

曝气生物滤池处理染料废水的机理模型

赵永红¹, 张涛², 王春晖¹

- (1. 江西理工大学 江西省矿冶环境污染控制重点实验室, 江西 赣州, 341000;
2. 江西理工大学 建筑与测绘工程学院, 江西 赣州, 341000)

摘要: 针对染料废水的曝气生物滤池(BAF)处理过程进行实验与数学模型研究。在对 BAF 内部界面传质和生物反应过程进行定量描述的基础上, 根据质量守恒定律建立描述 BAF 处理染料废水的机理模型, 并利用模型预测稳态运行和不同水力停留时间条件下的处理效果。同时, 开展与模拟条件相同的实验过程, 将模型预测结果与实验结果进行对比分析。研究表明: 在不同运行条件下模型预测结果都能较好重现实验结果, 最大模型预测误差不超过 12.2%, 这也说明 BAF 内反应过程机理分析和数学描述的正确性; 模型具有较好的鲁棒性, 受参数输入精度的影响较小。

关键词: 染料废水; 模型; 曝气生物滤池

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1672-7207(2015)07-2750-07

Mechanism model for dyeing wastewater treatment by biological aerated filter

ZHAO Yonghong¹, ZHANG Tao², WANG Chunhui¹

- (1. Jiangxi Key Laboratory of Mining & Metallurgy Environmental Pollution Control,
Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China;

2. School of Architectural and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology,
Ganzhou 341000, China)

Abstract: Mathematical and experimental studies were conducted for the treatment process of dyeing wastewater by biological aerated filter (BAF). Based on quantitative illustrating for interfacial mass transfer and biological reaction processes in BAF, a mechanism model illustrating dyeing wastewater treatment by BAF process was developed according to the mass conservation principle. The model was used to predict the treatment efficiencies at steady running status and different hydraulic retention times. At the same time, experiments were carried out under the same operation conditions as the simulation processes. The model prediction results were compared with the experiment results. The results show that the model prediction results can well reproduce the experiment results at different operation conditions with the maximum error of no more than 12.2%. This also states that the mechanism analysis and mathematical illustration for the processes in BAF are reasonable. The model is robust and has little dependence on the accuracy of the input parameters.

Key words: dyeing wastewater; model; biological aerated filter

收稿日期: 2014-11-13; 修回日期: 2015-01-12

基金项目(Foundation item): 国家自然科学基金资助项目(51064007); 江西省自然科学基金资助项目(20142BAB204004) (Project(51064007) supported by the National Natural Science Foundation of China; Project(20142BAB204004) supported by the Natural Science Foundation of Jiangxi Province)

通信作者: 张涛, 博士, 从事废水处理理论与技术研究; E-mail: changtao80@163.com

曝气生物滤池(biological aerated filter, BAF)具有生物量高、比表面积大、操作运行简单、处理效率高等一系列优点^[1-2],近年来在印染废水生物处理领域取得了广泛应用^[3-5]。然而,到目前为止相关的研究主要集中于 BAF 应用于多种废水处理过程中的性能考察以及各种工艺条件因素对污染物去除效率的影响^[6],也就是说研究还主要是处于基础数据累积的阶段^[7]。关于 BAF 系统的微观界面传质过程和污染物降解过程机理模型的研究目前还比较缺乏^[8],导致反应器的设计放大还主要依赖于经验或半经验的关联式^[9-10]。机理模型的建立一方面能辅助定量化解释或阐明系统内部的微观机制和过程,另一方面可以提前预测系统的运行效率或结果,为实际应用提供更为精确的理论指导。因此,进行相关 BAF 反应器机理模型的研究具有重要的理论和实际意义。BAF 工艺涉及底物降解动力学、微生物增长动力学和界面传质过程等多种过程,而且这些过程都是相互联系、相互制约的^[11]。本文作者从 BAF 中发生的各种物理、化学过程的机理研究出发,结合实际工艺操作条件,对 BAF 系统中微生物与污染物的界面过程及反应动力学等进行数学描述,从而建立一套用于描述系统过程机理的模型微分方程组,并通过一定的解析或数值求解方法,获得模型的解析解或数值解,以期实现对系统微观过程的定量化描述及系统运行条件与效率关系的提前预测。

