

研究简报

连续流双污泥反硝化除磷工艺数学模型

徐 微^{1,2}, 吕锡武²

(¹ 安徽农业大学资源与环境学院, 安徽 合肥 230036; ² 东南大学环境工程系, 江苏 南京 210096)

关键词: 除磷脱氮; 反硝化除磷; 双污泥; 数学模型

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2012.02.040

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (2012) 02-0618-08

Modeling continuous-flow two-sludge system

XU Wei^{1,2}, LÜ Xiwu²

(¹ Resource and Environment College, Anhui Agriculture University, Hefei 230036, Anhui, China;

² School of Environment Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, Jiangsu, China)

Abstract: Two-sludge process is of representative in denitrifying phosphorus removal technologies and has potential advantage in treating municipal wastewater with low carbon source. There are a large number of reports about the process, but few concerned with the modeling of it. The purpose in this paper was aim to develop a mathematical model which can simulate the two-sludge process. Referencing to ASM2D, the core of the mathematical model consists of simplified linear kinetic models of main biochemical reactions taking place in the N and P removal processes including phosphorus release, nitrification, aerobic biodegradation of organics and denitrifying phosphorus uptake and material balances in each operation unit. Its principal components were a set of linear equations. The input variables are water quality parameters, retention of each reactor, MLSS of anaerobic tank, MLSS of nitrifying tank, reflux ratio and leaky ratio. The kinetic and stoichiometric parameters in the model can be estimated base on experiment data. The reaction rate constants of organic matters storing under anaerobic condition, aerobic biodegradability of organic matters in nitrifying tank and postpositional aeration one, nitrification in nitrifying tank and phosphorus uptake in postpositional aeration tank were estimated using pilot data, and their values were 0.29, 0.26, 0.64, 0.31, 0.20, 2.326 L · g⁻¹ · h⁻¹ respectively. The stoichiometric parameters and relation estimated from experiment data were 10.03 g COD · g N⁻¹ for organic consumption and denitrification, 0.2 g P · g COD⁻¹ for phosphorus release and organics storing and 0.98 g N · g P⁻¹ for denitrification and phosphorus uptake, respectively. To solve the mathematical model for denitrifying dephosphatation can not give expression to the effect of anaerobic phosphorus release on denitrifying phosphorus removal, a product of average value of ratio rate of dephosphatation by sludge K_{p-upt} and the reaction time in oxygen-lack cell was used in simplified linear model for denitrifying phosphorus removal process. The former results showed that K_{p-upt} was related with the amount of phosphorus release per MLSS and duration of the phosphorus uptake. Its value can be got from the table of

2011-08-09 收到初稿, 2011-10-13 收到修改稿。

联系人及第一作者: 徐微 (1977—), 女, 博士。

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技专项基金项目

(2009ZX07316-001-07)。

Received date: 2011-08-09.

Corresponding author: XU wei, xuwei981@sina.com

ratio rate of sludge dephosphatation, which reflects the relationship between $K_{p\text{-upt}}$, the amount of phosphorus release per MLSS and duration of the phosphorus uptake, and the table can be established from experimental data. The value of $K_{p\text{-upt}}$ can't be ascertained before mathematical model to be solved, because the amount of anaerobic phosphorus release is unknown. Thus the linear equation set has to be solved by error-trial method. The model was tested and verified by the experiment carried out in a continuous flow two-sludge system at laboratory scale. The results showed that predict of the model was of higher accuracy for the concentration change of pollutants and variation rule in every unit of two-sludge system, but the mutual offset of different was also possible, thus further study is still needed.

Key words: denitrification and phosphorus removal; denitrifying phosphorus removal; two-sludge; mathematical model

引言

反硝化聚磷菌以硝酸盐为电子受体聚磷,实现了除磷与脱氮的统一^[1-2],双污泥工艺是典型的反硝化除磷工艺,较易由 A²O 等传统除磷脱氮工艺改造而成,在低碳源生活污水处理上极具应用前景^[3-4]。

由于双污泥工艺过程相对复杂,工艺参数较多,仅通过试验所考察的工况是十分有限的,工艺数学模型可为工程设计及工艺的过程控制提供辅助工具。ASM2D、delft 为包含反硝化聚磷过程的主流模型^[5-7],但相应求解软件一般无法嵌入自行编制的程序模块,因此难以利用其实现连续流双污泥工艺全流程模拟。本研究将参考 ASM2D 等模型对双污泥工艺主要生化反应速率表达式进行简化,利用物料衡算方法建立连续流双污泥反硝化除磷工艺的数学模型,使模型可模拟双污泥工艺各个反应单元的污染物转化过程及沿程变化。目前有关双污泥工艺的试验研究成果较多^[8],而在双污泥工艺相关数学模型方面研究报道较少,尤其在双污泥连续流工艺模拟方面几乎未见报道,本模型可用于城市污水处理厂改造为双污泥系统前的处理效果预测,为双污泥系统过程控制提供一种数学建模思路。

