

孙培德, 吴革, 郭茂新, 等. 2009 “水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM) 建立及校验 [J]. 环境科学学报, 29(12): 2492-2503

Sun P D, Wu G, Guo M X, *et al*. 2009 A sub-microscopic mechanism model for interaction between Tubificidae and microorganisms (T-FCASM): model construction and validation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(12): 2492-2503

“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM) 建立及校验

孙培德*, 吴革, 郭茂新, 王如意, 宋英琦, 楼菊青

浙江工商大学环境科学与工程学院, 杭州 310012

收稿日期: 2009-02-28 修回日期: 2009-07-17 录用日期: 2009-10-23

摘要: 基于浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺的现场长期观察和试验研究, 提出“水蚯蚓-微生物共生系统”的新技术原理, 获得了“水蚯蚓-微生物共生系统”中污染物输入量与输出量随时间的动态变化规律, 并建立了水蚯蚓作用的传递函数, 从而实现水蚯蚓在污水处理和污泥降解过程中对污染物去除作用的模拟. 以全耦合活性污泥模型 (FCASM3) 为基础平台, 结合水蚯蚓作用的传递函数, 最终建立了污水厂“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM). 利用对该污水处理厂常规水质指标测定和进水模型组分分析等试验结果, 完成了对“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM) 的校验工作. 动态模拟结果表明: T-FCASM 实现了对回流污泥浓度的准确模拟; 同时该模型能够对污水处理厂生物去除有机物及脱氮过程进行较准确的模拟, 而对生物除磷过程的模拟, 由于该污水处理厂低磷进水的的原因, 与实测值存在一定的偏差.

关键词: 水蚯蚓-微生物共生系统; 传递函数; 微观机理模型; 污水处理厂; 现场校验; 污泥减量

文章编号: 0253-2468(2009)12-2492-12 中图分类号: X32 文献标识码: A

A sub-microscopic mechanism model for interaction between Tubificidae and microorganisms (T-FCASM): model construction and validation

SUN Peide*, WU Ge, GUO Maoxin, WANG Ruyi, SONG Yingqi, LOU Juqing

School of Environmental Science and Engineering, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310012

Received 28 February 2009; received in revised form 17 July 2009; accepted 23 October 2009

Abstract Based on long-term data from operation of a new-style oxidation ditch process at Zhuji Feida-hongyu wastewater treatment plant (WWTP) in Zhejiang Province, we propose a new principle for the interaction of Tubificidae and microorganisms and obtained a mathematical description of pollutant input and output over time in this system. Then a transmission function for interaction system of Tubificidae was constructed to simultaneously simulate the pollutant removal by Tubificidae during wastewater treatment and sludge degradation. Finally, by combining the transmission function for the Tubificidae system with FCASM3 (Fully coupled activated sludge model 3), a sub-microscopic mechanism model for the interaction of Tubificidae and microorganisms (T-FCASM) was established. The validation of T-FCASM was completed based on the results of influent component measurement and respirometric experiments. The dynamic simulation results indicated that T-FCASM could simulate returned sludge concentration accurately. Moreover, it could simulate biological carbon and nitrogen removal processes accurately, but the description of phosphorus removal deviated from measurement due to the low phosphorus level in the influent of the Zhuji Feida-hongyu WWTP.

Keywords interaction between Tubificidae and microorganisms; transmission function; sub-microscopic mechanism model; wastewater treatment plant (WWTP); site validation; sludge reduction

1 引言 (Introduction)

基于原生后生动物捕食细菌的生物法污泥减量技术, 因其具有经济和环境友好等显著优点, 成

为近年来的研究热点 (Ratsak *et al*, 1993; 1994; 2006; Lee *et al*, 1996a; 1996b; Rensink *et al*, 1997; Ghyoot *et al*, 2000; Bouche *et al*, 2000; Liu *et al*, 2001; Luxmy *et al*, 2001; Lapinsk *et al*,

基金项目: 浙江省自然科学基金重点项目 (No. Z507721)

Supported by the Key Program of the Natural Science Foundation of Zhejiang Province (No. Z507721)

作者简介: 孙培德 (1957-), 男, 教授 (博士); * 通讯作者 (责任作者), E-mail: pdsun@126.com

Biography: SUN Peide (1957-), male, professor (Ph. D.); * Corresponding author, E-mail: pdsun@126.com

2003 Wei *et al.*, 2003a, 2003b, 2005, 2006 梁鹏, 2004 Liang *et al.*, 2006a, 2006b, E lissen *et al.*, 2006 Huang *et al.*, 2007). 水蚯蚓是污水处理系统中观测到的最大后生动物 (Wei *et al.*, 2003a), 能大量吞噬污泥, 属附着型寡毛类蠕虫, 可以存在于 HRT 短、处理量大的反应器中而不会发生流失. 由于其受环境影响小, 生长稳定, 全年都有大量生存, 且水蚯蚓在无污染和严重污染的水体中都能存活, 通常是最后一种消失的物种 (Bouche *et al.*, 1999), 因而增加了反应器的可靠性. Rensink 等 (1996) 在研究一种改进的污水处理系统时发现, 在塑料载体上自然生长有颤蚓、仙女虫和红斑颤体虫. 当没有这些蠕虫存在时, 污泥产量为 $0.4 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$, 而有这些蠕虫存在时, 污泥产量就会降低到 $0.16 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$. Liang 等 (2006a) 提出了测量系统非固态 C 增加速率表征微型动物对污泥的减量速率的试验方法, 并得到不同微型后生动物红斑颤体虫、颤蚓、蚤状溞和卷贝的污泥减量速率分别为 0.8 、 0.5 、 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

魏源送等 (2005) 和王亚炜等 (2006) 分别用自己研制和开发的适合于颤蚓生长的生物反应器来处理剩余污泥. 研究发现, 颤蚓生长有助于污泥减量和改善污泥沉降性能; 另外, 试验过程中都出现了氮、磷的释放, 特别是磷的升高尤为明显. 上海交通大学陈旻等 (2003) 对蚯蚓生物滤池处理城市污水进行了实验研究, 结果表明, 蚯蚓生物滤池处理污水效果较好, COD、BOD、SS、氨氮等各项指标均能达到国家污水综合排放二级标准, 且优于普通活性污泥法; 而且该方法基本上不产生污泥, 工艺流程简单, 工程造价低, 是一种经济生态型的污水处理新技术.

上述国内外文献对水蚯蚓的相关研究报道都只是停留在实验室研究阶段, 并未进行工程化的应用和研究, 目前只有浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂以及上海某城市污水处理厂将水蚯蚓应用于大规模的城市污水处理 (吴革, 2009; 杨健等, 2008), 并取得了较好的效果. 同济大学杨健等 (2008) 对上海某城市污水处理厂蚯蚓生物滤池工艺进行了现场试验研究, 通过分析不同水力负荷下蚯蚓生物滤池进出水水质以及蚯蚓生存状况, 研究了水力负荷对蚯蚓生物滤池污水处理效果的影响.

虽然国内外已经开始关注水蚯蚓在污水处理中的应用及机制研究, 但有关水蚯蚓与微生物的相

互作用机制及其模型化研究在国内外未见报道. 本研究基于浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂的现场长期观察和试验研究, 提出了“水蚯蚓-微生物共生系统”的新技术原理, 获得了“水蚯蚓-微生物共生系统”中污染物的输入量与输出量随时间的动态变化规律, 建立了“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型. 并以浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂作为“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型现场校验试验基地, 拟开展新模型的大规模现场模拟校验研究工作. 旨在探明城镇污水处理厂“水蚯蚓-微生物共生系统”中污泥降解与污水营养物质净化过程的介于宏观与微观之间的量化机制, 对中国城镇综合污水处理厂能够提供精确的模拟、预测和控制新技术.