1 实验

1.1 实验装置

本研究所用的实验装置是由配气系统、配水系统、BAF 反应器、反冲洗系统和温度控制系统组合而成,实验装置示意图如图 1 所示。

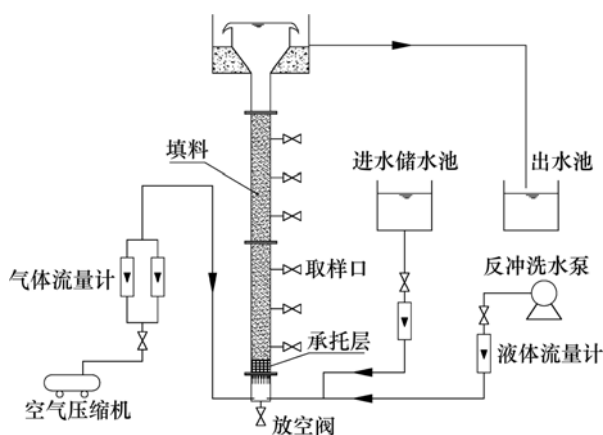


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram for experimental setup

实验 BAF 反应器采用透明有机玻璃制成,反应器为圆柱形,内直径为 150 mm。底部布水布气区域高度为 200 mm,布水布气区上部填料层共 2 000 mm,其中下部砾石承托层 200 mm,上部均质陶粒滤料层 1 800 mm,滤料物理性质见表 1。滤料层上部缓冲水层 300 mm,然后连接顶部 350 mm 高的脱气出水区。滤料区空床容积为 35.3 L,布水布气区容积为 3.5 L,出水区总容积为 43.5 L。底部布气管孔径 1 mm,置于承托层下方。滤料层侧壁均匀设置 6 个取样孔。

表 1 滤料物理性质

Table 1 Physical characteristic of filter materials

物理特性或参数	性能或数值
外观	近球形,红褐色,多微孔
粒径/mm	4~6
堆积密度/(g·cm ⁻³)	0.89
比表面积/(cm ² ·g ⁻¹)	3.85
孔隙率/%	55~60
磨损率/%	1.8
抗压强度/MPa	>5.0
密度/(g·cm ⁻³)	1.56

1.2 反应器运行与控制

BAF 反应器的运行方式为同向上流式^[12]。高位水箱的废水从反应器底部进入,与布气管释放的气体混合后向上通过承托层,使气水分布更均匀;气水混合物继续向上通过滤料层,污染物在滤料层得以净化;最终混合物通过缓冲水层和脱气出水区进行脱气,出水则通过反应器顶部堰口溢流进入出水槽后流入出水池。运行一定时间,当过滤水头损失较大时,需开启气泵和反冲洗清水泵进行气水反冲洗,反冲洗水单独排放。

气体和水的流量都通过预校正的流量计进行流量控制与测定。BAF 反应器外壁包裹石棉电加热带,并通过置入填料层的温度传感器结合温度控制开关来控制电加热带的启停,温度控制精度为 ± 1 °C。

1.3 废水及分析方法

实验废水采用一定浓度的 RhB 溶液经过 Fenton 氧化预处理后的出水,并按质量比 $m(\text{COD}):m(\text{N}):m(\text{P})=100:5:1$ 加入 NH_4HCO_3 和 K_2HPO_4 作为 N 和 P 营养成分,NaOH 调节 pH 至中性后作为实验进水原水。

所有废水水质指标分析均按国家标准分析测试方法进行^[13]。

2 模型建立与参数确定

2.1 模型基础

模型建立所依赖的抽象反应器与实际实验反应器具有完全相同的结构和尺寸, 但仅考虑主体均质陶瓷滤料层的生物氧化作用, 忽略底部承托层和顶部缓冲水层可能发生的少量生物氧化作用。为建模方便, 对实际反应器进行抽象如图 2 所示, 其中, ρ 为质量浓度; h 和 H 为高度; A 为截面积; U 为速度; 下标 g 和 w 分别代表气相和液相; 下标 i 和 e 分别代表进入和流出。

