic transformations in sewers) 概念模型中; Raunkjaer 等^[16]在图 2 中列出了在重力管道水体内溶解态和颗粒态有机物的组成及影响其浓度的过程, 这些过程在水体、微生物层以及沉积物中均会发生。有机物的形态转化主要依赖于水解作用、发酵作用、吸附作用、沉降、再悬浮以及微生物摄取等, 沉降通常发生在天气晴好状态下, 而再悬浮主要发生在雨天或者是高速水流冲刷时。两种方法的侧重点各有不同, 图 1 主要侧重于描述管道污水内有机物的转化过程; 图 2 则将有机物在 NBS 层界面的迁移转化表述出来, 但仍属于概念模型, 表述较宏观, 对于 NBS 界面的细部特征及定量表述尚显不足。

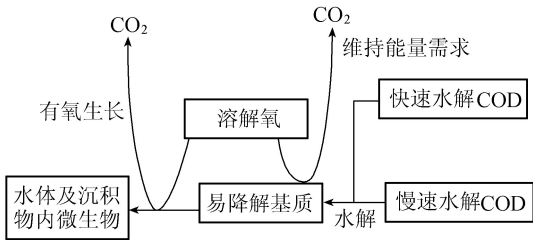


图 1 管道内污水的有机物转化概念模型

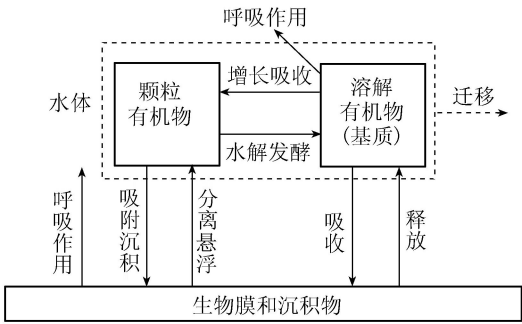
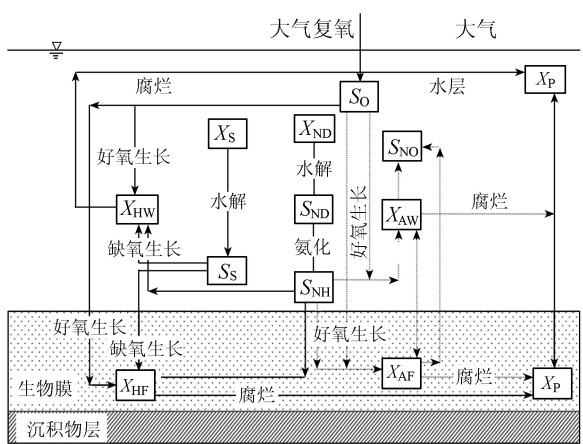


图 2 有机物在沉积物-水界面的迁移转化

目前对于管道系统内尤其是污水中有机物的转化迁移研究较多, 但有关管道沉积物氮的多数研究主要是基于赋存水平的推断, 而未涉及其冲刷污染释放过程及迁移转化机制方面, 目前对于管道内氮的各种形态的迁移和转化机理仍不甚明晰, 大多借助模型来阐明氮的迁移转化特征。

研究较多的氮及有机物模型主要有活性污泥模型 ASM^[40]、TWEA^[41]、Hvitved-Jacobsen 管道模型^[42-43]、MOSQUITO^[44]、MOUSE TRAP 等^[45]。利用活性污泥模型来说明氮的转化特征是较常使用的方法, 但因管道和污水处理设备并不完全相同, 故不能完全适用于管道系统, 后推出的 TWEA、Hvitved-

Jacobsen、MOSQUITO、MOUSE TRAP 等管道模型大多未将氮的迁移转化包含进去,Pai 等^[46]在前者模型的基础上将实验和模型相结合进行研究,结果显示实验值与模型模拟值有很好的-致性,将管道内氮各种化合物的迁移转化描述如图 3 所示。



S_S —易生物降解基质; X_S —慢生物降解基质; X_{HW} —水中异养生物; X_{HF} —生物膜中异养生物; X_{AW} —水中自养生物; X_{AF} —生物膜中自养生物; X_P —生物膜腐烂后颗粒产物; S_{NO} —硝酸盐氮; S_{NH} —铵态氮; S_{ND} —溶解态有机氮; X_{ND} —颗粒态有机氮; S_O —溶解氧