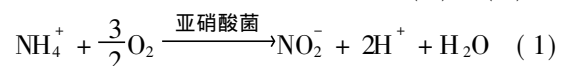
2 模型假设 (Model assumptions)

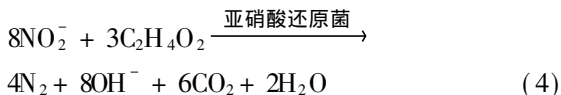
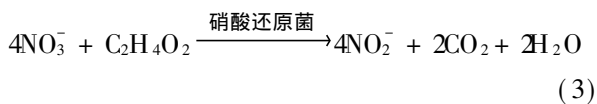
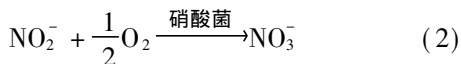
本研究将“水蚯蚓-微生物共生系统”定义为: 在污泥/污水生物处理工艺过程中, 由污水底物、微生物 (细菌、真菌) 以及微型动物 (原生动物、后生动物、水蚯蚓) 所组成的具有污泥减量和污水净化作用的良性循环的共生微型生态系统. “水蚯蚓-微生物共生系统”是一个复杂的系统. 水蚯蚓与微生物相互作用并相互影响, 由水蚯蚓降解微生物生长代谢所产生的污泥, 微生物实现污水中有机物及氮、磷的去除; 水蚯蚓的生长代谢产物又重新回到系统中从而影响污染物质的去除. 另外, 微生物各菌种之间也是相互作用并相互影响, 如有机物转化过程分别与生物脱氮和生物除磷过程在好氧状态下竞争溶解氧, 在缺氧状态下竞争底物; 生物脱氮和生物除磷过程中, 在厌氧状态下, 硝酸盐的存在会抑制厌氧释磷过程, 在缺氧状态下, 反硝化菌与反硝化除磷菌竞争硝酸盐等. “水蚯蚓-微生物共生系统”中各生物反应过程的相互作用关系详见图 1, 其相关模型假设如下:

1) 由水蚯蚓降解微生物生长代谢过程中所产生的污泥, 同时水蚯蚓的生长代谢会对污水中 C、N、P 等污染物的去除造成一定的影响, 污水中底物浓度的变化也会对水蚯蚓的生长代谢造成影响.

2) 有机物转化过程是所有异养微生物 (X_{OH} 、 X_{DNS} 、 X_{DNB} 、 X_{PAO} 、 X_{DPB} 及 X_{GAO}) 共同作用的结果.

3) 采用改进的两步硝化-反硝化理论来描述生物脱氮过程, 具体控制反应方程式见式 (1) ~ (4):





4)生物除磷过程是非反硝化聚磷菌、反硝化聚磷菌协同作用的结果;同时聚糖菌能与非反硝化聚磷菌、反硝化聚磷菌竞争底物,从而影响系统除磷效果.

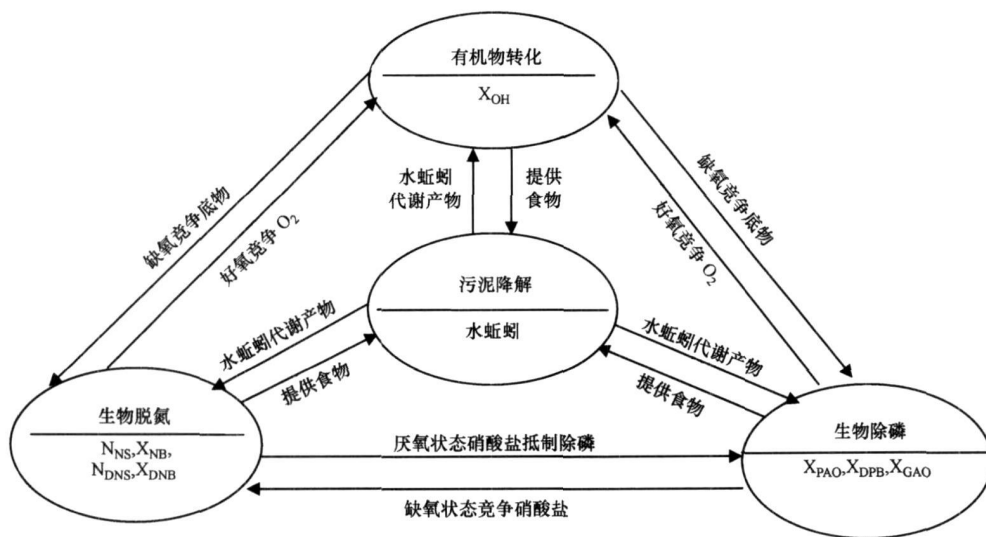


图 1 “水蚯蚓-微生物共生系统”中各生物反应过程相互作用关系图

Fig. 1 The interaction of biological reaction processes for the Tubificidae and microorganism s system

3 污水处理厂现场试验 (Site test at WWTP)

3.1 污水处理厂概况

本研究中采用浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂作为“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型建立及校验的现场试验基地.浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂采用新型氧化沟工艺,它是基于传统氧化沟工艺上的改进,其工艺流程示意图及相关工艺参数详见图 2和表 1.在新型氧化沟中,第 1 沟段为厌氧段,第 2 沟段为缺氧段,第 3、4、5 沟段都为好氧段,采用水下机械曝气方式在好氧段布置了复合曝气器.二沉池底部污泥部分回流至厌氧段,保证了厌氧池中的污泥浓度;好氧段 3 的混合液部分回

流至缺氧段,满足了缺氧反硝化脱氮对电子受体的需求.相关研究表明,虽然水蚯蚓具有一定的耐缺氧能力,但是并无污泥减量效果,适量的溶解氧有助于水蚯蚓的生长繁殖 (E lissen *et al*, 2007; 诸晖等, 2008; Hendrickx *et al*, 2009).另外,本课题组在该厂的现场试验研究表明,在好氧段悬挂生物填料利于水蚯蚓的密集培养,但水蚯蚓的代谢产物对出水会产生一定的影响.综合以上两点因素,选择在好氧段 1 中悬挂生物填料,并在生物填料上接种水蚯蚓.这样,即使水蚯蚓共生段后有足够的停留时间对水蚯蚓代谢产物进行生物净化以达到较好的污水处理效果,同时又利用了水蚯蚓能大量吞噬污泥的特性,使得系统具有显著的污泥减量效果.“水

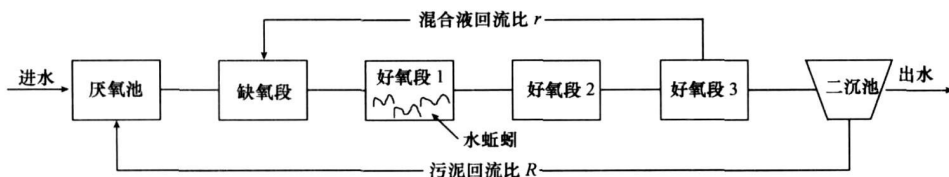


图 2 新型氧化沟工艺流程示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the new-style oxidation ditch process

蚯蚓-微生物共生系统”解决了传统污水处理工艺中污泥处理与处置这一重大难题,从而大大节省了污水处理厂的运行成本。

表 1 新型氧化沟工艺参数表

Table 1 Technical parameters of the new-style oxidation ditch process

工况	取值
厌氧段体积 V_1 / m^3	1750
缺氧池体积 V_2 / m^3	2457
好氧段 1 体积 V_3 / m^3	2457
好氧段 2 体积 V_4 / m^3	2457
好氧段 3 体积 V_5 / m^3	4059
污泥回流比 R	100%
混合液回流比 r	100%
二沉池直径 /m	36
二沉池有效水深 /m	4.2