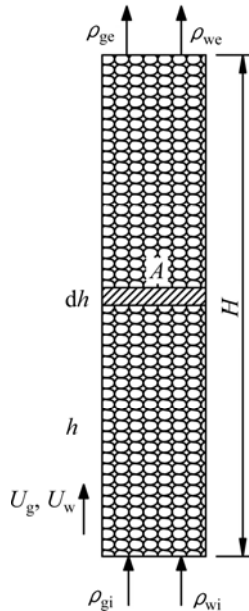


图 2 抽象的模型反应器

Fig. 2 Abstracted model reactor

BAF 内部反应过程发生于气-液-固三相之间, 表面附着生物膜的填料是固相, 气相和液相混合物通过底部承托层后均匀向上流动通过填料层。在气液混合物向上运动过程中, 液体通常成水膜状作附膜流动, 气相则通过填料孔道的中心向上流动。气态氧通过气-液界面传递给液相形成溶解态氧, 与液相溶解性 COD 组分一起通过液-固界面向生物膜内部传递。生物膜在将 COD 和溶解氧向膜内更深处传递的同时不断利用溶解氧和 COD, 以合成新的细胞物质和维持生命活动^[14]。BAF 内部界面传质与反应过程如图 3 所示, 其中, 下标 f 代表生物膜相。

此外, 模型建立还需要提出以下假设条件:

1) BAF 稳态运行, 其内部气、液相呈推流式运动, 忽略轴向返混;

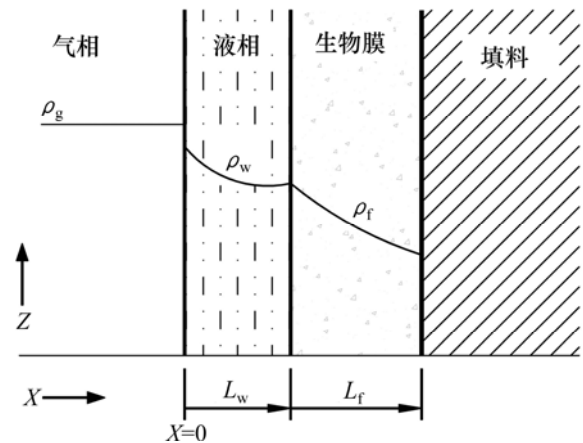


图 3 BAF 内部界面传质与反应过程

Fig. 3 Interfacial mass transfer and reaction process in BAF

2) 由于填料颗粒半径远大于生物膜厚度, 可将球形的生物膜表面当作平面形式来进行处理; 气液混合物通过的迷宫式填料孔道被处理为一系列平行向上的通道^[15];

3) 忽略气相和液相内底物的径向浓度差异, 生物膜内底物的水平传递主要依靠分子扩散作用^[16];

4) 由于反应器供氧充足, 氧气将不是微生物生长的限制性因素, 可忽略气态和溶解状态氧浓度的轴向浓度变化的影响;

5) COD 去除的生物反应仅存在于生物膜相, 忽略液相生物反应^[10]。

2.2 模型建立

如图 2 所示, 在距离反应器底部为 h 的高度, 选取高度 dh 水平微元体积, 根据微体积内 COD 的累积量为流入微体积内的 COD 质量减去流出微体积的 COD 质量和微体积内 COD 的反应去除质量建立质量守恒方程。

2.2.1 液相质量守恒方程

$$\Delta V \frac{d\rho_w}{dt} = Q\rho_w(z) - Q\rho_w(z+dz) - J_f|_{x=0} \Delta A_x \quad (1)$$

式中: z 为垂直方向的高度坐标, 计算起点为滤料层底部, m ; x 为水平方向指向生物膜内部的坐标, 生物膜表面计算零点, m ; ρ_w 为液相溶解性 COD 质量浓度, g/L ; t 为时间, s ; Q 为通过反应器横截面的液相流量, m^3/s ; J_f 为生物膜内某一水平位置 x 处的 COD 传质通量, $kg/(m^2 \cdot s)$ 。

由于这里考虑的是稳态模型, 即 $\frac{d\rho_w}{dt} = 0$, 那么由式(1)有

$$U \frac{d\rho_w}{dz} = -a_f J_f|_{x=0} \quad (2)$$

式中: U 为以反应器横截面积计的表观液体上升速度,

$$U = \frac{Q}{A}; a_f \text{ 为填料的比表面积, } m^{-1}.$$

根据 Fick 扩散定律有

$$J_f|_{x=0} = -D_e \frac{d\rho_f}{dx}|_{x=0} \quad (3)$$

式中: D_e 为溶解性 COD 在生物膜内的有效扩散系数, m^2/s ; ρ_f 为生物膜内的溶解性 COD 的质量浓度, g/L .