1 模型的建立

1.1 双污泥系统的物料衡算

图 1 为双污泥反硝化除磷工艺流程图, R_1 、 R_2 、 R_3 分别为缺氧污泥回流比、硝化污泥回流比、超越段污泥回流比。假定系统处于稳态,各反应单元均为完全混合式反应器,沉淀池不发生任何生物或化学反应,污泥浓度为非限制性因素(污泥未达

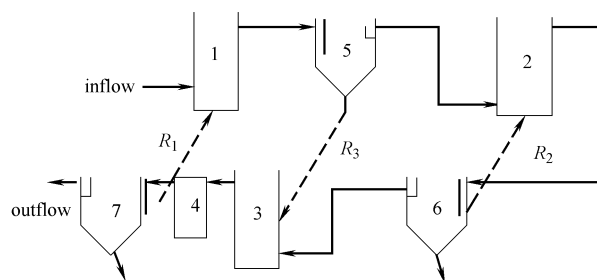


图 1 双污泥工艺流程图

Fig. 1 Configuration of two-sludge system

1—anaerobic tank; 2—nitrifying tank; 3—anoxic tank;

4—postpositional aeration tank; 5,6,7—sedimentation tank

到释磷极限),分别以 COD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 为基质对各反应器列物料平衡方程,对应方程组(I)~(IV)。

$$\begin{aligned}
 \text{(I)} \quad & \begin{cases} C_{01} + R_1 C_{41} + r_{11} \frac{V_1}{Q} - \alpha \Delta N = (1 + R_1) C_{11} & \text{①} \\ C_{11} (1 + R_1 - R_3) + r_{21} \frac{V_2}{Q} = (1 + R_1 - R_3) C_{21} & \text{②} \\ (1 + R_1 - R_3) C_{21} + R_3 C_{11} + r_{31} \frac{V_3}{Q} = (1 + R_1) C_{31} & \text{③} \\ (1 + R_1) C_{31} + r_{41} \frac{V_4}{Q} = (1 + R_1) C_{41} & \text{④} \end{cases} \\
 \text{(II)} \quad & \begin{cases} C_{02} + R_1 C_{42} - \Delta N = (1 + R_1) C_{12} & \text{①} \\ C_{12} (1 + R_1 - R_3) + r_{22} \frac{V_2}{Q} = (1 + R_1 - R_3) C_{22} & \text{②} \\ (1 + R_1 - R_3) C_{22} + R_3 C_{12} + r_{32} \frac{V_3}{Q} = (1 + R_1) C_{32} & \text{③} \\ (1 + R_1) C_{32} + r_{42} \frac{V_4}{Q} = (1 + R_1) C_{42} & \text{④} \end{cases} \\
 \text{(III)} \quad & \begin{cases} C_{03} + R_1 C_{43} + r_{13} \frac{V_1}{Q} = (1 + R_1) C_{13} & \text{①} \\ C_{13} (1 + R_1 - R_3) + r_{23} \frac{V_2}{Q} = (1 + R_1 - R_3) C_{23} & \text{②} \\ (1 + R_1 - R_3) C_{23} + R_3 C_{13} + r_{33} \frac{V_3}{Q} = (1 + R_1) C_{33} & \text{③} \\ (1 + R_1) C_{33} + r_{43} \frac{V_4}{Q} = (1 + R_1) C_{43} & \text{④} \end{cases}
 \end{aligned}$$

$$(IV) \begin{cases} C_{04} + R_1 C_{44} + r_{14} \frac{V_1}{Q} = (1 + R_1) C_{14} & \textcircled{1} \\ C_{13} (1 + R_1 - R_3) + r_{24} \frac{V_2}{Q} = (1 + R_1 - R_3) C_{24} & \textcircled{2} \\ (1 + R_1 - R_3) C_{24} + R_3 C_{14} + r_{34} \frac{V_3}{Q} = (1 + R_1) C_{34} & \textcircled{3} \\ (1 + R_1) C_{34} + r_{44} \frac{V_4}{Q} = (1 + R_1) C_{44} & \textcircled{4} \end{cases}$$

式中 C_{ij} , r_{ij} 分别代表不同反应单元污染物浓度、反应速率; V_i 代表不同反应单元有效容积; $i=0\sim 4$, 分别代表进水、厌氧池、硝化池、缺氧池、后曝气池; $j=1\sim 4$, 分别代表 COD、TN、 NH_4^+-N 、TP; Q 为进水流量, $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$; α 为去除单位质量硝态氮消耗有机碳源量 (折算为 COD), 下文意义相同。

