

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2017.01.018



ASM2d 模型改良及在 DE 型氧化沟中的应用

郭彦雪^{1a}, 李伟^{1b}, 赵凯²

(1. 西安建筑科技大学 a. 管理学院; b. 环境与市政工程学院, 西安 710055;

2. 西安创业水务有限公司 北石桥污水净化中心, 西安 710086)

摘要: 对国际水质污染与控制协会 (IAWQ) 推出的活性污泥 2d 号模型 (ASM2d) 进行优化, 使之能够模拟含有菌胶团的污水处理工艺。使用改良后的 ASM2d 模型模拟并分析了有机物、氮和磷在 DE 型双沟式氧化沟中的降解过程, 发现优化后模型能够较好地拟合这些物质的降解过程。依据所建立的模型计算出各组分在 DE 型氧化沟中 1 个周期 4 个阶段的转化速率, 该结果有助于深入分析有机物、氮及磷不同形态之间的转化规律。

关键词: DE 型氧化沟; 污水组分; 数学模型; 污水处理

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2017)01-0125-07

Modified ASM2d model and application in the DE-oxidation ditch

Guo Yanxue^{1a}, Li Wei^{1b}, Zhao Kai²

(1a. School of Management; 1b. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, P. R. China; 2. Beishiqiao Wastewater Treatment

Corporation, Xi'an Capital Environmental Protection Group Company Limited, Xi'an 710086, P. R. China)

Abstract: Activated sludge model 2d (ASM2d) proposed by IAWQ was modified, and it was used to simulate wastewater treatment containing biomass flocs. Combined with the operation parameters of a double-channel DE-oxidation ditch, a calculated model was built to simulate carbon, nitrogen and phosphorus degradation processes. The results showed that it could fit the experiment data well. The removal rates of pollutant in the four phases in a cycle were also calculated. And the analyses provided an insight in the nitrification, denitrification and phosphorus removal mechanisms in such operation system, which was useful for the system diagnosis and optimization.

Keywords: DE-oxidation ditch; wastewater characterization; mathematical model; wastewater treatment

由于污水组分和活性污泥法的复杂性, 必须开展数学模型研究, 才能对其进行更加深入研究^[1]。

目前, 常用的模型为国际水质污染与控制协会 (IAWQ) 推出的活性污泥 2d 号模型 (ASM2d), 各国

收稿日期: 2016-04-05

基金项目: 国家自然科学基金 (51308437); 西安建筑科技大学人才基金 (RC1247)

作者简介: 郭彦雪 (1986-), 女, 主要从事水质模拟研究, (E-mail) guoyanxue1128@163.com。

李伟 (通信作者), 男, 副教授, 硕士生导师, (E-mail) liwei@xauat.edu.cn。

Received: 2016-04-05

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (NSFC) (No. 51308437); Science Foundation of Xi'an University of Architecture and Technology (No. RC1247)

Author brief: Guo Yanxue (1986-), main research interest: water quality simulation, (E-mail) guoyanxue1128@163.com.

Li Wei (corresponding author), associate professor, master supervisor, (E-mail) liwei@xauat.edu.cn.

的专家与学者将该数学模型和实际污水处理工艺相结合建立了各种计算模型,用于预测污染物降解和指导污水厂的运行^[2-5]。根据报道,ASM2d 模型能够较好的模拟污染物在厌氧区/缺氧区/好氧区存在明显边界的生物反应器(如 A²/O 工艺)中的降解过程,而对边界不明显的反应器(如氧化沟)中降解过程的拟合结果往往与实测值相差较大。高扬等^[4]使用 ASM2d 模型模拟氮在改良型 A²/O 工艺中降解过程,发现出水模拟值与实测值偏差仅为 0.54%~1.24%;然而,Xie 等^[6]使用相同模型对氮在 Carrousel 氧化沟中降解过程进行模拟,发现模拟值与实测值的平均偏差达 8%~28%。在实际污水处理工艺中(如 DE 氧化沟),细菌会与水中物质结合形成菌胶团,溶解氧浓度在菌胶团中由外而内逐渐降低,形成溶解氧浓度梯度。当外部溶解氧浓度相对较低时,菌胶团内部会形成缺氧区甚至是厌氧区,从而会发生同步硝化反硝化(SND)脱氮现象,据报道氧化沟中 50%以上的氮是依靠该过程去除的^[7]。然而,ASM2d 模型并未包含 SND 过程,因此,难以准确的拟合污染物在存在 SND 工艺中的降解过程。