3.2 污水处理厂现场测定项目与方法

3.2.1 常规水质指标测定 本研究中浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺进行了为期一个月(2008-09-01~2008-09-30)的水质现场检测,每天早上 8:00 进行采样,采样点分别为原水进水口、厌氧段出水口、缺氧段出水口、各好氧段出水口及二沉池出水口。检测的项目主要有:COD、氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、总磷、磷酸盐、碱度、悬浮颗粒物(SS)、溶解氧、pH、水温等,各水质指标的检测方法及相关测定仪器见表 2。

表 2 水质指标测定项目、方法及实验仪器

Table 2 Indexes, methods and equipment for monitoring water quality

指标	方法	仪器
COD _{Cr}	密闭快速消解法	HACH DR/2010 COD 快速测定仪
氨氮	纳氏试剂比色法	UV-7504 紫外可见分光光度计
硝酸盐氮	紫外分光光度法	UV-7504 紫外可见分光光度计
亚硝酸盐氮	N-(1-萘基)-乙二胺光度法	UV-7504 紫外可见分光光度计
总磷	钼锑抗分光光度法	UV-7504 紫外可见分光光度计
磷酸盐	钼锑抗分光光度法	UV-7504 紫外可见分光光度计
碱度	酸碱指示剂滴定法	-
悬浮颗粒物	重量法	JC101 型电热鼓风干燥箱
溶解氧	溶解氧仪法	YSI-550A 溶解氧仪
pH	pH 计法	MODEL868 型 pH 计
水温	温度计法	YSI-550A 溶解氧仪

3.2.2 进水模型组分测定 本研究采用全耦合活性污泥模型(孙培德等,2008)将进水划分为 31 种组分,其中模型中的 S_{O_2} , S_{NH_4} , S_{NO_3} , S_{NO_2} , S_{PO_4} , S_{ALK} ,

X_{TSS} 等组分可以通过常规水质指标的测定直接获得,只有 S_S , S_I , X_{S_1} , X_{OH} , X_{DNS} , X_{DNB} 需通过与 COD 确立转换关系而进一步确定其浓度,其余进水模型组分因含量很低,假定其浓度近似为零。模型组分的确定方法详见表 3。

表 3 污水处理厂进水模型组分确定方法

Table 3 Scheme of the influent model components

模型组分	组分确定方法
S_{N_2} , $X_{SFO, OH}$, $X_{SFO, DNS}$, $X_{SFO, DNB}$, X_{NS} , X_{NB} , X_{PAO} , $X_{HA, PAO}$, $X_{GLY, PAO}$, X_{DPB} , $X_{HA, DPB}$, $X_{GLY, DPB}$, X_{GAO} , $X_{PHA, GAO}$, $X_{PP, PAO}$, $X_{PP, DPB}$	近似为零
S_{O_2}	实测溶解氧
S_{NH_4}	实测氨氮
S_{NO_3}	实测硝酸盐氮
S_{NO_2}	实测亚硝酸盐氮
S_{PO_4}	实测磷酸盐
S_{ALK}	实测碱度
X_{TSS}	实测总悬浮颗粒物
S_S , S_I , X_{S_1} , X_{F} , X_{OH} , X_{DNS} , X_{DNB}	由占 COD 比例确定

4 “水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型建立 (Construction of T-FCA SM)

“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型是在全耦合活性污泥模型(FCA SM 3)基础上,结合水蚯蚓作用的传递函数而建立的。FCA SM 3(孙培德等,2008; Sun *et al.*, 2009; 王如意等,2008)将活性污泥系统中微生物划分为 8 大类菌群,包括 31 种模型组分和 72 个生化反应子过程,充分考虑了系统中微生物间的相互作用。FCA SM 3 引入了硝化-反硝化过程中的中间产物亚硝酸盐,实现了对两步硝化-反硝化过程的模拟;不仅包含聚糖菌的有关生物反应过程,而且还考虑了聚磷菌(非反硝化聚磷菌和反硝化聚磷菌)以及聚糖菌的厌氧维持过程。

4.1 水蚯蚓作用的传递函数建立

4.1.1 “水蚯蚓-微生物共生系统”污泥减量及污水处理影响研究

(1) “水蚯蚓-微生物共生系统”污泥减量效果研究 2008 年 9 月现场试验期间,“水蚯蚓-微生物共生系统”污泥减量效果将通过新型氧化沟工艺好氧段 1 进水口与出水口处的活性污泥浓度差值(出水口处污泥浓度值减去进水口处污泥浓度值)来反映,详见图 3。

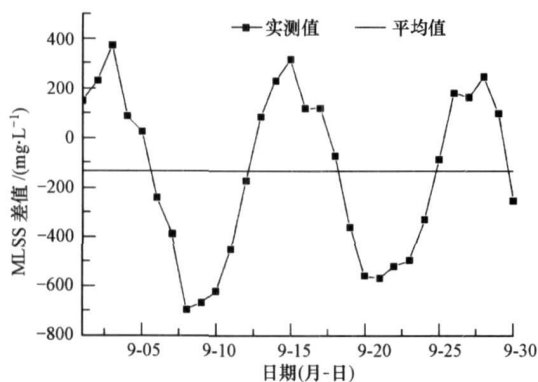


图 3 新型氧化沟工艺好氧段 1 中进水口与出水口处 MLSS 浓度差值波动图

Fig 3 The dynamic trend of MLSS concentration difference between influent and effluent in aerobic section 1 of the new-style oxidation ditch process

由图 3 可知, 新型氧化沟工艺好氧段 1 中进水口与出水口处 MLSS 浓度差值存在较大波动, 且呈正余弦变化趋势波动, 介于 $-694 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $373 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 其平均变化量为 $-134 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 表明“水蚯蚓-微生物共生系统”具有较好的污泥减量效果, 使得整个活性污泥系统在不排放剩余污泥的情况下, 仍能维持系统内污泥浓度的基本平衡。

(2) “水蚯蚓-微生物共生系统”对 C、N、P 影响研究 9 月份现场试验期间, “水蚯蚓-微生物共生系统”对 C、N、P 去除影响将通过新型氧化沟工艺好氧段 1 进水口与出水口处 COD、 NH_4^+-N 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 等污染物的浓度差值 (出水口处浓度值减去进水口处浓度值) 来反映, 详见图 4。由图 4a 可见, 新型氧化沟工艺好氧段 1 进水口与出水口处 COD 差值随时间变化波动较大, 并呈现明显的正余弦变化趋势, 在 $-25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 与 $11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间变动, 平均变化量为 $-7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由图 4b 可知, 新型氧化沟工艺好氧段 1 进水口与出水口处氨氮浓度差值随时间变化波动较为明显, 且呈明显的正余弦变化趋势, 在 $-2.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 至 $-0.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间变动, 表明“水蚯蚓-微生物共生系统”对氨氮的去除存在一定的影响。由图 4c 可知, 新型氧化沟工艺好氧段 1 进水口与出水口处磷酸盐浓度差值变化很小, 在 $-0.041 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间变动, 平均变化量为 $-0.008 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 表明“水蚯蚓-微生物共生系统”对新型氧化沟工艺中磷酸盐的去除影响很小, 可忽略。