双泥系统厌氧池的停留时间一般大于 1.5 h, 可认为污泥吸附的有机物全部被水解, 故方程 (I)-①中未包含对有机物的吸附作用项。在方程 (I)、方程 (II) 引入 ΔN , 其意义为回流进入厌氧池的硝酸盐量与进水流量之比。对于运行正常的双泥系统, 回流进入厌氧池的硝酸盐应全部去除, 又城市生活污水硝酸盐浓度接近于零, 方程 (II)-①的意义为单位时间厌氧池中反硝化去除的 TN 量等于单位时间回流污泥携带的全部硝酸盐量。方程 (I)-①中的 $\alpha \Delta N$ 为去除回流硝酸盐所消耗碳源。

经后曝气池氧化后, 出水几乎不含有机氮, 因此模型假设后曝气池出水总氮仅包括硝酸盐氮及氨氮两部分, 则由物料平衡容易得出

$$\Delta N = R_1 (C_{12} - C_{43}) \quad (1)$$

1.2 双污泥系统各反应单元主要反应过程及数学模型

ASM2D 模型中各反应过程的反应速率表达式为非线性形式, 且参数众多, 如不作简化, 上述方程组的求解难度极高。Ulf^[9]、于广平等^[10]指出基于工程指导和控制目的对 ASM2D 等模型进行简化是可行的, 也是必要的, 本文基于 ASM2D 等模型对双污泥反硝化除磷系统各主要反应过程的反应速率表达式作线性简化。

1.2.1 厌氧池主要反应过程及数学模型

厌氧池的主要功能是实现聚磷污泥的释磷反应, 反应的结果为聚磷菌吸收大部分易降解有机物, 转化为 PHB 储存, 同时释放磷酸盐, 在 ASM2D 模型中将该过程描述成为有机物的厌氧储存过程。

污泥浓度为非限制性因素 (污泥未达到释磷极限), 有机物的厌氧储存 (厌氧释磷) 速率采用线

性表达式形式

$$r_{11} = -b_{\text{COD-y}} \theta X_{\text{MLSS}} C_{11} \quad (2)$$

式中 θ 为未知常数, 代表 DPB 在活性污泥的比例。 θ 作为中间量, 可不必求出, 将其与 $b_{\text{COD-y}}$ 的乘积看成一项 $k_{\text{COD-y}}$, 则

$$r_{11} = -k_{\text{COD-y}} C_{\text{MLSS-y}} C_{11} \quad (3)$$

式中 $C_{\text{MLSS-y}}$ 代表厌氧池污泥浓度, 可测量, 采用该值降低了模型的求解难度, 更接近工程实际, 以下各反应过程均采用 MLSS 代替生物量一项。 $k_{\text{COD-y}}$ 称为厌氧释磷过程有机物存储速率常数, 负号表示引起反应器内污染物浓度减少, 后文意义均相同。

由于有机物厌氧存储过程伴随磷的释放过程, 且释磷量与有机物存储量之间存在一定的化学计量学关系^[11-12], 则有机物的厌氧储存过程的释磷速率可表示为

$$r_{14} = \nu_{1,\text{PO}_4} k_{\text{COD-y}} C_{\text{MLSS-y}} C_{11} \quad (4)$$

式中 ν_{1,PO_4} 为磷的释放与有机物的厌氧储存之间的计量学常数, 单位为 $\text{gP} \cdot \text{g COD}^{-1}$ 。

由于厌氧氨氧化对外界条件要求比较苛刻, 在一般的厌氧条件难以实现, 故模型中认为厌氧池不发生氨氮的氧化, 即 $r_{13}=0$ 。模型中以回流硝酸盐量 ($Q\Delta N$) 计算厌氧池中的总氮去除量, 故模型中不出现脱氮的动力学表达项, 因此亦不出现厌氧池反硝化速率 r_{12} 项。

1.2.2 硝化池主要反应过程及数学模型

硝化池主要有两个功能: 将氨氮转化成硝酸盐氮、去除厌氧池出水剩余有机物。ASM2D 模型分别以异氧菌 (消耗有机物) 和硝化菌的好氧生长 (氨氮硝化) 来描述这两个过程。本文所建模型中硝化仅包括这两个过程, 忽略溶菌作用等引起的 COD 及氨氮变化, 并将主要反应过程速率表达式简化为线性形式。

硝化池 COD 降解速率

$$r_{21} = -k_{\text{COD-x}} C_{\text{MLSS-x}} C_{21} \quad (5)$$

硝化池氨氮硝化速率

$$r_{23} = -k_{\text{NH}_4\text{-x}} C_{\text{MLSS-x}} C_{23} \quad (6)$$

式中 $k_{\text{COD-x}}$, $k_{\text{NH}_4\text{-x}}$ 分别为硝化池中 COD 降解速率常数与氨氮硝化速率常数, $C_{\text{MLSS-x}}$ 为硝化池污泥浓度。