将式(3)代入式(2)得

$$U \frac{d\rho_w}{dz} = a_f D_e \frac{d\rho_f}{dx}|_{x=0} \quad (4)$$

式(4)的边界条件为

$$z = 0, \rho_w = \rho_{w,0} \quad (5)$$

2.2.2 生物膜相质量守恒方程

$$A dx \frac{d\rho_f}{dt} = -AD_e \frac{d\rho_f}{dx}|_x - (-AD_e \frac{d\rho_f}{dx}|_{x+dx}) - A dx r_f \quad (6)$$

式中: r_f 为单位体积生物膜对基质的去除速率, $kg/(m^3 \cdot s)$.

根据稳态模型, 即 $\frac{d\rho_f}{dt} = 0$, 则由式(6)有

$$D_e \frac{\frac{d\rho_f}{dx}|_{x+dx} - \frac{d\rho_f}{dx}|_x}{dx} = r_f \quad (7)$$

生物膜对基质的去除速率可以通过式(8)进行关联, 即

$$r_f = \frac{\mu X}{Y} \quad (8)$$

式中: μ 为微生物的比增长速率, 即单位生物量的增长速率, s^{-1} ; X 为单位体积的微生物量, 即微生物质量浓度, g/L ; Y 为产率系数, 即微生物每代谢 1 kg COD 所合成的微生物质量。

微生物的比增长速率 μ 可以用 Monod 方程进行表达:

$$\mu = \mu_{max} \frac{\rho_f}{K_s + \rho_f} \quad (9)$$

将式(8)和(9)代入式(7)并简后所得

$$D_e \frac{d^2 \rho_f}{dx^2} = \frac{\mu_{max}}{Y} \frac{\rho_f}{K_s + \rho_f} X \quad (10)$$

式(10)的边界条件为

$$\begin{cases} x = 0, \rho_f = \rho_w \\ x = L_f, \frac{d\rho_f}{dx} = 0 \end{cases} \quad (11)$$

为了实现方程的无量纲化, 进行如下定义:

$$\bar{\rho}_f = \frac{\rho_f}{\rho_w}, \bar{x} = \frac{x}{L_f}, \phi = L_f \sqrt{\frac{\mu_{max} X}{D_e K_s Y}}, \varphi = \frac{\rho_w}{K_s} \quad (12)$$

则式(10)及其边界条件式(11)可化为

$$\frac{d^2 \bar{\rho}_f}{d\bar{x}^2} = \phi^2 \frac{\bar{\rho}_f}{1 + \varphi \bar{\rho}_f} \quad (13)$$

$$\bar{x} = 0, \bar{\rho}_f = 1; \bar{x} = 1, \frac{d\bar{\rho}_f}{d\bar{x}} = 0 \quad (14)$$

2.3 参数确定

2.3.1 填料的比表面积 a_f

根据平行管状假设, 生物膜生长于平行管内表面, 因此负载生物膜后填料的比表面积和松散度均随着生物膜厚度的增加而降低, 可以通过如下关系来计算:

$$a_f = a_0 \left(1 - \frac{L_f + L_w}{L}\right), \varepsilon_f = \varepsilon_0 \left(1 - \frac{L_f + L_w}{L}\right)^2, L = \frac{2\varepsilon_0}{a_0} \quad (15)$$

式中: L 为等效平行管的半径, m ; a_0 为干净填料的比表面积, m^{-1} ; ε_0 为干净填料的孔隙率; a_f 为附着生物膜后填料的比表面积, m^{-1} ; ε_f 为附着生物膜后填料的孔隙率。

2.3.2 有效扩散系数 D_e

一般来说, 任何物质在液相介质中的有效扩散系数与温度有关, 这种关系可能通过分子热运动或者间接影响液体介质黏度 μ 产生。物质在水中的扩散系数与温度的关系可以通过下式进行计算。

$$\frac{D_{aq} \mu}{T} = \text{常量} \quad (16)$$

此外, 物质在生物膜中的扩散过程由于生物膜中微生物细胞、胞外多聚物、非生物活性颗粒物和生物膜捕获气泡的存在而增加了扩散阻力, 导致物质在生物膜中的有效扩散系数与在纯水中相比会有一定程度的降低。Stewart^[17]认为可以通过一定的比例关系 D_e/D_{aq} 来描述这种扩散系数的降低作用, 在本研究中 D_e/D_{aq} 取值为 0.85。25 °C 时溶解性 COD 成分在纯水中的扩散系数 D_{aq} 取为 $1.0 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/s$ ^[18]。