本文依据菌胶团的结构,提出“厌氧核”概念,并以此为依据优化了 ASM2d 模型。使用优化后的数学模型,结合某 DE 型双沟式氧化沟的实际运行特点,建立了 DE 型双沟式氧化沟中碳氧化、硝化和反硝化以及磷去除的计算模型。

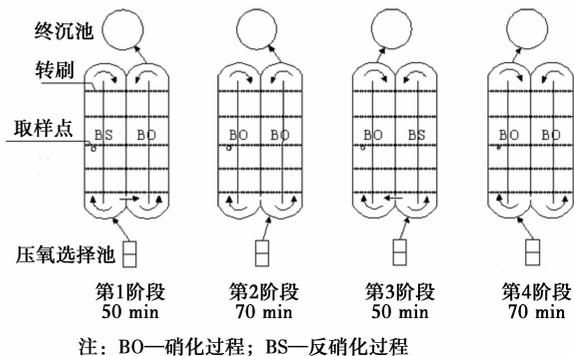
1 材料与方法

1.1 污水厂简介

污水处理量为 12 万 m³/d。进水经过粗格栅、细格栅、曝气撇油沉砂池、厌氧选择池、DE 型双沟式氧化沟和终沉池后排放至皂河。

污泥回流比为 80%,回流污泥浓度约 12 000 mg/L,污泥停留时间(SRT)为 18 d,平均水力停留时

间(HRT)为 4.75 h。DE 型双沟式氧化沟的运行方式是两沟交替工作循环曝气,1 个周期历时 240 min,分 4 个阶段进行。DE 型氧化沟 1 个周期 4 个阶段的具体运行方式见图 1。



注: BO—硝化过程; BS—反硝化过程

图 1 DE 型氧化沟 4 个阶段运行状态图

Fig. 1 Operation state in DE oxidation ditch

1.2 测量项目与方法

由于 DE 型双沟式氧化沟 I 沟第 1、2 阶段与 II 沟 3、4 阶段成镜像关系,因此仅对 I 沟的 4 个阶段进行了测定。

具体方式如下:在氧化沟 I 沟上固定取样点(如图 1 所示),以第 1 阶段开端为始点,10 min 为一时间间隔进行取样(水力测试表明污水在氧化沟中循环 1 周的时间约为 10 min)。取样后立即测定混合液的溶解氧浓度(DO)和水温(T);然后用中速滤纸对混合液进行过滤,在实验室测定滤液的以下项目:pH 值、化学需氧量(COD)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺±N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、总磷(TP)和正磷酸盐(PO₄³⁻-P)。此外,实验还测定了 SV30、MLSS 和 MLVSS 以确定污泥的性质,以上各项目均按照国家标准方法进行^[8]。

1.3 污水特征分析

具体氧化沟的污水进水和出水水质组分分析结果见表 1。

表 1 DE 氧化沟系统进出水水质分析(其中进水取自曝气沉砂池出口,出水取自氧化沟出水)

Table 1 Analysis of influent and effluent sampled from DE-oxidation ditch system

符号	名称	数值	单位	符号	名称	数值	单位
S _{O2}	溶解氧	0	g O ₂ · m ⁻³	COD _{tot, inf}	进水总 COD	360	g COD · m ⁻³
S _F	易生物降解有机物	79.2	g COD · m ⁻³	COD _{f, tot}	进水滤液中 COD	135.2	g COD · m ⁻³
S _A	发酵产物(醋酸)	32.4	g COD · m ⁻³	COD _{tot, eff}	出水滤液中 COD	25.2	g COD · m ⁻³
S _{NH4}	氨氮	38.8	g N · m ⁻³	COD _{f, eff}	出水 COD	24.8	g COD · m ⁻³
S _{NO3}	硝态氮	2.6	g N · m ⁻³	COD _{VFA}	VFA 转化的 COD	79.2	g COD · m ⁻³
S _{PO4}	正磷酸盐	3.8	g P · m ⁻³				
S _I	不可降解有机物	23.6	g COD · m ⁻³				
S _{ALK}	碱度	5	mol HCO ₃ ⁻ · m ⁻³				