图 3 管道内氮化合物的转化途径

由于氮的化合物种类较多且管道内状况多变,使得管道内氮素的迁移转化过程较为复杂,沉积物中的微生物作用包含氨化作用、硝化作用、反硝化作用、亚硝酸的氨化还原等一系列复杂的生物化学作用。研究显示氨氮主要以可交换态形式存在,而硝态氮主要以可溶形式存在。在有氧条件下,沉积物中的有机氮在氨化细菌作用下经氨化作用生成氨氮,进而在硝化细菌作用下发生硝化作用生成亚硝态氮、硝态氮等无机离子扩散进入上覆水中,提高水体氮浓度和营养水平,而上覆水中的硝态氮等也能反向扩散进入沉积物的厌氧层中,硝态氮作为电子受体在反硝化细菌作用下被还原为氮气等散逸进入大气。NBS 层氮交换的主要方式是溶解态交换性氮通过分子扩散迅速在溶液介质中迁移,主要形式是硝化和反硝化作用。

3 结 语

管道内沉积物赋存大量污染物质,经大强度暴雨冲刷污染物重新释放进入水体。氮会导致水体富营养化,有机物会导致水体溶解氧消耗,使受纳水体局部生态系统遭到破坏,河流水质恶化发黑发臭,影响市容。由此可见,沉积物的管理和控制不容忽视。要有效地控制管理污染物,必须从沉积物赋存污染物性质、沉积物-水界面污染物迁移转化特性、管道

输送过程中污染物的生化降解特性等方面进行系统研究。国内外学者通过实地监测、实验室模拟、模型模拟等方式的研究都为提出符合我国国情的城市管道沉积物污染控制措施提供了依据和参考。

管道沉积物氮及有机物的污染特性研究国内较国外尚有一定差距,国内研究较多局限于污染物成分及含量、交换通量等方面,较少触及沉积物-水界面微观机理研究。国外对于沉积物-水界面污染物迁移转化主要依托模型模拟,虽试图还原实际但与实际情况仍略有差异。随着科学技术如微电极测量系统、同位素示踪技术等的发展,可实时得到界面污染物迁移及转化等直观规律,沉积物 NBS 层界面研究必将会向着更加准确精细的方向发展。

参考文献:

[1] 李海燕,徐波平,徐尚玲,等.北京城区雨水管道沉积物污染负荷研究[J]. 环境科学,2013,34 (3): 919-926. (LI Haiyan,XU Boping,XU Shangling, et al. Research on pollution load of sediments in storm sewer in Beijing district[J]. Environmental Science, 2013, 34 (3): 919-926. (in Chinese))

[2] 李海燕,徐尚玲,黄延,等.合流制排水管道雨季出流污染负荷研究[J]. 环境科学学报,2013,33 (9): 2522-2530. (LI Haiyan, XU Shangling, HUANG Yan, et al. Pollution loading of overflow in combined drainage channels during rainy season [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2013,33(9):2522-2530. (in Chinese))

[3] AHYERRE M, CHEBBO G, SAAD M. Sources and erosion of organic solids in a combined sewer[J]. Urban Water, 2001,2(2):36-45.

[4] 赵磊,杨逢乐,王俊松,等.合流制排水系统降雨径流污染物的特性及来源[J]. 环境科学学报,2008,28 (8): 1561-1570. (ZHAO Lei,YANG Fengle,WANG Junsong, et al. Characterization of storm-water pollutant sources in a combined sewer network [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2008,28(8):1561-1570. (in Chinese))

[5] 徐波平.城市雨水管道沉积物污染负荷及其冲刷规律研究[D]. 北京:北京建筑工程学院,2011.

[6] CHEBBO G, GROMAIRE M C. The experimental urban catchment ‘ Le Marais ’ in Paris: what lessons can be learned from it? [J]. Journal of Hydrology,2004,299 (3/4): 312-323.

[7] 汤霞,陈卫兵,李怀正.城市排水系统沉积物特性及清淤方式研究进展[J]. 城市道桥与防洪,2013 (3): 106-111. (TANG Xia,CHEN Weibing,LI Huaizheng. Study on characteristics of sediments in urban sewer system and its desilting mode [J]. Urban Roads Bridges and Flood Control,2013(3):106-111. (in Chinese))