2.3.3 液膜层厚度

孔道中液相平均流速可用下式计算:

$$u_w = \frac{(R+1)Q_w}{A\varepsilon_f} \quad (17)$$

式中: u_w 为液相平均上升流速, m/s ; R 为气水控制比; Q_w 为反应器进水流量, m^3/s 。

液相平均上升流速还可以通过水流通过的截面积上的平均速度来计算, 即

$$u_w = \frac{Q_w}{a_f AL_w} \quad (18)$$

根据式(17)和(18)可得

$$L_w = \frac{1}{R+1} \frac{\varepsilon_f}{a_f} \quad (19)$$

将式(15)代入式(19)并整理可得

$$L_w = \frac{L - L_f}{2R + 3} \quad (20)$$

2.3.4 其他参数确定

模型求解所需的其他理化参数值均通过实验测定方法获得, 具体见表 2。

表 2 其他模型参数取值

Table 2 Values of other model parameters

参数	数值	参考文献
填料孔隙度 ε_0	0.57	[19]
填料比表面积 $a_0/(\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3})$	358	[19]
生物膜厚度 $L_f/\mu\text{m}$	100	[20]
基质半饱和常数 $K_s/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	150	[21]
生物膜质量浓度 $X_f/(\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	14	[22]
最大比增长速率 μ_m/h^{-1}	0.072	[21]
微生物产率系数 Y	0.57	[23]

2.4 模型求解

本研究所建立的模型方程式(4)和(13)及边界条件式(5)和(14)都是相互耦合的, 所以, 它们必须同时进行求解, 而且由于模型方程组和边界条件的非线性特征, 很难获得微分方程解析解, 而只能通过数值计算的方法获得离散的数值解。因此, 本研究中采用了 Matlab2009 软件包对模型进行数值求解。数值求解方法为: 首先对二维求解区域(x 和 z 2 个方向)进行均匀网格划分, x 和 z 的网格尺度分别为 0.01 mm 和 10 mm, 然后对模型方程进行离散求解。

3 结果与讨论

3.1 反应器稳态运行模拟

本研究模拟的稳态运行条件为: 进水流量 3.4 L/h, 反应器温度(28±1) °C, 气水比 5, 进水 COD 质量浓度在 280~400 mg/L 范围内变动。模型模拟结果与实验测定结果对比见图 4。

从图 4 可以看出: 在进水 COD 质量浓度小幅度波动(<20%)的条件下, 尽管进水 COD 质量浓度每天都在发生变化, 但 BAF 反应器运行稳定, COD 去除率始终能维持在 80%左右; 模型对出水 COD 质量浓度和 COD 去除率的预测值比较准确, 相对误差超

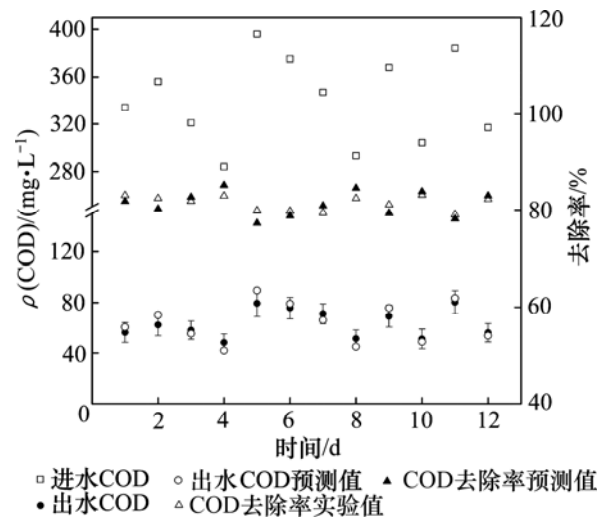


图 4 稳定运行条件下模拟值与实验值对比

Fig. 4 Comparison of prediction values with experimental values under steady run condition

过 8.5%; 出水 COD 质量浓度预测值处于每日 3 次平行取样的误差限范围内。这些都说明本研究所建立的机理模型能正确描述反应器中的界面传质和生物化学过程, 参数取值合理, 模型对稳定状态的反应器具有较好的预测能力。