续表 1

符号	名称	数值	单位	符号	名称	数值	单位
颗粒态组分				$S_A = \text{COD}_{\text{VFAs}}$			
X_I	不可降解有机物	23.6	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_S = \text{COD}_{\text{f,tot}} - S_I$			
X_S	慢速可降解有机物	156	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_F = S_S - S_A$	$X_I = (1 - \alpha)\text{COD}_{\text{susp,inf}}$		
X_H	异养菌	32.1	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_A = \text{COD}_{\text{VFAs}}$	$X_S = \alpha\text{COD}_{\text{susp,inf}}$		
X_{PAO}	聚磷菌	0	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_I = 0.95\text{COD}_{\text{f,eff}}$	$\alpha = [(\text{BOD}_{\text{tot}} / (1 - Y_H) - S_S)] / \text{COD}_{\text{susp,inf}}$		
X_{PP}	聚磷菌体内正磷酸	0	$\text{g P} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_S = \text{COD}_{\text{f,tot}} - S_I$	$\text{BOD}_{\text{tot}} = \text{BOD}_5 / (1 - e^{-5k})$		
X_{PHA}	聚磷菌体内有机物	0	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_A = \text{COD}_{\text{VFAs}}$	$\text{COD}_{\text{susp,inf}} = \text{COD}_{\text{tot,inf}} - \text{COD}_{\text{filt,inf}}$		
X_{AUT}	硝化菌	0	$\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$	$S_I = 0.95\text{COD}_{\text{f,eff}}$			
X_{TSS}	颗粒物	211.7	$\text{g TSS} \cdot \text{m}^{-3}$				

2 数学模型的建立

2.1 模型建立的假设

在模型建立时做了如下假设:1)进水量不变;2)原污水中组分及含量恒定;3)每立方米混合液进入氧化沟后直接与一份污水完全混合;4)空间平面上为理想推流式;5)系统运行时温度不变;6)pH 值恒定;7)氧化沟内无毒害微生物的物质;8)微生物对颗粒状有机物的捕捉是瞬时进行的;9)有机物和有机氮的水解是同时进行的,且速率相等;10)污水在氧化沟内的流动速度恒定。

2.2 模型建立的方法

水力试验发现沟内混合液平均流速约为 0.5 m/s,因此在模拟中假定流速恒定为 0.5 m/s。在氧化沟长度方向上以 0.5 m 为一个单位进行分割,每一单元的污水看成一个处理单元,袁宏林等^[9]通过测定发现,从宽度和深度来看,DE 氧化沟具有完全混合式反应器的特点,因此,每一单元的污水水质在空间上可以近似认为是均匀的。从整个系统长度方向上看,氧化沟系统又具有推流式反应器的特点,因此我们假定取出一单元混合液,让其在氧化沟中循环(如图 2 所示)。

2.3 建立模型中使用的物料平衡模型

根据质量守恒方程可以得到式(1),由水量平衡可以得到式(2),ASM2d 给出的系统反应量由化学计量数 v_{ij} 和组分的过程速率 ρ_j 乘积之和表示,得到式(3)。

$$\frac{d(V_{[t]} \cdot C_{i[t]})}{dt} = Q_{\text{in}[t]} \cdot C_{\text{in}[t]} - Q_{\text{out}[t]} \cdot C_{i[t]} + r_i \cdot V_{[t]} \quad (1)$$

$$\frac{dV_{[t]}}{dt} = Q_{\text{in}[t]} - Q_{\text{out}[t]} \quad (2)$$

$$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j \quad (3)$$

式中: $V_{[t]}$ 为 t 时刻污水的体积; $C_{i[t]}$ 为 t 时刻 i 组分的浓度, g/m^3 ; $Q_{\text{in}[t]}$ 为 t 时刻进水的流量; $C_{\text{in}[t]}$ 为 t 时刻进水 i 组分的浓度, g/m^3 ; $Q_{\text{out}[t]}$ 为 t 时刻出水流量; r_i 为反应速率, $\text{g}/(0.1 \text{ min}(\text{m}^3))$; v_{ij} 为化学计量系数; ρ_j 为过程速率式。