[8] 刘静静.巢湖内源氮磷的形态、释放规律及控制研究

- [D]. 合肥:合肥工业大学,2006.
- [9] 王圣瑞,焦立新,金相灿,等. 长江中下游浅水湖泊沉积物总氮、可交换态氮与固定态铵的赋存特征[J]. 环境科学学报,2008,28(1):37-43. (WANG Shengrui, JIAO Lixin, JIN Xiangcan, et al. Distribution of total, exchangeable and fixed nitrogen in the sediments from shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(1):37-43. (in Chinese))
- [10] 马红波,宋金明,吕晓霞,等. 渤海沉积物中氮的形态及其在循环中的作用[J]. 地球化学,2003,32(1):48-54. (MA Hongbo, SONG Jinming, LÜ Xiaoxia, et al. Nitrogen forms and their functions in recycling of the Bohai Sea sediments[J]. Geochimica, 2003, 32(1): 48-54. (in Chinese))
- [11] WANG Baoliang, ZENG Honghu, LEI Changwen, et al. The study of treating municipal sewage by using sewer networks [C]//International Conference on Computer Distributed Control and Intelligent Environmental Monitoring(CDCIEM 2011). Washington, D. C.: IEEE Computer Society,1913-1915.
- [12] 张涛,周丹. 城市排水管道污水水质的变化过程[J]. 环境科学与技术,2007,30(8):112-115. (ZHANG Tao, ZHOU Dan. Transformation of wastewater quality in municipal sewer [J]. Environmental Science and Technology,2007,30(8):112-115. (in Chinese))
- [13] NIELSEN P H, RAUNKJER K, NORSKER N H, et al. Transformation of wastewater in sewer systems-a review [J]. Water Science and Technology,1992,25(6):17-31.
- [14] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, TANAKA N. Aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations [J]. Water Science and Technology,1999,38(10):249-256.
- [15] CHEN Guanghao, LEUNG D H W. Utilization of oxygen in a sanitary gravity sewer [J]. Water Research, 2000, 34(15):3813-3832.
- [16] RAUNKJER K, HVITVED-JACOBSEN T, NIELSEN P H. Transformation of organic matter in a gravity sewer[J]. Water Environment Research,1995,67(2):181-188.
- [17] 何万谦,郝吉明,施汉昌,等. 澳门分流式排水管道生化反应特征分析[J]. 给水排水,2008,34(增刊2):49-53. (HE Wanqian, HAO Jiming, SHI Hanchang, et al. Analysis of the biochemical reaction characteristics in Macao separate storm drainage system [J]. Water & Wastewater Engineering, 2008, 34 (Sup2): 49-53. (in Chinese))
- [18] 曾向前,姜应和,程静,等. 管道输送过程中污染物的降解及污水厂进水水质预测[J]. 中国农村水利水电,2010(10):47-52. (ZENG Xiangqian, JIANG Yinghe, CHENG Jing, et al. The degradation of contaminants in the pipeline and the prediction of the influent water quality of WTP [J]. China Rural Water and Hydropower, 2010(10):47-52. (in Chinese))
- [19] 江峰,李适宇, LEUANG H D. 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[J]. 中山大学学报:自然科学版,2007,46(2):97-101. (JIANG Feng, LI Shiyu, LEUANG H D. Study on microbial reactions in high salinity sanitary sewage and modelling wastewater quality changes in a municipal gravity sewer [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2007,46(2):97-101. (in Chinese))
- [20] KAIJUN W, ZEEMAN G, LETTINGA G. Alteration of sewage characteristics upon aging[J]. Water Science and Technology,1995,31(7):191-200.
- [21] 王西俦,李旭东,王廷放,等. 利用下水管网系统净化城市污水的中试研究[J]. 应用与环境生物学报,2000,6(3):254-258. (WANG Xiping, LI Xudong, WANG Tingfang, et al. Study on pilot-scale treatment of sewage using sewer system [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2000, 6(3): 254-258. (in Chinese))
- [22] 周健,王国冬,龙腾锐. 下水道活性污泥系统处理城镇污水的试验研究[J]. 中国给水排水,2006,22(3):20-23. (ZHOU Jian, WANG Guodong, LONG Tengrui. Experimental research on treatment of town sewage by activated sludge system in sewer lines and ditches [J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(3): 20-23. (in Chinese))
- [23] GENT R, CRABTREE B, ASHLEY R. A review of model development based on sewer sediments research in the UK [J]. Water Science and Technology,1996,33(9):1-7.
- [24] CRABTREE R W. Sediments in sewers [J]. Water and Environment Journal,1989,3(6):569-578.
- [25] VERBANCK M A, ASHLEY R M, BACHOC A. International workshop on the origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems; summary of conclusions[J]. Water Research,1994,28(1):187-194.
- [26] ACKERS J C, BUTLER D, MAY R W P. Design of sewers to control sediment problems [R]. London: Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), 1996.
- [27] ARTHUR S, ASHLEY R M. The influence of near bed solids transport on first foul flush in combined sewers[J]. Water Science and Technology,1998,25(8):1-12.
- [28] SKIPWORTH P J, TAIT S J, SAUL A J. Erosion of sediment beds in sewers:model development[J]. Journal of Environmental Engineering,1999,125(6):566-573.
- [29] OMS C, GROMAIRE M, CHEBBO G. Insitu observation of the water sediment interface in combined sewer using endoscopy[J]. Water Science and Technology,2003,47(4):11-18.
- [30] OZER A, KASIRGA E. Substrate removal in long sewer