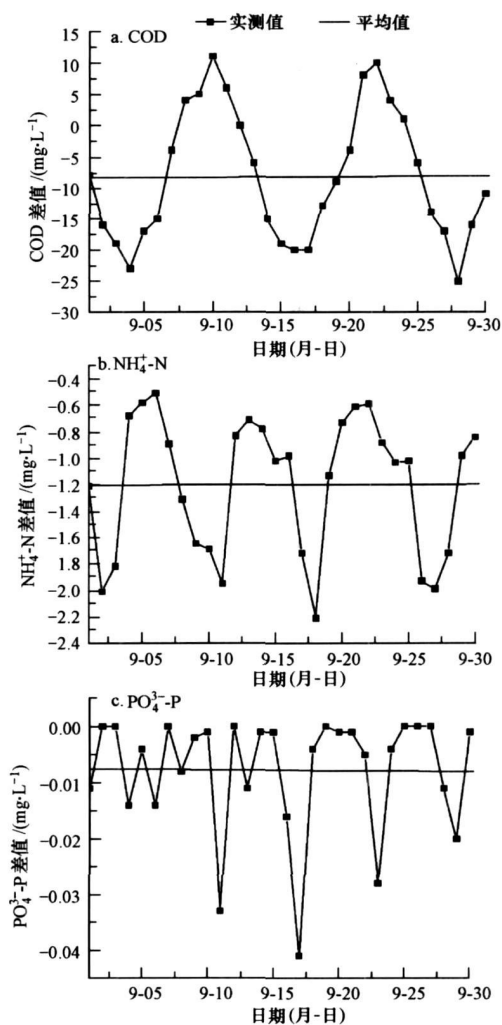


图 4 好氧段 1 进水口与出水口处污染物浓度差值随时间变化波动图

Fig 4 The dynamic trend of pollutants' concentration difference between influent and effluent in aerobic section 1

4.1.2 水蚯蚓作用的传递函数建立 通过以上对诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺好氧段 1 的长期现场试验研究发现, “水蚯蚓-微生物共生系统”对 COD、氨氮及污泥的去除影响较为明显, 且具有明显的规律性; 而对磷酸盐的去除影响很小, 且无规律性。因此, 我们认为该“水蚯蚓-微生物共生系统”对磷酸盐的去除基本没有影响; 并通过好氧段 1 进水口与出水口处 COD、氨氮及污泥浓度差值随时间变化数学函数表达式的确定来建立水蚯蚓作用的传递函数。

由图 4a 好氧段 1 进水口与出水口处 COD 差值随时间变化趋势图可以看出, COD 浓度差值随时间的变化呈正弦趋势变动, 于是假设 COD 差值随时间

变化函数表达式为 $y = A \sin[w(x - x_0)] + B$, 采用最小二乘法曲线拟合解算原理, 即通过选择合适的参数, 使得通过函数表达式算出的数值与实际值之差的平方和最小, 得到“水蚯蚓-微生物共生系统”中 COD 差值 (y_{COD}) 随时间变化函数关系式 (5).

$$y_{COD} = -18 \sin\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right] - 7 \quad (R^2 = 0.9628) \quad (5)$$

式中, y_{COD} 表示“水蚯蚓-微生物共生系统”对 COD 的净化量. t 为时间 (d).

通过式 (5), 得到了“水蚯蚓-微生物共生系统”对 COD 的净化量随时间的变化关系, 为了能够使其在模型中得以应用, 需知道“水蚯蚓-微生物共生系统”的 COD 净化瞬时变化速率, 可通过对式 (5) 进行一阶求导获得, 得到“水蚯蚓-微生物共生系统”的 COD 净化瞬时变化速率方程详见式 (6).

$$\frac{dy_{COD}}{dt} = -3\pi \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right] \quad (6)$$

由图 3 和图 4b 同样可以得到“水蚯蚓-微生物共生系统”MLSS 及 NH_4^+-N 浓度差值随时间变化函

数, 表达式分别见式 (7) 和式 (8), MLSS 及 NH_4^+-N 净化瞬时变化速率方程分别见式 (9) 和式 (10).

$$y_{MLSS} = 480 \sin\left[\frac{\pi}{6}t\right] + 121 \cos\left[\frac{\pi}{8}t\right] - 161 \quad (R^2 = 0.9401) \quad (7)$$

$$y_{NH_4^+-N} = 0.87 \cos\left[\frac{\pi}{4}(t-6)\right] - 1.38 \quad (R^2 = 0.8752) \quad (8)$$

$$\frac{dy_{MLSS}}{dt} = 80\pi \cos\left[\frac{\pi}{6}t\right] - \frac{121}{8}\pi \sin\left[\frac{\pi}{8}t\right] \quad (9)$$

$$\frac{dy_{NH_4^+-N}}{dt} = -0.22\pi \sin\left[\frac{\pi}{4}(t-6)\right] \quad (10)$$

通过式 (6)、式 (9) 及式 (10), 便可知道“水蚯蚓-微生物共生系统”中 COD、MLSS 和 NH_4^+-N 的瞬时变化速率, 并假设进水模型组分 S_s 、 X_s 、 S_b 、 X_b 、 X_{OH} 、 X_{DNS} 和 X_{DNB} 所占 COD 比例分别为 η_{S_s} 、 η_{X_s} 、 η_{S_b} 、 η_{X_b} 、 $\eta_{X_{OH}}$ 、 $\eta_{X_{DNS}}$ 、 $\eta_{X_{DNB}}$, 最终得到水蚯蚓作用的传递函数, 详见表 4

表 4 水蚯蚓作用的传递函数

Table 4 The transmission function of Tubificidae

过程	速率方程表达式
可溶性生物降解有机物在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dS_s}{dt} \right\}$	$\eta_{S_s} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
颗粒性生物降解有机物在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dX_s}{dt} \right\}$	$\eta_{X_s} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
可溶性惰性有机物在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dS_b}{dt} \right\}$	$\eta_{S_b} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
颗粒性惰性有机物在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dX_b}{dt} \right\}$	$\eta_{X_b} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
好氧异氧菌在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dX_{OH}}{dt} \right\}$	$\eta_{X_{OH}} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
亚硝酸盐还原菌在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dX_{DNS}}{dt} \right\}$	$\eta_{X_{DNS}} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
硝酸盐还原菌在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dX_{DNB}}{dt} \right\}$	$\eta_{X_{DNB}} \cdot (-3\pi) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{6}(t-1)\right]$
氨氮在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dS_{NH_4^+-N}}{dt} \right\}$	$-0.22\pi \sin\left[\frac{\pi}{4}(t-6)\right]$
总悬浮颗粒物在好氧段 1 中的瞬时变化速率 $\left\{ \frac{dS_{TSS}}{dt} \right\}$	$80\pi \cos\left[\frac{\pi}{6}t\right] - \frac{121}{8}\pi \sin\left[\frac{\pi}{8}t\right]$

4.2 “水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型建立

本研究以全耦合活性污泥模型 (FCASM 3) 为基础平台, 结合水蚯蚓作用的传递函数建立了“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM). 基于浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺的长期现场观察和水质检测基础上, 提出了有关城镇污水厂“水蚯蚓-微生物共生系统”的微观机

理模型, 模型校验及其应用的系列研究.

为使“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型 (T-FCASM) 能在污水处理厂工艺中进行实际应用, 我们分别对新型氧化沟工艺的厌氧段、缺氧段、好氧段 1、好氧段 2 及好氧段 3 进行建模, 可得到控制方程 (11) (吴革, 2009):

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial C_i}{\partial t} \Big|_{A_{naerobic}} = \frac{1}{HRT_1} \left[\frac{QC_{inA_{p,i}} + RQC_{set,i}}{(1+R) \cdot Q} - C_{A_{1out,i}} \right] + \sum_i v_{ji} \theta \\ \frac{\partial C_i}{\partial t} \Big|_{A_{anoxic}} = \frac{1}{HRT_2} \left[\frac{(1+R)QC_{A_{1out,i}} + rQC_{O_{3out,i}}}{(1+R+r) \cdot Q} - C_{A_{2out,i}} \right] + \sum_i v_{ji} \theta \\ \frac{\partial C_i}{\partial t} \Big|_{A_{aerobic1}} = \frac{1}{HRT_3} (C_{A_{2out,i}} - C_{O_{1out,i}}) + \sum_i v_{ji} \theta + \varphi_i \\ \frac{\partial C_i}{\partial t} \Big|_{A_{aerobic2}} = \frac{1}{HRT_4} (C_{O_{1out,i}} - C_{O_{2out,i}}) + \sum_i v_{ji} \theta \\ \frac{\partial C_i}{\partial t} \Big|_{A_{aerobic3}} = \frac{1}{HRT_5} (C_{O_{2out,i}} - C_{O_{3out,i}}) + \sum_i v_{ji} \theta \end{array} \right. \quad (11)$$