硝化池中对总氮、总磷的去除作用主要来自于微生物的同化作用, 去除量极小, 故在模型中对此部分作用忽略不计, 即取 $r_{22}=0$, $r_{24}=0$ 。

1.2.3 缺氧池主要反应过程及数学模型

缺氧池

发生的反硝化聚磷反应是双污泥工艺的核心反应过程,ASM2D模型中对此过程描述为聚磷颗粒的缺氧储存过程,模型中的反硝化聚磷速率表达式较为复杂,实际应用中需作出必要简化。缺氧池出水硝酸盐浓度一般有一定剩余,即认为硝酸盐电子受体充足。文献[6]指出在硝酸盐电子受体充足的情况下,普通反硝化过程表现为硝酸盐质量浓度的零级反应,本文前期反硝化聚磷试验表明,在硝酸盐电子受体充足情况下,反硝化聚磷反应同样接近硝酸盐浓度的零级反应,文献[13]中亦得出相同结论。相对于普通反硝化过程来说,反硝化聚磷过程仅是改变了电子供体的形式,由外碳源变为体内存储的PHB,故模型中不含硝酸盐浓度开关函数项。缺氧池进水磷酸盐浓度较高,反硝化聚磷过程实际上亦接近于磷酸盐浓度的零级反应,但目前多把反硝化聚磷速率表达式简化为磷酸盐浓度的线性函数,因DPB体内储存的PHB为反硝化聚磷速率的主要控制因素,而上清液中磷浓度的变化与PHB消耗具有一定相关性。以磷酸盐为基质浓度的模型的不足之处在于不能体现厌氧释磷对反硝化聚磷速率的影响。

本文采用平均比污泥反硝化聚磷速率(对反应时间平均)作为反硝化聚磷过程的动力学参数。比污泥反硝化聚磷速率即单位污泥聚磷速率在数值上等于聚磷速率与污泥浓度的比值,根据该定义,缺氧池内磷酸盐减少速率为

$$r_{34} = -K_{p-upt} C_{MLSS-q} \quad (7)$$

式中 C_{MLSS-q} 为缺氧池污泥浓度, K_{p-upt} 为比污泥缺氧聚磷速率。

由反硝化聚磷试验得出,DPB污泥在某一反应历时内的平均比污泥聚磷速率为反应时间和比污泥释磷量的二元函数,因此, K_{p-upt} 可以反映释磷量(与PHB储量有关)对反硝化聚磷过程的影响。

反硝化聚磷过程的特点是在聚磷的同时伴随反硝化作用^[14],且在脱氮量与聚磷量之间存在特定的化学计量学关系,故反硝化聚磷过程的脱氮速率可表示为

$$r_{32} = -K_{p-upt} C_{MLSS-q} \nu_{5,NO_3} \quad (8)$$

式中 ν_{5,NO_3} 为反硝化聚磷过程聚磷与脱氮之间的化学计量学常数。

模型假定缺氧池仅发生反硝化聚磷反应,且仅以聚磷菌体内存储的PHB为碳源,则该过程对外源有机物无去除作用。同时容易得出,该过程对氨

氮亦无去除作用,因此有: $r_{31}=0$, $r_{33}=0$ 。

1.2.4 后曝气池主要反应过程及数学模型 后曝气池的作用是氧化剩余COD、氨氮并进一步聚磷,同时吹脱氮气利于沉淀。后曝气池发生的主要反应包括硝化、COD的好氧降解、好氧聚磷。参考ASM2D模型,将后曝气池中的COD降速率 r_{41} 与氨氮硝化速率 r_{43} 简化为如下线性形式

$$r_{41} = k_{COD-h} C_{MLSS-h} C_{41} \quad (9)$$

$$r_{43} = k_{NH_4-h} C_{MLSS-h} C_{43} \quad (10)$$

式中 C_{MLSS-h} 为后曝气池污泥浓度, k_{COD-h} 、 k_{NH_4-h} 分别为后曝气池COD降解速率常数、氨氮硝化速率常数。

因后曝气池进出水磷酸盐浓度均较低,认为磷酸盐浓度已成为好氧聚磷速率影响因素,将后曝气的好氧聚磷过程看成是磷酸盐浓度的一级反应,后曝气池好氧聚磷速率表达式如下

$$r_{44} = -k_{PO_4-h} C_{MLSS-h} C_{44} \quad (11)$$

容易得出,后曝气池中对总氮几乎没有去除效果,故 $r_{44}=0$ 。

将以上各反应单元的反应速率表达式 r_{ij} 代入各个物料平衡方程中,方程组(I)~方程组(IV)与方程式(1)组成一个线性方程组,该线性方程组即为双污泥工艺数学模型的核心。