- lines[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(7): 213-218.
- [31] CAO Y S, ALAERTS G J. Aerobic biodegradation and microbial population of a synthetic wastewater in a channel with suspended and attached biomass[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(7): 181-189.
- [32] ASHLEY R M, ARTHUR S, COGHLAN B P. Fluid sediment in combined sewers[J]. Water Science and Technology, 1994, 29(1/2): 113-123.
- [33] RISTENPART E, ASHLEY R M, UHL M. Organic near-bed fluid and particulate transport in combined sewers[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(7): 61-68.
- [34] VERBANK M A. Capturing and releasing settleable solids; the significance of dense undercurrents in combined sewer flows[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(7): 85-93.
- [35] MCGREGOR I, ASHLEY R M, ODUYEMI K O K. Pollutant release from sediments in sewer systems and their potential for release into receiving water systems[J]. Water Science and Technology, 1993, 28(8/9): 161-169.
- [36] ASHLEY R M, WOTHERSPOON D J J, COGHLAN B P, et al. The erosion and movement of sediments and associated pollutants in combined sewers[J]. Water Science and Technology, 1992, 25(8): 101-114.
- [37] MCGREGOR I, SOUTER N H, ASHLEY R M. Sewer sediments: preparation methods for enumerating bacteria[J]. Water Science and Technology, 1996, 33(9): 179-86.
- [38] BJERRE H L, HVITVED-JACOBSEN T, TEICHGRUBER B, et al. Modelling of aerobic wastewater transformations under sewer conditions in the Emscher River, Germany[J]. Water Environment Research, 1998, 70(6): 1151-1160.
- [39] VOLLERTSEN J, HVITVED-JACOBSEN T. Aerobic microbial transformations of resuspended sediments in combined sewers-a conceptual model[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(1): 69-76.
- [40] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3[M]. London: International Water Association Publishing Alliance House, 2000.
- [41] PAI T Y, CHANG H Y, WAN T J, et al. Using an extended activated sludge model to simulate nitrite and nitrate variations in TNCU2 process[J]. Applied Mathematical Model, 2009, 33(11): 4259-4268.
- [42] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, NIELSEN P H. A process and model concept for microbial wastewater transformations in gravity sewers[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(1): 233-241.
- [43] HVITVED-JACOBSEN T, VOLLERTSEN J, TANAKA N. Wastewater quality changes during transport in sewers-an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(10): 257-264.
- [44] ASHLEY R M, CRABTREE R W. Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer systems[J]. Water Science and Technology, 1992, 25(8): 1-12.
- [45] AHYERRE M, CHEBBO G, SAAD M. Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers[J]. Journal of Environmental Engineering, 2001, 127(3): 233-239.
- [46] PAI T Y, SHYU G S, CHEN L, et al. Modelling transportation and transformation of nitrogen compounds at different influent concentrations in sewer pipe[J]. Applied Mathematical Modelling, 2013, 37(3): 1553-1563.

(收稿日期: 2013-08-31 编辑: 熊水斌)

(上接第 64 页)

- [9] MERO F. An approach to daily hydrometeorological water balance computations for surface and groundwater basins[C]//Van den BROEK J M M, RIJNBERG T F. Integrated Surveys for River Basin Development. Delft: ITC-UNESCO Centre for Integrated Surveys, 1969: 103-110.
- [10] 李亚伟, 詹卫华, 卫东山, 等. 流域年径流时间序列的奇异谱分析[J]. 水电能源科学, 2010, 28(10): 19-22. (LI Yawei, ZHA Weihua, WEI Dongshan, et al. Application of singular spectrum analysis to annual runoff time series in river basin[J]. Water Resources and Power, 2010, 28(10): 19-22. (in Chinese))
- [11] PADILLA A, PULIDO-BOSCH A. Study of hydrographs of karstic aquifers by means of correlation and cross-spectral analysis[J]. Journal of Hydrology, 1995, 168: 73-89.

- [12] 杨立铮. 地下河流域岩溶水天然资源类型及评价方法[J]. 水文地质工程地质, 1982(4): 22-25. (YANG Lizheng. Karstic water natural resources types and evaluation method in groundwater basin[J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 1982(4): 22-25. (in Chinese))

(收稿日期: 2013-08-11 编辑: 熊水斌)