式中, HRT_1 、 HRT_2 、 HRT_3 、 HRT_4 及 HRT_5 分别为新型氧化沟中厌氧段、缺氧段、好氧段 1、好氧段 2和好氧段 3的水力停留时间; i 为模型中定义的第 i 种污染物 ($i=1\sim 31$); $C_{inA_{p,i}}$ 为进入厌氧段的污水中第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{A_{1out,i}}$ 为厌氧段出水进入缺氧段的第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{A_{2out,i}}$ 为缺氧段出水进入好氧段 1的第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{O_{1out,i}}$ 为好氧段 1出水进入好氧段 2的第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{O_{2out,i}}$ 为好氧段 2出水进入好氧段 3的第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{O_{3out,i}}$ 为好氧段 3出水回流到缺氧池的第 i 种污染物的浓度 ($g \cdot m^{-3}$), $C_{set,i}$ 为从二沉池回流到厌氧段的第 i 种污染物浓度 ($g \cdot m^{-3}$); R 为污泥回流比(无量纲), r 为混合液回流比(无量纲), Q 为污水处理厂经初沉池处理后的污水流量 ($m^3 \cdot d^{-1}$). $\sum_i v_{ji} \theta$ 为细菌等微生物的生物反应项, 与其相关的动力学方程及化学计量系数矩阵可参见文献(孙培德等, 2008); φ_i 为水蚯蚓作用的传递函数中的水蚯蚓作用变化项, 详见表 4

5 “水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型校验 (Model validation for T-F-CAS M)

5.1 污水处理厂试验结果

5.1.1 常规水质指标测定结果 2008年9月份现场试验期间, 浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺的平均进水流量为 $537m^3 \cdot h^{-1}$, 其中每天由在线流量计实时监测的流量变化情况详见图 5; 新型氧化沟工艺进水与出水中 COD、氨氮、磷酸盐等污染物的动态变化趋势详见图 6~10.

由图 5可见, 该厂新型氧化沟工艺的进水流量波动较大, 特别是 2008年9月19日开始至9月27

日这段时间内, 进水流量在 $600m^3 \cdot h^{-1}$ 上下波动, 于9月28日后进水流量开始回落.

由图 6可见, 现场试验期间进水 COD 波动较大, 平均为 $242mg \cdot L^{-1}$; 出水 COD 波动较小, 在 $40mg \cdot L^{-1}$ 上下波动, 且都在 $60mg \cdot L^{-1}$ 以下, COD 去除效果较好. 虽然进水氨氮浓度也存在较大波动, 但出水氨氮浓度波动较小, 均在 $2mg \cdot L^{-1}$ 上下波动, 且去除率达 90%以上. 由图 8和图 9可见, 进水中硝酸盐及亚硝酸盐浓度较低, 出水中以硝酸盐为主, 其平均浓度为 $8.51mg \cdot L^{-1}$, 基本不含亚硝酸盐, 其平均浓度仅为 $0.017mg \cdot L^{-1}$. 由此可以推测, 进水中的氨氮已大部分被转化成氮气的形式排放, 实现了较好脱氮效果. 由图 10可见, 进水中磷酸盐含量较低, 出水磷酸盐浓度已低至平均 $0.015mg \cdot L^{-1}$. 从总体上看, 该系统可以较好地实现污染物质生物去除, 出水水质较好.

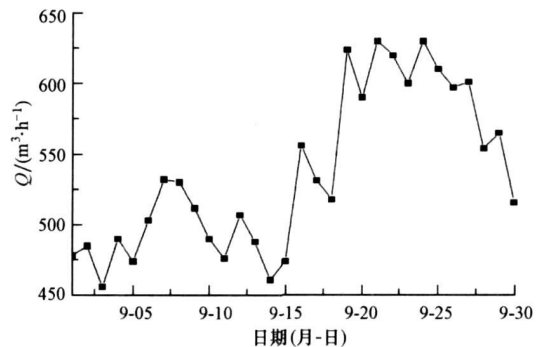


图 5 新型氧化沟工艺 9月份进水流量变化趋势图

Fig 5 The dynamic trend of influent flux of the new-style oxidation ditch process in September

5.1.2 进水模型组分测定结果 通过 BI-2000 电解呼吸仪, 对进水模型组分进行了呼吸试验, 并得到了进水模型组分所占 COD 比例的变化范围, 并结

合污水处理厂实际情况及模型本身的需要,给出了该厂进水模型组分的具体数值,详见表 5

表 5 进水模型组分所占 COD 比例变化范围及本模型中所取模型组分具体数值

Table 5 The actual range of influent model components and the value adopted in T-FCA SM

组分	占 COD比例变化范围	本模型所取具体数值
S _s	0.179~0.203	0.19
S ₁	0.097~0.212	0.18
X _s	0.224~0.281	0.25
X ₁	0.195~0.212	0.20
X _{OH}	0.078~0.109	0.08
X _{DNS}	0.049~0.049	0.049
X _{DNB}	0.049~0.063	0.051

5.2 模型校验方法

应用开发出的“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型模拟程序,实现了对浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺的数值模拟。

模型中涉及大量的动力学和化学计量参数,这些参数的取值将直接影响模拟结果,确定这些参数值是模型应用中的一项重要工作.而要对模型中每一个参数都进行测定,不仅费时费力,还受到实验条件等诸多因素的制约,因此,在本次模型校验研究中,首先采用国际水协活性污泥课题组以及EAWAG课题组等在大量实验研究基础上所给出的典型值(王如意等,2008),然后对模型中起关键作用的参数进行灵敏度分析和调整来完成.本模型中经过模拟校核的动力学参数及其校核值(20℃)详见表 6 其它动力学参数和化学计量参数均采用典型值.

表 6 经模拟校核的动力学参数及其校核值(20℃)

Table 6 Calibrated kinetic parameters and their values for T-FCA SM (20℃)

参数	意义	典型值	校核值	单位
b _{O₂-DNB}	硝酸还原菌的最大好氧内源呼吸速率	0.2	0.1	d ⁻¹
μ _{NS}	亚硝酸菌(X _{NS})最大比生长速率	0.47	0.42	d ⁻¹
μ _{NB}	硝酸菌(X _{NB})最大比生长速率	0.78	3	d ⁻¹
k _{IHA,PAO}	X _{IHA,PAO} 贮存速率	3	3.5	d ⁻¹
μ _{PAO}	X _{PAO} 最大比生长速率	1	0.2	d ⁻¹
b _{O₂-PAO}	X _{PAO} 最大好氧内源呼吸速率	0.2	0.02	d ⁻¹
b _{NO_x-PAO}	X _{PAO} 最大缺氧内源呼吸速率	0.2	0.02	d ⁻¹
k _{IHA,DPB}	X _{IHA,DPB} 贮存速率	3	9.5	d ⁻¹
μ _{DPB}	X _{DPB} 最大比生长速率	1	0.2	d ⁻¹
b _{O₂-DPB}	X _{DPB} 最大好氧内源呼吸速率	0.2	0.02	d ⁻¹
b _{NO_x-DPB}	X _{DPB} 最大缺氧内源呼吸速率	0.2	0.02	d ⁻¹
μ _{GAO}	X _{GAO} 最大比生长速率	0.8	0.4	d ⁻¹
K _{NO₃-P}	S _{NO₃} + S _{NO₂} 饱和系数	0.5	2.5	g m ⁻³
K _{SS-P}	S _s 饱和系数	4	1	g m ⁻³

5.3 模型校核结果分析

5.3.1 新型氧化沟工艺各生化池出水污染物模拟值与实测值对比研究 应用“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型对浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺进行了数值模拟研究.二沉池一维动态模型采用固体通量理论建立污泥浓缩基本方程(蒋已刚等,2007),并假设污泥浓缩时不发生扩散行为,二沉池内无生化反应.其中,COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N及PO₄³⁻-P模拟值与实测值的动态对比结果详见图 6至图 10

由图 6可知,“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型对 COD 的模拟非常接近,而且变化趋势较实际变化趋势稳定,但其模拟值比实测值有所偏低.