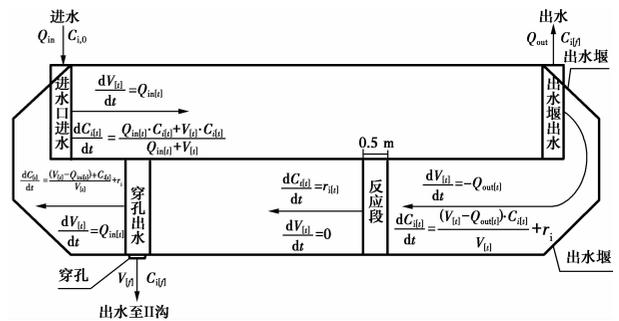


图 2 污水单元分割与反应速率示意图

Fig. 2 Wastewater divided unit and reaction rate

如图 2 所示,上述方程在不同阶段可进行如下简化。

进水段:氧化沟的进水有两种方式,一是进水口进水,二是在固定时刻由穿孔进水。此时 $Q_{\text{out}[t]} = 0$,若 t 时刻进水量为 $Q_{\text{in}[t]}$,则方程可以简化为

$$\frac{dC_{i[t]}}{dt} = \frac{Q_{\text{in}[t]} \cdot C_{\text{in}[t]} + V_{[t]} \cdot C_{i[t]}}{Q_{\text{in}[t]} + V_{[t]}} + r_i$$

$$\frac{dV_{[t]}}{dt} = Q_{\text{in}[t]} \quad (4)$$

式中: C_0 为曝气沉砂池出水口处污染物浓度; $C_{i,II}$ 为 II 沟进水前 1 秒这份污水中污染物的浓度。

反应段:氧化沟在不进水也不出水时认为其处

于反应段,此时 $Q_{out[\tau]}=0, Q_{in[\tau]}=0$, 方程简化为

$$\frac{dC_{i[\tau]}}{dt} = r_{i[\tau]} \quad \frac{dV_{[\tau]}}{dt} = 0 \quad (5)$$

出水段:该系统出水有两种方式:一是出水口出水,二是固定时刻通过穿孔出水,此时 $Q_{in[\tau]}=0$, 方程简化为

$$\frac{dC_{i[\tau]}}{dt} = \frac{(V_{[\tau]} - Q_{out[\tau]}) \cdot C_{i[\tau]}}{V_{[\tau]}} + r_i$$

$$\frac{dV_{[\tau]}}{dt} = -Q_{out[\tau]} \quad (6)$$

2.4 动力学参数的确定

有研究表明测定动力学参数并不需要逐个确定,而是选择一些对模型影响显著的系数,通过实验方法或者模拟值拟合的方法进行确定^[10-12]。在模拟过程中,我们采用 ASM2d 模型中推荐的动力学参数。

3 ASM2d 模型优化

使用 ASM2d 模型模拟有机物、氮和磷在氧化沟中降解过程时, $NO_3^- - N$ 和 $PO_4^{3-} - P$ 的模拟值与实际值具有显著差别(见图 3),这种差异可能是由于 ASM2d 模型没有考虑 SND 作用的影响引起的^[13-15]。

由于 DO 在菌胶团外层和内层的浓度不同,以此为依据提出“厌氧核”的概念。

如图 4 所示,假定存在一个薄层将菌胶团分为两个部分,分别为“厌氧核”和“好氧外层”,其所占菌胶团体积比例分别为 α 和 $(1-\alpha)$ 。其中“好氧外层”中 DO 浓度与菌胶团外部混合液中 DO 浓度相同,“厌氧核”中 DO 浓度采用式(7)进行计算。

$$S_{O_2,f} = S_{O_2} \left(\frac{k_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \right) \quad (7)$$