2 模型的求解

2.1 模型的输入量与模型参数估计

2.1.1 模型输入量 模型的输入量包括进水水质、各反应器停留时间($\frac{V_i}{Q}$)、厌氧池污泥浓度 C_{MLSS-y} 、硝化池污泥浓度 C_{MLSS-x} 、回流比 R_1 、越流比 R_3 。缺氧池污泥浓度与后曝气池污泥浓度可由以上输入量计算得出,具体方法如下。

基于工程精度要求,略去污泥增殖项,分别对厌氧池与缺氧池的污泥浓度列物料平衡方程得

$$R_1 X_R = (1 + R_1) X_{MLSS-y} \quad (12)$$

$$R_3 X'_R = (1 + R_1) X_{MLSS-q} \quad (13)$$

X_R 、 X'_R 分别为回流污泥浓度、越流污泥浓度,其他符号意义同前文。前期所开展的实验室连续流双污泥试验结果亦表明 X_R 、 X'_R 较为接近,可取两者近似相等,则由方程式(12)、方程式(13)得缺氧池污泥浓度为

$$X_{MLSS-q} = \frac{R_3}{R_1} X_{MLSS-y} \quad (14)$$

容易得出后曝气池的污泥浓度 C_{MLSS-h} 与缺氧池

污泥浓度 C_{MLSS-q} 相等。

2.1.2 模型参数估计 除比污泥反硝化聚磷速率 K_{p-upt} 外的其他动力学参数, 均可在实测双污泥连续流试验数据基础上, 由各反应单元物料平衡方程估计得出, 方法较为简单, 此处不赘述, 仅对 K_{p-upt} 的确定加以说明。

采用实验室双污泥系统进行 DPB 污泥反硝化聚磷试验发现, 在其他条件一定的情况下, DPB 污泥的平均比污泥聚磷速率为反应时间和比污泥释磷量的二元函数, 但较难求出其解析表达式。由反硝化聚磷试验可得出不同反应时间不同比污泥厌氧释磷量下的平均比污泥反硝化聚磷速率表。在已知缺氧池反应时间并计算出比污泥厌氧释磷量后, 可查表得到 K_{p-upt} , 如反应时间和比污泥厌氧释磷量不在表中, 则可采用内插法计算该值。

计量学参数包括 α 、 ν_{1, PO_4} 、 ν_{5, NO_3} (意义同上)。除 α 由连续流数据估计得出, 其他计量学参数均由厌氧释磷静态试验估计得出。

2.2 模型求解方法

方程组 (I)~(IV) 与方程 (1) 组成的线性方程组共包含 17 个未知数, 即各反应单元的 COD、TN、 NH_4^+-N 、TP 浓度 (系统总出水污染物浓度为后曝气污染物浓度) 及 ΔN 。方程组 (I)~方程组 (IV) 与方程式 (1) 共包含 17 个方程, 且每个方程均由不同反应器不同污染物的物料衡算得出, 容易得出各个方程相互独立。故在所有输入量及模型参数已知的情况下, 通过求解方程组可求解出各个反应单元的各污染物浓度。但根据平均比污泥反硝化聚磷速率的确定方法, K_{p-upt} 需在已知比污泥厌氧释磷量的情况下由平均比污泥反硝化聚磷速率表得出, 而在方程组求解之前, 无法得出比污泥厌氧释磷量。上述问题可采用试算法解决, 如图 2 所示。先假定一个比污泥厌氧释磷量 bsn , 由平均比污泥聚磷速率表查得 K_{p-upt} (可由计算程序自动完成), 可求解模型得到一组解, 进而可计算出该组解下的比污泥厌氧释磷量 bsl (以