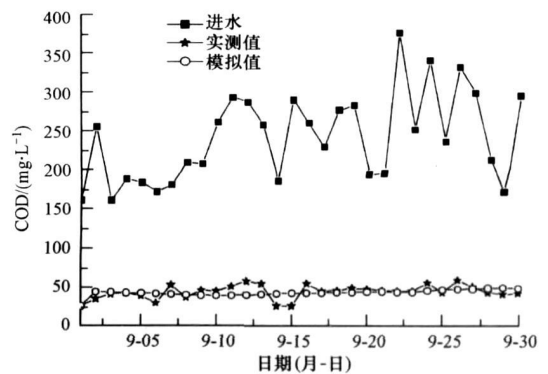


图 6 “水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型模拟出水 COD 与实测值对比图

Fig. 6 Comparison between measured effluent COD and dynamic simulated COD by T-FCA SM

这主要是由以下 2 方面原因造成的: ①模型在对 COD 去除描述中, 是按照微生物对 C、N、P 需求的最佳比例来进行 COD 的模拟去除, 而在污水处理厂实际工程运行中, 一般不可能一直控制在这个最佳比例; ②模型所模拟的出水 COD 值实际上是出水中可溶性 COD 值, 并不包括出水中少量的颗粒性 COD。

由图 7 对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的模拟中可以看出, 新型氧化沟工艺各反应段模拟值变化趋势与实际变化趋势较一致, 特别是对厌氧段的模拟, 但其模拟值较实测值偏高。同时可以发现: 厌氧段氨氮浓度将减小至原进水氨氮浓度的 1/2 左右, 在好氧段又将大幅度下降。厌氧段溶解氧水平低, 将发生氨化作用, 会导致氨氮浓度的增加, 而同时由于来自二沉池的污泥回流, 将起到对厌氧段氨氮浓度的稀释效果, 最终导致厌氧段氨氮浓度的表观下降; 好氧段溶解氧水平较高, 给硝化菌创造了充分的条件, 通过硝化作用而使得氨氮浓度的大幅度下降。

由图 8 和图 9 分别对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 及 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的模拟中可以看出, 厌氧段及缺氧段出水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 及 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的模拟值与实测值存在较大差别, $\text{NO}_3^- \text{-N}$

模拟浓度值比实测值高, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 模拟浓度值比实测值低; 而模型对各好氧段出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 及 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的模拟变化趋势与实际变化趋势基本一致, 且模拟值与实测值也较接近。由此可见, 模型对缺氧反硝化的模拟与实际有所偏离。推测可能的原因是系统中可能存在从 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 直接到 N_2 的反硝化过程, 而模型目前还没有实现对该过程的描述。

由图 10 可见, “水蚯蚓-微生物共生系统” 细观机理模型对新型氧化沟工艺各反应段 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 的模拟与实际情况存在一定的差异。根据经典除磷机理理论, 将会在厌氧段及好氧段分别发生厌氧放磷及好氧吸磷现象, 最终实现磷的去除, 而在该污水处理厂实际活性污泥系统中厌氧段及各好氧段磷酸盐水平都非常低, 并未出现厌氧放磷及好氧吸磷现象, 表明该系统对磷酸盐的去除作用并不显著。

通过以上“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型对诸暨市菲达宏宇污水处理厂新型氧化沟工艺的动态模拟结果分析及污水处理机理分析得到以下几点结论: ①“水蚯蚓-微生物共生系统”细观

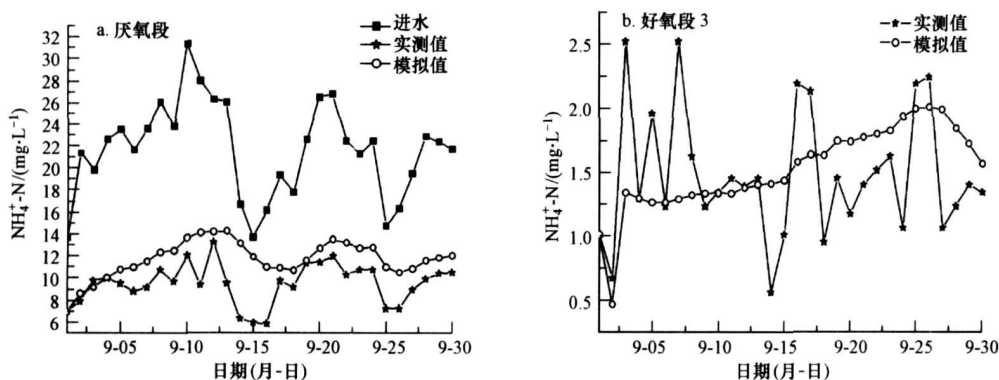


图 7 厌氧段和好氧段 3 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 模拟值与实测值对比图

Fig. 7 Comparison between measured and simulated $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ concentrations in effluent of anaerobic section and aerobic section 3

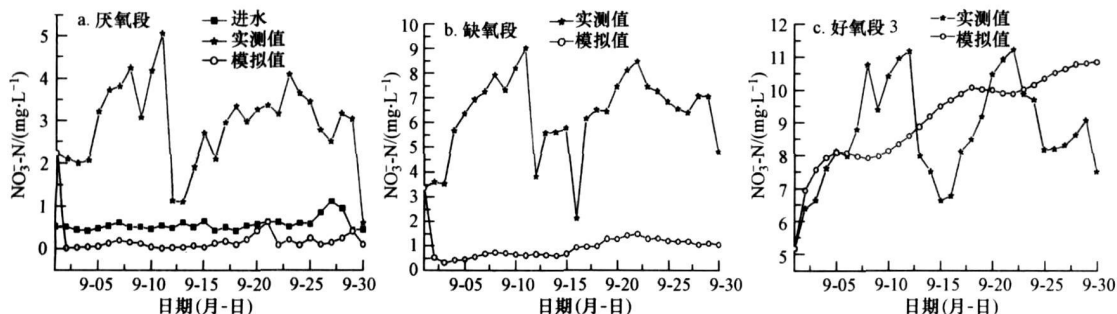


图 8 厌氧段、缺氧段和好氧段 3 出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 模拟值与实测值对比图

Fig. 8 Comparison between measured and simulated $\text{NO}_3^- \text{-N}$ concentrations in effluent of anaerobic section, anoxic section and aerobic section 3

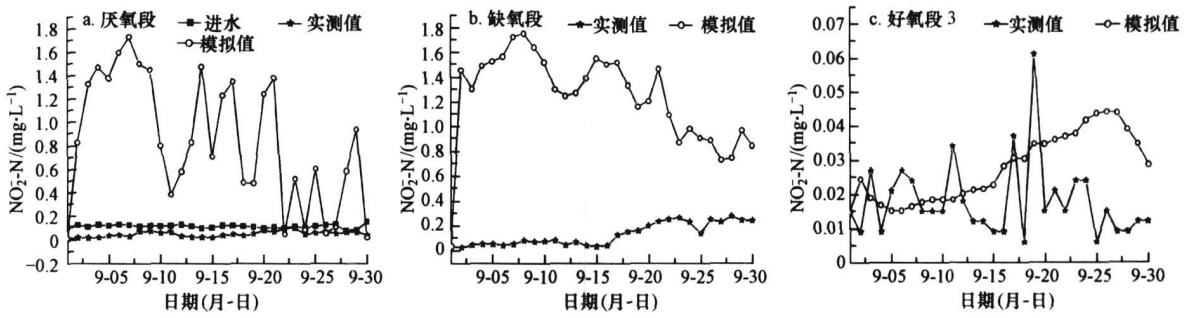


图9 厌氧段、缺氧段和好氧段3出水NO₂⁻-N模拟值与实测值对比图

Fig. 9 Comparison between measured and simulated NO₂⁻-N concentrations in effluent of anaerobic section, anoxic section and aerobic section 3