3.2 不同水力停留时间的运行模拟

反应器的水力停留时间是影响反应器处理效果的重要因素, 因此, 建立的模型必须对反应器水力停留时间改变的具有较好响应性。模型模拟的工况为: 进水 COD 质量浓度控制在 430 mg/L 左右, 气水比 5:1, 反应器温度(28±1) °C。通过调整进水流量来改变水力停留时间(HRT), 比较不同 HRT 时模型预测结果与实验测定结果的差别, 结果见图 5。

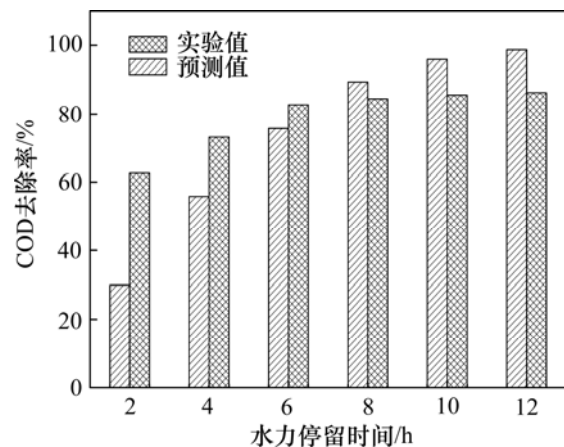


图 5 不同 HRT 条件下模型预测与实验测定结果比较

Fig. 5 Comparison of results for model prediction and experimental measurements at different HRT

从图 5 可以看出:模型预测值能正确反映 COD 去除率随 HRT 的变化趋势,即随着 HRT 的缩短 COD 去除率逐步降低;模型预测结果也能明显反映出,在 HRT 从 12 h 到 6 h 范围内随 HRT 缩短 COD 去除率降低幅度相对较慢,但当 HRT 变为 4 h 和 2 h 时 COD 去除率则迅速下降;HRT 为 6~12 h 范围时,模型有较为理想的预测结果,相对误差不超过 12.2%;HRT 处于中间值即 6~8 h 时,预测值相对误差较小,而当 HRT 变大或变小时,COD 去除率预测结果误差均会相应增大。以上的现象说明:本研究所建立的机理模型可以较为准确地反映出水力条件对反应器处理效果的影响,在实际应用的 HRT 范围内预测结果与实际结果吻合较好;当 HRT 较大或较小时预测结果偏差相对大可能是因为模拟过程中出进水流量外使用了固定的模拟参数条件,实际上在 HRT 大幅度变化时,除了影响液相和生物膜相的接触时间以外,还可能对生物膜厚度及代谢活性等造成影响,因而造成了模型预测结果与实验结果的偏差变大,若对相关模型参数进行适当调整后则可能获得较为理想的预测结果。但是,目前从模型角度建立反应器水力条件与生物膜厚度、生物膜活性的联系机理还比较困难,也未见相关文献报道,还需要进一步开展相关方面的深入研究工作。

3.3 模型参数敏感性分析

敏感性分析(sensitivity analysis, SA)是指一种研究某一因变量或因素的变化对另一个或多个参数的影响程度的定量分析技术。SA 的主要目的是获得各模型参数敏感性系数的大小,进而可以考虑忽略敏感性系数小的参数,而着重考虑敏感系数大的参数。这样可以显著减少数据处理的工作量,使模型的精确度得以提高^[24]。

考虑到各模型参数之间交互作用的复杂性,本研究仅分析各单一参数对输出结果的敏感性,不考虑各参数之间的交互作用影响。本研究选择了 u_m , Y , X_v , a_0 , L_f , K_s 和 ε_0 共 7 个参数进行敏感性分析,考察各参数的变化对 COD 去除率影响的程度,具体分析结果见图 6。

从图 6 可以看出:填料孔隙率 ε_0 、比增长速率 u_m 、生物膜质量浓度 X_v 、填料比表面积 a_0 和生物膜厚度 L_f 这 5 个参数与预测结果成正相关,即随着这 5 个参数的增大,BAF 反应器的 COD 去除率逐渐增大;相反,底物半饱和系数 K_s 和微生物产率系数 Y 与预测结果成负相关,即随着这 2 个参数的增大,BAF 反应器的 COD 去除率反而降低;模型对参数 ε_0 的敏感性最低,对 K_s 的敏感性较低,对其余参数 u_m , Y , X_v , a_0 和 L_f 的敏感度相接近且都相对较高;当任意参数变化