式中: $S_{O_2,f}$ 为菌胶团内部 DO 浓度; S_{O_2} 为混合液中 DO 浓度; k_{O_2} 为溶解氧扩散系数(本模型取 0.10)。

此时,总的反应速率可以采用式(8)计算。

$$r_T = \alpha \times r_{S_{O_2,f}} + (1-\alpha) \times r_{S_{O_2}} \quad (8)$$

式中: r_T 为每种组分的总反应速率; $r_{S_{O_2,f}}$ 为菌胶团内反应速率; $r_{S_{O_2}}$ 为好氧外层和混合液中反应速率。

研究中,当 α 取值为 0.68 时,DO 的模拟值与实际测量值之间的平均偏差仅为 0.3%;4 种污染指标 COD、 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_3^- - N$ 和 $PO_4^{3-} - P$ 的模拟值与实际测量值之间的平均偏差为 2.3%、1.9%、5.1% 和 8.7%,表明优化后的 ASM2d 模型能够较好地拟合 DO 和各污染物的浓度(见图 3)。4 个阶段各组分的变化速率见表 2。

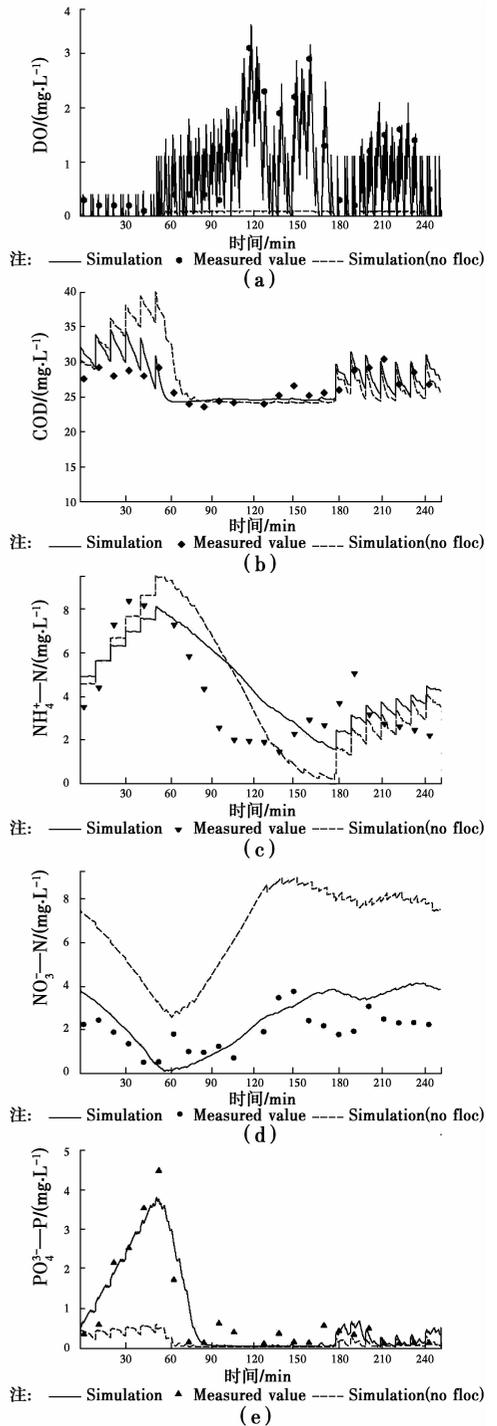


图 3 溶解氧与污染物在 DE 氧化沟中降解过程的实测值与模拟值变化
Fig. 3 The variation of measured value and simulation of DO and pollutants in a cycle of DE oxidant ditch

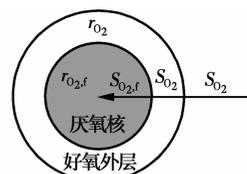


图 4 菌胶团分层示意图
Fig. 4 Proposed configuration of biomass flocs

表 2 物质 S_F , S_A , NO_x-N , NH_4^+-N 和 $PO_4^{3-}-P$ 在不同阶段的平均降解速率Table 2 Average reaction rates of S_F , S_A , NO_x-N , NH_4^+-N and $PO_4^{3-}-P$ in each phase $g/(h \cdot m^3)$