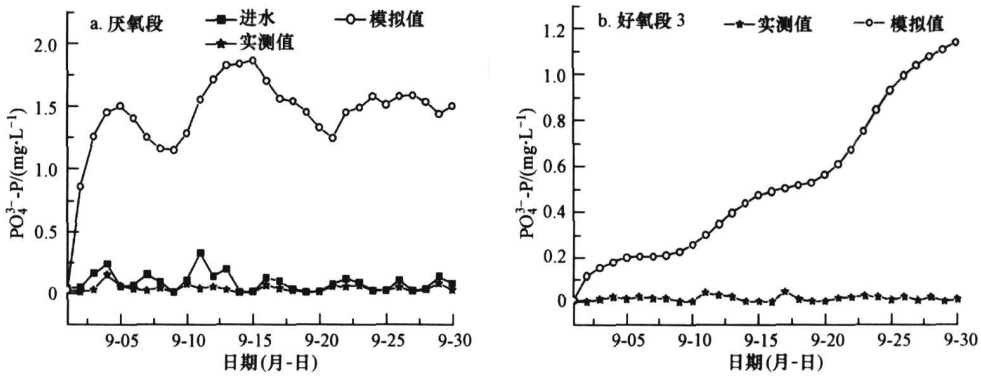


图10 厌氧段和好氧段3出水PO₄³⁻-P模拟值与实测值对比图

Fig. 10 Comparison between measured and simulated PO₄³⁻-P concentrations in effluent of anaerobic section and aerobic section 3

机理模型能够实现对污水处理厂污染物去除机理的较准确地模拟,模拟结果与实测结果基本一致. ②“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型利用两步硝化-反硝化理论实现了对生物脱氮过程的较准确地描述,但仍需进一步改进. ③“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型对生物除磷过程的模拟,由于该污水处理厂低磷进水的原因,与实测值

存在一定的偏差.

5.3.2 新型氧化沟工艺出水悬浮颗粒物及回流污泥浓度模拟值与实测值对比研究 图11显示了“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型模拟新型氧化沟工艺二沉池出水悬浮颗粒物和回流污泥浓度与实测值的动态对比结果.

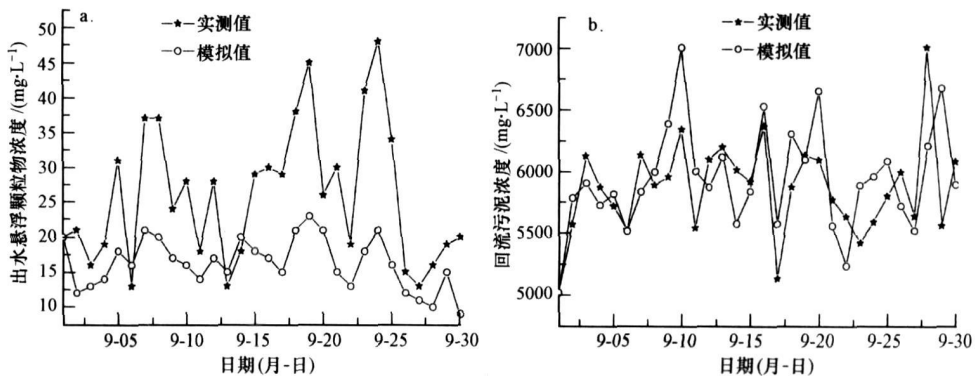


图11 二沉池出水悬浮颗粒物和回流污泥浓度模拟值与实测值对比图

Fig. 11 Comparison between measured and simulated concentrations of effluent suspended solids and return sludge

由图 11a可见,“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型对出水悬浮颗粒物的模拟变化趋势与实际变化趋势基本一致,但其模拟值比实测值偏低;由图 11b可以看出,“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型对二沉池回流污泥的模拟变化趋势与实际变化趋势基本一致,其模拟值与实测值较为接近。

通过以上分析,表明“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型能够实现对污水厂回流污泥浓度的准确模拟,而对于出水悬浮颗粒物的模拟还有待对模型做出进一步改进;同时发现“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型的模拟变化趋势比实际变化趋势较为平缓,这是因为模拟结果主要由模型参数决定,不受环境影响,相对比较稳定,而实际出水悬浮颗粒物、回流污泥浓度以及各生化池污泥浓度受到多种因素的影响(如天气、水力条件等),实际波动较大。

6 结论 (Conclusions)

1)基于浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂的现场长期观察和试验研究,提出“水蚯蚓-微生物共生系统”的新技术原理,获得了“水蚯蚓-微生物共生系统”中污染物的输入量与输出量随时间的动态变化规律,并建立了水蚯蚓作用的传递函数,从而实现水蚯蚓在污水处理和污泥降解过程中对污染物去除作用模拟。

2)以全耦合活性污泥模型(FCASM3)为基础平台,结合水蚯蚓作用的传递函数,最终建立了污水厂“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型(T-FCASM)。

3)通过对浙江省诸暨市菲达宏宇污水处理厂常规水质指标和进水模型组分的测定,完成了“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型的动态模拟校验。在采用国际水协活性污泥课题组以及EAWAG课题组等在大量实验研究基础上所给出的模型参数典型值基础上,通过对模型中的关键性参数进行灵敏度分析和不断调整校核,得到一组适合该污水处理厂实际情况的最佳动力学参数校核值。

4)“水蚯蚓-微生物共生系统”细观机理模型实现了对回流污泥浓度的准确模拟;同时该模型能够对污水处理厂生物去除有机物及脱氮过程进行较准确的模拟,而对生物除磷过程的模拟,由于该污水处理厂低磷进水的原因,与实测值存在一定的偏差。

责任作者简介:孙培德(1957—),男,工学博士,教授。2006年曾赴The University of Western Australia(UWA)做访问教授。现任浙江工商大学环境科学与工程学院常务副院长,资源与环境研究所所长,浙江省“151新世纪人才工程”第二层次人才,浙江省高校中青年学科带头人。近年来主持浙江省自然科学基金重点项目“城镇污水厂生物脱氮除磷及优化运行基础理论研究”、国家“863”科技计划项目等10项;出版学术专著4部;国际三大检索(SCI/EI/ISTP)收录论文50篇;获教育部科技进步三等奖(排名第一,1998)等省部级奖10余项;国际期刊《Journal of Applied Sciences》编委。主要研究方向:(1)城镇污水生物处理理论及优化控制技术;(2)环境安全系统数值模拟及优化控制技术。

参考文献 (References):