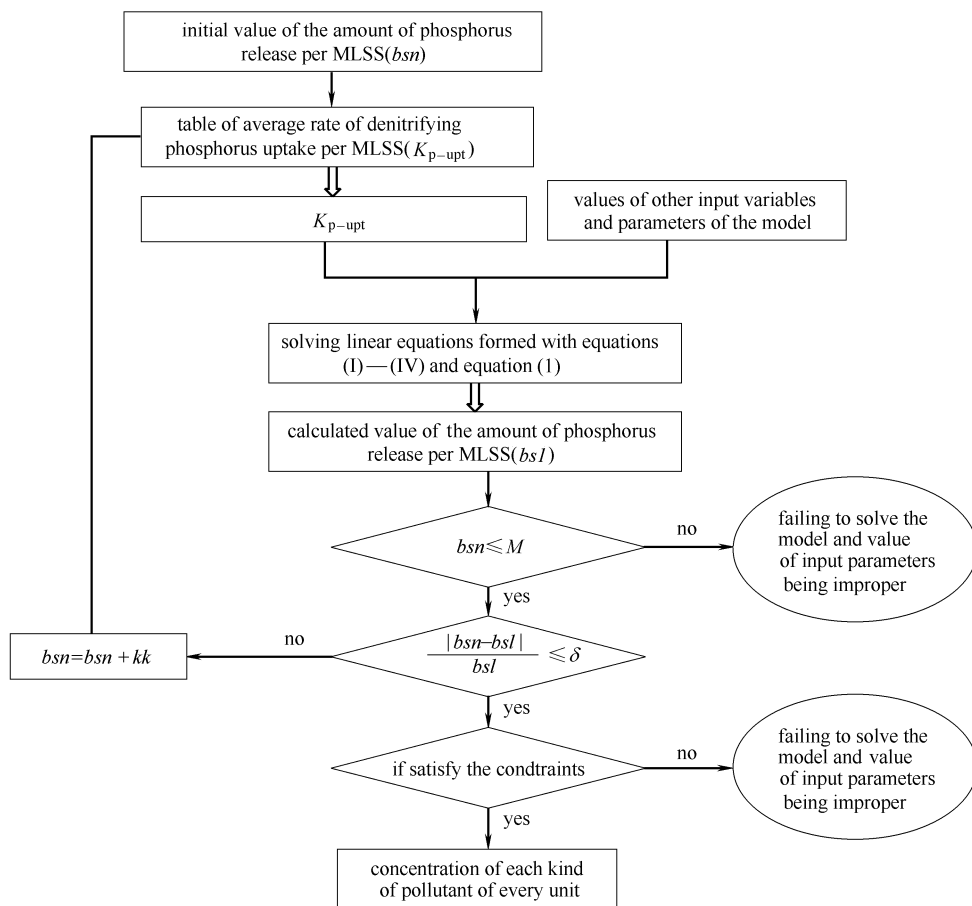


图 2 模型算法简图

Fig. 2 Algorithm diagram for solution of model

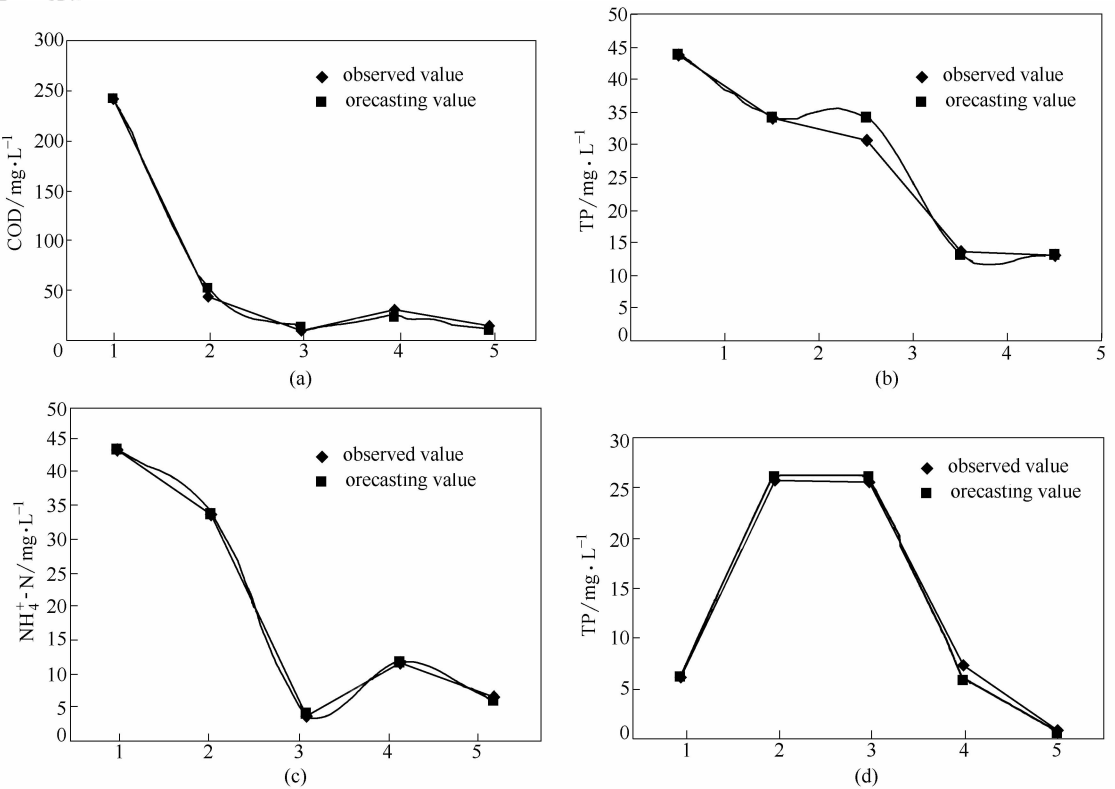


图 3 各反应单元污染物浓度实测值与模拟值

Fig. 3 Orecasting value and observed value of pollutant concentration of each reactor