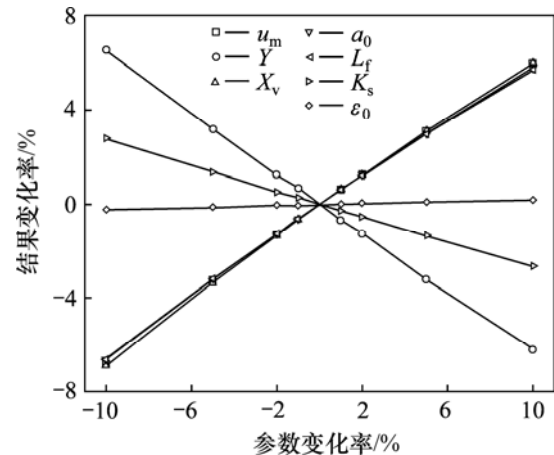


图 6 模型参数变化对预测结果的影响

Fig. 6 Influence of model parameters variation on prediction results

10%时,模型输出结果的变化率均小于 7%。通过以上分析可以得到:反应器的 COD 去除率与微生物底物降解动力学性质、填料比表面积和生物膜厚度有较为显著的关系,在实际处理过程中通过对这些参数的优化有可能大幅度提高反应器的处理效果;相对于参数取值的涨落,模型的输出具有抑制这种参数变化涨落的特点,说明本研究所建立的机理模型不是病态的,具有一定的鲁棒性,模型输出结果的准确性并不显著依赖于输入参数取值的准确性。

4 结论

1) 从 BAF 中发生的界面传质和生化反应的机理入手,采用质量守恒原理对系统各相分别进行物料核算,建立了 BAF 处理染料废水的机理模型。采用理论计算与实验测定相结合的方法获得了相关模型参数,并以实际反应器和工艺参数等条件作为边界条件,应用数值方法对模型进行了求解。

2) 当系统温度、气水比、进水流量等工艺条件一定,而进水 COD 质量浓度变化范围也不太大的近稳态运行条件下,模型可较好地预测反应器的处理效率;对于不同的稳态条件,仅需改变模型参数来进行适应。

3) 模型能预测出随着 HRT 的缩短 COD 去除率逐步降低,且在 HRT 从 12 h 减少到 6 h 过程中降低较慢,而从 6 h 到 2 h 过程中迅速降低的现象;模型能较为准确地描述 HRT 对反应器处理效果的影响,在实际应用的 HRT 范围内模型预测结果与实验结果吻合较好。

4) BAF 反应器的 COD 去除效率与微生物底物降

解动力学性质、填料比表面积和生物膜厚度等因素具有较为显著的关系;模型具有较好的鲁棒性,其预测结果的准确性并不显著依赖于模型输入参数的准确性。

参考文献:

- [1] Wang X J, Han J J, Chen Z W, et al. Combined processes of two-stage Fenton-biological anaerobic filter-biological aerated filter for advanced treatment of landfill leachate[J]. *Waste Management*, 2012, 32(12): 2401–2405.
- [2] Chen Q, Qu L, Tong G, et al. Simultaneous nutrients and carbon removal from low-strength domestic wastewater with an immobilised-microorganism biological aerated filter[J]. *Water Science & Technology*, 2011, 63(5): 886–891.
- [3] Cui J Q, Wang X J, Yuan Y L, et al. Combined ozone oxidation and biological aerated filter processes for treatment of cyanide containing electroplating wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 241: 184–189.
- [4] Fu Z M, Zhang Y G, Wang X J. Textiles wastewater treatment using anoxic filter bed and biological wriggle bed-ozone biological aerated filter[J]. *Bioresource technology*, 2011, 102(4): 3748–3753.
- [5] Lu X J, Yang B, Chen J H, et al. Treatment of wastewater containing azo dye reactive brilliant red X-3B using sequential ozonation and upflow biological aerated filter process[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(1): 241–245.
- [6] Gálvez A, Zamorano M, Ramos-Ridao A F. Efficiency of a biological aerated filter for the treatment of leachate produced at a landfill receiving non-recyclable waste[J]. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 2012, 47(1): 54–59.
- [7] Huang G C, Meng F G, Zheng X, et al. Biodegradation behavior of natural organic matter (NOM) in a biological aerated filter (BAF) as a pretreatment for ultrafiltration (UF) of river water[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, 90(5): 1795–1803.
- [8] 李伟博, 洪俊明, 尹娟, 等. 应用 ASM2D 模型对曝气生物滤池工艺的模拟和优化[J]. *华侨大学学报(自然科学版)*, 2011, 32(4): 409–413.
LI Weibo, HONG Junming, YIN Juan, et al. Mathematical modeling and optimization of biological aerated filter based on ASM2D[J]. *Journal of Huaqiao University (Natural Science)*, 2011, 32(4): 409–413.
- [9] 何涛, 邱俊. 曝气生物滤池处理效能影响因素及其动力学模型的实验研究[J]. *环境科技*, 2009, 22(1): 13–16.
HE Tao, QIU Jun. Research on efficiency influence factors and kinetic model of biological aerated filter treatment[J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 22(1): 13–16.
- [10] Wang C R, Li J, Wang B Z, et al. Development of an empirical model for domestic wastewater treatment by biological aerated filter[J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(4): 778–782.
- [11] Jia X N, Zhou L C, Li Y F, et al. Comparative study of laboratory-scale biological aerated filters based on macroporous polyurethane and haydite carrier materials[J]. *Environmental Engineering Science*, 2012, 29(5): 350–356.
- [12] Pramanik B, Fatihah S, Shahrom Z, et al. Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review[J]. *Journal of Engineering Science and Technology*, 2012, 7(4): 428–446.
- [13] 王心芳, 魏复盛, 齐文启. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境出版社, 2002: 200–284.
WANG Xinfang, WEI Fusheng, QI Wenqi. *Monitor and Analysis Methods for Water and wastewater*[M]. Beijing: China Environment Press, 2002: 200–284.
- [14] Albuquerque A, Makinia J, Pagilla K. Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 44: 44–52.
- [15] Alonso C, Suidan M T, Kim B R, et al. Dynamic mathematical model for the biodegradation of VOCs in a biofilter: biomass accumulation study[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(20): 3118–3123.
- [16] Mann A T, Stephenson T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment[J]. *Water Research*, 1997, 31(10): 2443–2448.
- [17] Stewart P S. Diffusion in biofilms[J]. *Journal of Bacteriology*, 2003, 185(5): 1485–1491.
- [18] 胡英, 吕瑞东, 刘国杰, 等. 物理化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999: 275–277.
HU Ying, LU Ruidong, LIU Guojie, et al. *Physical chemistry*[M]. Beijing: Higher Education Press, 1999: 275–277.
- [19] 田英姿, 陈克复. 用压汞法和氮吸附法测定孔径分布及比表面积[J]. *中国造纸*, 2004, 23(4): 21–23.
TIAN Yingzi, CHEN Kefu. Determination of pore size distribution and surface area of several materials using mercury porosimetry and gas adsorption[J]. *China Pulp & Paper*, 2004, 23(4): 21–23.
- [20] Bester E, Kroukamp O, Hausner M, et al. Biofilm form and function: carbon availability affects biofilm architecture, metabolic activity and planktonic cell yield[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2011, 110(2): 387–398.
- [21] O' Brien M, Mack J, Lennox B, et al. Model predictive control of an activated sludge process: A case study[J]. *Control Engineering Practice*, 2011, 19(1): 54–61.
- [22] 赵庆良, 刘淑彦, 王琨. 复合式生物膜反应器中生物膜量、厚度及活性[J]. *哈尔滨建筑大学学报*, 1999, 32(6): 39–43.
ZHAO Qingliang, LIU Shuyan, WANG Kun. Biomass, thickness and activity of biofilm in hybrid biofilm reactors[J]. *Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture*, 1999, 32(6): 39–43.
- [23] Vaiopoulou E, Gikas P. Effects of chromium on activated sludge and on the performance of wastewater treatment plants: a review[J]. *Water Research*, 2012, 46(3): 549–570.
- [24] Martinez G, Pachepsky Y A, Whelan G, et al. Rainfall-induced fecal indicator organisms transport from manured fields: Model sensitivity analysis[J]. *Environment International*, 2014, 63: 121–129.