- Bouche M L, Habets F, Biagianti-Risbourg S, *et al*. 2000 Toxic effects and bioaccumulation of cadmium in the aquatic oligochaete tubifex tubifex [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 246—251
- Bouche M L, Biagianti-Risbourg S, Arsac F, *et al*. 1999 An original decontamination process developed by the aquatic oligochaete Tubifex tubifex exposed to copper and lead [J]. *Aquat Toxicol*, 45: 9—17
- 陈旸,肖亿群,邱江平. 2003 蚯蚓生物滤池处理城市污水初步试验 [J]. *上海交通大学学报(农业科学版)*, 21(4): 336—339
- Chen Y, Xiao Y Q, Qiu J P. 2003 Preliminary experiment for earthworm biofilter to treat municipal sewage [J]. *Journal of Shanghai Transportation University (Agricultural Science)*, 21(4): 336—339 (in Chinese)
- Elissen H J H, Hendrickx T L G, Temmink H, *et al*. 2006 A new reactor concept for sludge reduction using aquatic worms [J]. *Water Research*, 40: 3713—3718
- Elissen H J H. 2007 Sludge reduction by aquatic worms in wastewater treatment with emphasis on the potential application of *Lumbricus variegatus* [D]. Wageningen, Netherlands Wageningen University
- Ghyoot W, Verstraete W. 2000 Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor [J]. *Water Research*, 34(1): 205—215
- Hendrickx T L G, Temmink H, Elissen H J H, *et al*. 2009 The effect of operating conditions on aquatic worms eating waste sludge [J]. *Water Research*, 43(4): 943—950
- Huang X, Liang P, Qian Y. 2007 Excess sludge reduction induced by *Tubifex tubifex* in a recycled sludge reactor [J]. *Journal of Biotechnology*, 127: 443—451
- 黄勇,杨铃大,王宝贞. 1997 二沉池的数学模型及瞬变响应特性模拟研究——瞬变响应特性 [J]. *中国给水排水*, 13(1): 6—9
- Huang Y, Yang Q D, Wang B Z. 1997 Dynamic modeling and transient responses analysis of secondary clarifier Part I——transient responses simulation [J]. *China Water and Wastewater*, 13(1): 6—9 (in Chinese)
- 蒋卫刚,顾国维,俞国平. 2007 二沉池动态仿真模型研究 [J]. *环境工程学报*, 1(3): 21—24

- Jiang W G, Gu G W, Yu G P. 2007. Study on dynamic model of secondary settlers [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 1(3): 21—24 (in Chinese)
- Lapinski J, Tunnacliffe A. 2003. Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdellid rotifers [J]. Water Research, 37(9): 2027—2034
- Lee N M, Welander T. 1996a. Use of protozoa and metazoan for decreasing sludge production in aerobic wastewater treatment [J]. Biotechnology Letters, 18(4): 429—434
- Lee N M, Welander T. 1996b. Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem [J]. Water Research, 30(8): 1781—1790
- 梁鹏. 2004. 利用微型动物减少剩余污泥产生量的研究 [D]. 北京: 清华大学. 20—70
- Liang P. 2004. Study on reducing excess sludge by microzoan [D]. Beijing Tsinghua University, 20—70 (in Chinese)
- Liang P, Huang X, Qian Y, et al. 2006a. Determination and comparison of sludge reduction rates caused by microfaunas' predation [J]. Bioresource Technology, 97(6): 854—861
- Liang P, Huang X, Qian Y. 2006b. Excess sludge reduction in activated sludge process through predation of *Aeolosoma henrichi* [J]. Biochemical Engineering Journal, 28: 117—122
- Liu Y, Tay J H. 2001. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process [J]. Biotechnology Advances, 19: 97—107
- Luxny B S, Kubo T, Yamamoto K. 2001. Sludge reduction potential of metazoan in membrane bioreactors [J]. Water Science and Technology, 44(10): 197—202
- Ratsak C H, Kooijman S A L M, Kooijman B W. 1993. Modeling the growth of an oligochaete on activated sludge [J]. Water Research, 27(5): 739—747
- Ratsak C H, Kooijman B W, vanVerseveld H W. 1994. Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate *Tetrahymena Pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas Fluorescens* [J]. Water Science & Technology, 29(7): 119—128
- Ratsak C H, Verkuijen J. 2006. Sludge reduction by predatory activity of aquatic oligochaetes in wastewater treatment plants: science or fiction? A review [J]. Hydrobiologia, 564: 197—211
- Rensink J H, Constanje R, van der Pal J H. 1996. A new approach to sludge reduction by metazoan [M]. Munich: In 10th European Sewage and Reuse Symposium, IFAT, 339—364
- Rensink J H, Rukens W H. 1997. Using metazoan to reduce sludge production [J]. Water Science & Technology, 36(11): 171—179
- 孙培德, 王如意. 2008. 全耦合活性污泥模型 (FCASM3) I: 建模机理及数学表征 [J]. 环境科学学报, 28(12): 2404—2419
- Sun P D, Wang R Y. 2008. Full Coupled Activated Sludge Model (FCASM3) Part I: Mechanism and mathematical expression [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 28(12): 2404—2419 (in Chinese)
- Sun P D, Wang R Y, Fang Z G. 2009. Fully Coupled Activated Sludge Model (FCASM3): Model development [J]. Bioresource Technology, 100(20): 4632—4641
- 王如意, 孙培德, 宋英琦. 2008. 全耦合活性污泥模型 (FCASM3) II: 模型校验 [J]. 环境科学学报, 28(12): 2420—2429
- Wang R Y, Sun P D, Song Y Q. 2008. Full Coupled Activated Sludge Model (FCASM3) Part 2: Model validation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 28(12): 2420—2429 (in Chinese)
- 王亚伟, 魏源送, 刘俊新. 2006. 颤蚓反应器结构和曝气方式对剩余污泥处理的影响 [J]. 中国给水排水, 22: 338—342
- Wang Y W, Wei Y S, Liu J X. 2006. Impacts of structure and aeration strategy of *Tubifex* reactor on treating the discharged excess sludge [J]. China Water and Wastewater, 22: 338—342 (in Chinese)
- Wei Y S, van Houten R T, Borger A R, et al. 2003a. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment [J]. Water Research, 37(18): 4453—4467
- Wei Y S, van Houten R T, Borger A R, et al. 2003b. Comparison performances of membrane bioreactor (MBR) and conventional activated sludge (CAS) processes on sludge reduction induced by oligochaete [J]. Environmental Science & Technology, 37(14): 3171—3180
- Wei Y S, Liu J X. 2005. The discharged excess sludge treated by oligochaete [J]. Water Science and Technology, 52(10-11): 265—272
- Wei Y S, Liu J X. 2006. Sludge reduction with a novel combined worm-reactor [J]. Hydrobiologia, 564: 213—222
- 魏源送, 刘俊新. 2005. 利用寡毛类蠕虫反应器处理剩余污泥的研究 [J]. 环境科学学报, 25(6): 803—808
- Wei Y S, Liu J X. 2005. Effects of oligochaete reactor on treating the discharged excess sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 25(6): 803—808 (in Chinese)
- 吴革. 2009. 污水厂“水蚯蚓-微生物共生系统”微观机理模型及大规模工艺优化研究 [D]. 杭州: 浙江工商大学
- Wu G. 2009. Study on the sub-microscopic mechanism model for symbiotic system of *Tubifex tubifex* and microorganism and optimization for large-scale process in WWTP [D]. Hangzhou Zhejiang Gongshang University (in Chinese)
- 杨健, 杨键, 杨居川, 等. 2008. 水力负荷对蚯蚓生物滤池污水处理效果的影响 [J]. 环境科学, 29(7): 1890—1896
- Yang J Y, ang J Y, ang J C. 2008. Effect of hydraulic load distribution on sewage treatment efficiency of earthworm bio-filter [J]. Environmental Science, 29(7): 1890—1896 (in Chinese)
- 诸晖, 魏源送, 王亚伟, 等. 2008. 寡毛类蠕虫污泥减量工艺及其生长规律的研究进展 [J]. 过程工程学报, 8(5): 1030—1040
- Zhu H, Wei Y S, Wang Y W. 2008. Advances in sludge reduction induced by oligochaetes and their growth kinetics [J]. The Chinese Journal of Process Engineering, 8(5): 1030—1040 (in Chinese)