阶段	S_F				S_A				S_{NH_4}				S_{NO_3}				S_{PO_4}			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
1	41.2	364.5	301.1	218.2					0.4	3.6	3.0	2.2								
2	402.0	178.1	230.6	305.9					4.0	1.8	2.3	3.1								
3	67.1	79.7	23.2	26.0					0.7	0.8	0.2	0.3								
4	-145.6	-412.2	-439.0	-648.4					-2.0	-5.7	-6.0	-8.9					-0.4	-1.0	-1.1	-1.6
5					-30.4	-48.1	-7.0	-95.1	-1.3	-2.1	-0.3	-4.2					-0.4	-0.6	-0.1	-1.2
6	-497.2	-178.6	-70.1	-169.1					-6.8	-2.5	-1.0	-2.3	-65.2	-23.4	-9.2	-22.2	-1.2	-0.4	-0.2	-0.4
7					-106.5	-45.5	-1.1	-24.7	-4.7	-2.0	0.0	-1.1	-14.0	-6.0	-0.1	-3.2	-1.3	-0.6	0.0	-0.3
8	-255.5	-108.2	-37.7	-91.4	255.5	108.2	37.7	91.4	7.7	3.2	1.1	2.7					2.6	1.1	0.4	0.9
9									10.6	10.6	10.6	10.6					3.3	3.3	3.3	3.3
10					-379.2	-87.3	-32.5	-240.7									151.7	34.9	13.0	96.3
11																	-38.1	-143.7	-61.5	-111.4
12													-9.3	-3.6	-2.5	-6.5	-133.1	-51.7	-35.1	-93.2
13									-1.2	-9.9	-8.0	-6.4					-0.4	-2.8	-2.3	-1.8
14									-4.4	-3.6	-4.4	-4.9	-13.1	-10.7	-13.2	-14.7	-1.2	-1.0	-1.3	-1.4
15									2.9	2.9	2.9	2.9					0.9	0.9	0.9	0.9
16																	85.9	86.1	86.3	86.2
17					5.7	6.0	3.6	3.8												
18									-8.9	-89.6	-66.3	-53.0	8.8	88.1	65.2	52.1	0.0	-0.4	-0.3	-0.3
19									0.4	0.4	0.4	0.4					0.1	0.1	0.1	0.1
Tot	-388.0	-76.7	8.2	-358.8	-246.1	-66.7	0.7	-265.4	-2.7	-92.0	-65.5	-58.7	-92.8	44.5	40.3	5.5	68.3	-75.9	2.1	-23.9

注:1.好氧水解过程;2.缺氧水解过程;3.厌氧水解过程;4.异养菌利用 S_F 生长;5.异养菌利用 S_A 生长;6.利用 S_F 反硝化;7.利用 S_A 反硝化;8. S_F 发酵;9.异养菌衰亡;10.聚磷菌储存 PHA;11.聚磷菌好氧储存正磷酸盐;12.聚磷菌缺氧储存正磷酸盐;13.聚磷菌好氧生长;14.聚磷菌缺氧生长;15.聚磷菌衰亡;16.正磷酸盐释放;17.胞内有机物释放;18.好氧菌生长;19.好氧菌衰亡。

4 模拟结果与分析

4.1 第 1 阶段

此阶段转刷停止,混合液中 DO 浓度较低(0.2~0.3 mg/L,图 3(a)),是典型的缺氧状态。在该条件下,硝化细菌生长速率缓慢,由表 2 可知, NH_4^+-N 的平均去除效率仅为 2.7 g/(h·m³),而进水中带入了较高浓度的 NH_4^+-N ,致使其在氧化沟内积累,浓度不断升高。进水中含有的大量易生物降解的有机物 S_F 和 S_A ,为反硝化反应提供了足够能量,缺氧条件为反硝化细菌提供了合适的生存环境,因而反硝化速率高达 92.8 g/(h·m³),其结果是混合液中 $NO_3^- - N$ 浓度大幅下降。

在较低 DO 条件下,聚磷菌(PAOs)开始分解体内的 PHB。由表 2 可知,本阶段释放 $PO_4^{3-}-P$ 的速率高达 68.3 g/(h·m³)。同时,氧化沟进水中也带来了较高浓度的 $PO_4^{3-}-P$ (见表 2),致使本阶段