1—raw wastewater; 2—naerobic tank; 3—nitrifying tank; 4—anoxic tank; 5—postpositional aeration tank

后称计算比污泥释磷量)，与假定值比较，若相对误差小于特定值，且结果满足约束条件，则求解完成，否则移动步长 kk （根据精度而定）得到新的 bsn ，重复计算，其中 M 为最大比污泥释磷量， δ 为假定比污泥厌氧释磷量与计算比污泥厌氧释磷量相对误差上限，其他符号意义同前文。

模型的约束条件主要包括以下 3 个方面：①各反应单元污染浓度不小于零约束；②总氮的浓度大于等于氨氮浓度约束；③缺氧聚磷与好氧超量聚磷量之和不大于进水磷酸盐总量。

3 模型的验证

用于模型动力学参数估计的试验数据及验证数据均来自一实验室双污泥系统的稳定运行期间数据。该系统的设计处理规模为 $15\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ ，原水为模拟生活污水。厌氧池、缺氧池设计 HRT 为 5 h，硝化池 HRT 为 8 h，后曝气池 HRT 为 2 h。

污泥经 3 个月的培养驯化表现出良好的反硝化除磷性能，缺氧反硝化聚磷量为总聚磷量（缺氧聚磷量与好氧聚磷量的总和）的 85% 以上^[15]。在污泥培养成功后，连续运行一个月，为模型动力学参

数估计提供连续流数据，同时取双污泥系统活性污泥进行厌氧释磷及反硝化聚磷静态试验，主要用于计量学参数估计。表 1 为模型动力学参数及化学计量学参数估计结果，各符号意义同前文。平均比污泥聚磷速率表由反硝化聚磷静态试验得出。

表 1 模型动力学参数及计量学参数估计结果

Table 1 Estimated value of kinetic parameters and histomorphometric parameters

Kinetic parameters	Results of estimating /L·g ⁻¹ ·h ⁻¹	Stoichiometry parameters	Results of estimating
$k_{\text{COD-y}}$	0.29	α	10.03 g COD·g N ⁻¹
$k_{\text{COD-x}}$	0.26	ν_{1,PO_4}	0.2 g P·g COD ⁻¹
$k_{\text{NH}_4\text{-x}}$	0.64	ν_{5,NO_3}	0.98 g N·g P ⁻¹
$k_{\text{COD-h}}$	0.31		
$k_{\text{NH}_4\text{-h}}$	0.20		
$k_{\text{PO}_4\text{-h}}$	2.32		

采用 matlab 语言编制模型求解程序。在用于参数估计的试验数据以外，随机抽取了 8 组试验数据进行模型验证，图 3 为 8 组数据污染物实测值与模拟值的平均值比较。

图 3 表明，模型对各污染物浓度及沿程变化规

律的预测整体上具有较高准确性,表明建立模型的思路及一些假设条件较为合理。TN 的模拟值与实测值的吻合度最高,各反应单元 TN 浓度模拟值平均相对误差为 4.0%,硝化池 TN 模拟值与实测值误差最大,达到 10%,因为考虑微生物同化作用使得硝化池 TN 模拟值偏高,后继单元 TN 模拟值误差减少,可能存在多种误差相抵情况,欲进一步可靠准确模拟 TN 的沿程变化则需对硝化池出水 TN 的小幅度降低过程作深入研究,同时改进反硝化聚磷过程的数学模型。氨氮的模拟值与实测值平均相对误差亦较小,仅有 4.5%,且各单元的模拟值相对误差均较小。各反应单元 TP 浓度模拟值平均相对误差为 15%,缺氧池与后曝气模拟值相对误差较大,分别达到了 19.9%与 37%,主要原因在于缺氧池及后曝气池出水 TP 已很低,即便绝对误差值较小亦可能产生较大的相对误差;缺氧池上清液 TP 模拟值明显偏低,原因在于实测 TP 中包括了一部分微生物残体产生的有机磷,而模拟值的 TP 变化实际上仅是溶解性磷酸盐的变化,无法包含有机磷部分,如需准确模拟出工艺出水 TP 是否达标,则还需针对此问题模型做进一步的完善。图 3(a) 显示各反应单元 COD 的模拟值与实测值较为接近,主要原因在于进水 COD 浓度较高,使得图 3(a) 厌氧池以后各单元 COD 实测值与模拟值差别在图中体现得不是十分明显。实际上 COD 的相对误差相对较高,在 17%~34%之间。各反应单元 COD 模拟值误差较大的原因可能是忽略了吸附等其他消耗有机物的过程而造成的。但对于一般的城市生活污水,COD 的去除往往不是问题,因此更关注氮磷的准确性,模型仍具有一定适用性。