$PO_4^{3-}-P$ 浓度大幅升高。

尽管进水中带入了大量有机物,但滤液中 COD 浓度基本保持不变,其原因是反硝化脱氮(过程 6,见表 2)和聚磷菌分解体内 PHA(过程 10)需要消耗大量的溶解态有机物 S_F 和 S_A (其去除速率分别达到 497.2 和 379.2 g/(h·m³)),将进水中带入了和颗粒态有机物分解生成的溶解态有机物快速消耗,致使氧化沟混合液中溶解态 COD 基本保持不变。

4.2 第 2 阶段

本阶段开始曝气,DO 浓度不断升高。同时,由表 2 可知大量颗粒状可降解有机物质被水解为 S_F (好氧水解和缺氧水解速率达 364.5 和 178.1 g/(h·m³)),为硝化细菌的生长提供了足够的能量。在硝化细菌的快速生长过程中, NH_4^+-N 被快速消耗,本阶段平均硝化速率为 92 g/(h·m³),高于其余 3 个阶段,且没有 NH_4^+-N 的额外补充,其结果是 NH_4^+-N 浓度直线下降。然而,本阶段的

NO_3^- -N 浓度并没有相应的大幅升高。由表 2 可知,尽管混合液中 DO 浓度较高,但本阶段反硝化速率依然可达 $23.4 \text{ g}/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$ (过程 6)。这是由于混合液中的 DO 没有穿透菌胶团,即在菌胶团内部依然处于厌氧或缺氧状态,出现了同步硝化反硝化脱氮现象^[16]。

在好氧条件下,PAOs 会过量吸收正磷酸盐,以胞内聚合物的形式储存。由表 2 可知,本阶段好氧存储 PP 和缺氧存储 PP 的速率高达 143.7 和 $51.7 \text{ g}/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$,致使混合液中正磷酸盐浓度快速下降。

4.3 第 3 阶段

DO 处于较高水平,保持在 $1.5 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,处于好氧状态。本阶段含有大量颗粒状有机物、少量溶解态有机物的污水从 II 沟通过穿孔进入 I 沟,因此,溶解态 COD 浓度基本没有变化。由表 2 可知,本阶段异养细菌快速生长所需的有机物来自颗粒状有机物的好氧水解和缺氧水解,其速率分别为 301.1 和 $230.6 \text{ g}/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$ 。

由 II 沟进入的混合液中含有大量氨氮,硝化细菌在好氧、能量充足的条件下进行快速硝化作用,将其带入的 NH_4^+ -N 去除,因此本阶段 NH_4^+ -N 浓度维持在较低水平。与第 2 阶段相似,在同步硝化反硝化的作用下, NO_3^- -N 浓度仅有小幅升高。

由 II 沟流入 I 沟的混合液中含有较高的磷酸盐浓度,但 I 沟处于好氧状态,PAOs 在这种条件下将磷酸盐合成 PHA 储存^[17],因此正磷酸盐在第 3 阶段维持在较低浓度。

4.4 第 4 阶段

含有高浓度有机物、 NH_4^+ -N 和正磷酸盐的污水重新进入 I 沟,同时 DO 依然维持在较高的水平。由表 2 可知, S_F 和 S_A 降解速率高于水解速率,然而进水中含有较高浓度的 S_F 和 S_A ,因此溶解态 COD 浓度有小幅升高。

由表 2 可知,本阶段硝化速率低于第 2、3 阶段,不足以将进水中高浓度的 NH_4^+ -N 完全氧化,因此会有小幅度的积累。在同步硝化反硝化的作用下,硝酸盐氮浓度基本维持不变。

与第 2、3 阶段类似,在好氧、有机物充足的条件下,PAOs 依然能够将混合液中正磷酸盐合成 PHA 储存体内,因此正磷酸盐浓度依然维持在较低水平。

5 结论

根据菌胶团的结构,提出“厌氧核”概念,并以此为基础优化了 ASM2d 模型,使之能够应用于模拟

含有菌胶团的污水处理工艺。将优化的 ASM2d 模型结合某 DE 型双沟式氧化沟的实际运行特点,建立了其计算模型,该模型可以很好的对氧化沟内 COD、 NH_4^+ -N、硝酸盐氮和正磷酸盐浓度的变化进行模拟。根据计算结果深度分析并总结了 DE 氧化沟 1 个周期 4 个阶段在处理污染物所起的作用,该结果对于氧化沟工艺改良具有一定意义。

参考文献:

- [1] HENZE M. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Vol. 9 [M]. IWA publishing, 2000.
- [2] YANG S, GUO W, CHEN Y, et al. Simultaneous in-situ sludge reduction and nutrient removal in an A2 MO-M system: Performances, mechanisms, and modeling with an extended ASM2d model [J]. Water Research, 2016, 88:524-537.
- [3] MOHAMMED R N, LU X W. Modeling of nitrification and denitrification in a novel PITSF-SEU process using an extension of ASM2d model [J]. Desalination and Water Treatment, 2015, 53(7):1862-1880.
- [4] 高扬,邵青. 基于 ASM2D 模型对龙王嘴污水处理厂的工艺模拟[J]. 给水排水, 2014, 40(2):117-121. GAO Y, SHAO Q. Simulation of the process in Longwangzui wastewater treatment plant using ASM2D model [J]. Water & Wastewater Engineering, 2014, 40(2):117-121. (in Chinese)
- [5] 陈文亮,吕锡武,姚重华,等. 基于 ASM2d 的数学模型在六箱一体化工艺分析中的应用[J]. 环境科学研究, 2014, 27(8):929-935. CHEN W L, LYU X W, YAO H H, et al. Application of mathematical model for analysis of six-tank integrative activated sludge process [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(8):929-935. (in Chinese)
- [6] XIE W M, ZHANG R, LI W W, et al. Simulation and optimization of a full-scale carousel oxidation ditch plant for municipal wastewater treatment [J]. Biochemical Engineering Journal, 2011, 56(1): 9-16.
- [7] LIU Y, SHI H, XIA L, et al. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a carousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(3):901-906.
- [8] 国家环境保护局编委会. 水与废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社, 2002. Environmental protection administration editorial

- board. Methods for the examination of water and wastewater [M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. (in Chinese)
- [9] 袁宏林, 王晓昌, 李志华, 等. DE型氧化沟系统处理城市污水的效果[J]. 给水排水, 2000, 26(4): 6-8.
YUAN H L, WANG X C, LI Z H, et al. DE oxidation ditch treating urban wastewater [J]. Water & Wastewater Engineering, 2000, 26(4): 6-8. (in Chinese)
- [10] GIWA A, HASAN S W. Numerical modeling of an electrically enhanced membrane bioreactor (MBER) treating medium-strength wastewater [J]. Journal of Environmental Management, 2015, 164: 1-9.
- [11] BRUN R, KÜHNI M, SIEGRIST H, et al. Practical identifiability of ASM2d parameters-systematic selection and tuning of parameter subsets [J]. Water Research, 2002, 36(16): 4113-4127.
- [12] MIKOSZ J. Determination of permissible industrial pollution load at a municipal wastewater treatment plant [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2015, 12(3): 827-836.
- [13] ZHOU X, HAN Y, GUO X. Identification and evaluation of SND in a full-scale multi-channel oxidation ditch system under different aeration modes [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 259: 715-723.
- [14] HE Q, PENG X, LI Z. The treatment of animal manure wastewater by coupled simultaneous methanogenesis and denitrification (SMD) and shortcut nitrification-denitrification (SND) [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2014, 89(11): 1697-1704.
- [15] LUO W, JIN X, YU Y, et al. Efficient nitrogen removal via simultaneous nitrification and denitrification in a penicillin wastewater biological treatment plant [J]. Environmental Technology, 2014, 35(22): 2885-2893.
- [16] LI Y, ZOU J, ZHANG L, et al. Aerobic granular sludge for simultaneous accumulation of mineral phosphorus and removal of nitrogen via nitrite in wastewater [J]. Bioresource Technology, 2014, 154: 178-184.
- [17] MIELCZAREK A T, NGUYEN H T T, NIELSEN J L, et al. Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants [J]. Water Research, 2013, 47(4): 1529-1544.

(编辑 王秀玲)