4 结 论

本文对双污泥工艺的主要过程进行描述和假设的基础上,参照 ASM2D 等模型,对主要生化反应过程的动力学模型进行线性简化,并列出了各单元污染物的物料平衡方程组,成为双污泥工艺数学模型的核心。针对目前反硝化聚磷数学模型无法体现厌氧释磷对反硝化聚磷过程影响的问题,采用平均比污泥聚磷速率与缺氧池反应时间乘积来描述缺氧聚磷过程的线性简化模型,平均比污泥聚磷速率与厌氧释磷量及反应时间有关,因此可反映厌氧释磷过程对缺氧聚磷速率的影响。本文基于实验室双污泥系统,给出模型涉及的动力学参数、计量学参数

的参考值。模型验证结果表明,模型对各污染物浓度及沿程变化规律的预测具有较高准确性,但模型中可能存在不同误差相抵的情况,仍需进一步验证或改进。

References

- [1] Wang Zhen (王振), Yuan Linjiang (袁林江), Liu Shuang (刘爽). Improvement of denitrifying dephosphatation in an anaerobic/anoxic sequencing batch reactor and its stability [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2009, **30** (10): 2975-2980
- [2] Ge Shijian (葛士建), Peng Yongzhen (彭永臻), Zhang Liang (张亮), *et al.* Performance and material balance of modified UCT step feed enhanced biological nitrogen and phosphate removal process [J]. *CICES Journal* (化工学报), 2010, **61** (4): 1009-1017
- [3] Zhang Yaobin (张耀斌), Xing Yabin (邢亚彬), Qin Sifei (秦四飞), *et al.* Optimization and stability of denitrifying phosphorus removal in a two-sludge system for treating wastewater with low carbon source [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2009, **32** (4): 1020-1026
- [4] Li Yafeng (李亚峰), Xie Xinli (谢新立), Wang Xin (王欣). Analysis of influencing factors on two-sludge denitrifying phosphorus and nitrogen removal processes [J]. *Technology of Water Treatment* (水处理技术), 2011, **37** (8): 10-21, 30
- [5] Guo Yaping (郭亚萍), Gu Guowei (顾国维). Study and application of ASM2D in wastewater treatment [J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2006, **22** (6): 8-10
- [6] IWA. Activatd Sludge Mathematical Model (活性污泥数学模型) [M]. Zhang Yalei (张亚雷), Li Yongmei (李永梅), trans. Shanghai: Tongji University Press, 2002
- [7] García-Usach F, Ribes J, Ferrer J, *et al.* Calibration of denitrifying activity of polyphosphate accumulating organisms in an extended ASM2D [J]. *Water Research*, 2010, **44** (18): 5284-5297
- [8] Li Wei (历巍), Li Yan (李燕), Zhang Chuanyi (张传义). The progress of two-sludge system denitrification removal technology [J]. *Guangdong Agriculture Sciences* (广东农业科学), 2010 (12): 153-154, 157
- [9] Ulf Jeppsson. Modelling aspects of wastewater treatment processes [D]. Lund, Sweden: Industrial Automation Department of Industrial Electrical Engineering and Automation of Lund University, 1996
- [10] Yu Guangping (于广平), Yuan Mingzhe (苑明哲), Wang Hong (王宏). Research on simulation of wastewater treatment based on simplified mathematical model for activated sludge process [J]. *Journal of System Simulation* (系统仿真学报), 2007, **19** (23): 5366-5369

- [11] Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, *et al.* Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1994 (43): 461-470
- [12] Murnleitner E, Kuba T, van Loosdrecht M C M, *et al.* An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1997, **54** (5): 434-450
- [13] Li Xiangkun (李相昆), Zhang Jie (张杰), Huang Xinrong (黄新荣), *et al.* Study on characteristic of denitrification phosphorus removal bacteria [J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2006, **22** (3): 35-38
- [14] Satoshi Tsuneda, Takashi Ohno, Koichi Soejima, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, **27**: 191-196
- [15] Xu Wei (徐微), Lü Xiwu (吕锡武), Jiang Bin (蒋彬). Enrichment and domestication of denitrifying phosphorus removal sludge and the key parameter research [J]. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2009, **25** (5): 5-8