

SBR 中基质降解特性及动力学模型研究

袁林江¹, 李 剑², 柴 璐³

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055;

2. 机械工业勘察设计院有限公司, 陕西 西安 710043; 3. 西安建工大唐建设项目管理有限公司, 陕西 西安 710065)

摘要: 针对现行 SBR 工艺设计中主要参数的选取仅凭经验或参照连续流系统的设计方法而忽视了序批式反应器自身生物降解的特点、造成设计计算上一定偏差的问题, 以模拟生活污水为处理对象, 在 SBR 反应器中对不同运行阶段的基质降解动力学过程进行了分析, 推导出在缺/厌氧阶段以及好氧曝气阶段基质降解过程的动力学模型分别为 $S = [a \cdot S_i + (1 - a) \cdot S_0] \cdot e^{-5.654 \times 10^{-6} X_i}$ (缺氧/厌氧段) 和 $S = S_0' \cdot 10^{-1.6625 \times 10^{-5} X_i}$ (好氧段), 同时提出了反应动力学参数的求定方法, 并用实际运行数据对模型进行了有效性验证. 结果表明, 模型预测与实际 SBR 运行结果高度吻合、模型有效. 这些模型为今后 SBR 工艺设计计算提供了适宜的设计依据和模型参数.

关键词: SBR; 基质降解特性; 动力学模型

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1006-7930(2015)01-0115-05

The feature of substrate biodegradation and its dynamics model in SBR

YUAN Linjiang¹, LI Jian², CHAI Lu³

(1. College of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China;

2. China Jikan Research Institute of Engineering Investigation and Design, Co. Ltd., Xi'an 710043, China;

3. Xi'an Jian Gong Da Tang Construction Project Management, Co. Ltd., Xi'an 710065, China)

Abstract: Due to the lack of special designing model of sequencing batch reactor(SBR), the determination of basic parameters of the SBR has to depend on experience or refer to the design of continuous flow reactor in present, where its own characteristics of SBR has been ignored, resulting finally in some errors in the design. In order to solve the problem, the dynamic process of substrate biodegradation in different operation stage of the SBR treating synthesized domestic sewage was analyzed. Based on this, the dynamics models of substrate biodegradation were established according to anaerobic / anoxic (only mixing) stage and aerobic stage (aeration and mixing) of SBR operation. Selecting and determining method of the reaction kinetics' parameters were proposed and discussed. The model was validated by data of performance of the SBR. As a result, substrate biodegrading model in anaerobic / anoxic stage is as $S = [a \cdot S_i + (1 - a) \cdot S_0] \cdot e^{-5.654 \times 10^{-6} X_i}$ and that in aerobic stage $S = S_0' \cdot 10^{-1.6625 \times 10^{-5} X_i}$. The results calculated by the models are highly consistent with that of performance of the reactor. The models are considered to be helpful for designing SBR applied to domestic wastewater treatment.

Keyword: SBR; Substrate Biodegradation; Dynamics Model

序批式活性污泥法 (Sequencing Batch Reactor, SBR) 是一种间歇运行的污水生物处理工艺. 该方法具有工艺简单、占地面积少、处理能力强、耐冲击负荷、运行方式灵活和不易发生污泥膨胀等优点, 是适合处理水量小, 特别是间歇排放废水的理想工艺^[1]. 我国 1985 年建成首座处理肉类加工污水的 SBR 系统后, 又陆续将 SBR 应用于城镇污水、制药污水等处理工程中, 并在不同实际工程中取得了良好的效果^[2].

尽管 SBR 工艺在国内外不同废水处理中得到了广泛应用, 然而存在不少因设计不当而导致出水达不到设计水质的情况. 分析其原因之一是 SBR 工艺设计时主要参数的选用和确定仍仅凭经验或只

是参照连续流系统的设计方法.

目前, SBR 工艺的数学模型主要包括基于 Eckenfelder 模式的一级动力学模型、基于 Monod 方程的 Lawrence-McCarty 模型、基于 McKinney 假设的一级动力学模型和基于 ASM 数学模型而建立的动态模型. 其中, 基于 ASM 的动态模型多见于理论探讨; McKinney 模型在国内很少应用^[3]; Monod 方程作为最基本的生物降解模式, 被广泛应用于生物处理的工艺设计中, 但是否能很好的描述 SBR 反应器的生物降解特性还有待进一步的研究. 王敏尔^[4]以办公大楼污水为研究对象, 在 SBR 工艺试验条件下, 得出基质浓度与活性污泥的动力学模式: $\frac{S_0 - S_e}{X_0 t} = 0.022 S_e, \frac{dX}{dt} = 0.356 \frac{1}{X} \frac{dS}{dt} - 0.053$;

方茜^[5]、张玉环^[6]等人认为特定废水在完全混合曝气池内的基质降解遵循一级反应动力学关系,并且推得基质降解模型: $S_r = S_0(1 - 10^{-K_d t})$. 但他们研究的均是非限制性曝气反应的情况,而对 SBR 工艺运行中缺/厌氧阶段基质浓度变化没有详细描述.

随着环境及法律法规对排水接纳水体水质要求的不断提高,传统的 SBR 工艺在运行方式上也出现了比较多样的变化,比如增加及延长缺氧厌氧过程,分段进水等,然而大部分关于 SBR 基质降解的资料均假定基质降解变化主要发生在好氧曝气阶段,很少有人研究过这种运行方式上的改变对基质降解会产生什么样的影响. 笔者在 SBR 处理模拟生活污水时观察到在缺氧和厌氧阶段反应器中基质的浓度也有明显的降低,尤其当该阶段反应时间较长时会更明显. 而这一点却在有关 SBR 动力学模型中未能体现出来. 另外, SBR 工艺设计上,设计者主要是根据自己的经验确定池数、周期长和排空比等,与进水浓度和微生物降解速率之间缺乏明确的定量关系. 因此,分析探讨缺氧、厌氧阶段基质降解特性对于反应池工艺设计有实际应用价值.

本文采用模拟生活污水为研究对象,通过对基质在 SBR 反应器中反应时这两个不同阶段的基质降解过程分别进行了理论分析和动力学模型推导,并进行验证,使 SBR 的设计更加的合理化和科学化.

1 试验装置与运行方式

1.1 实验装置

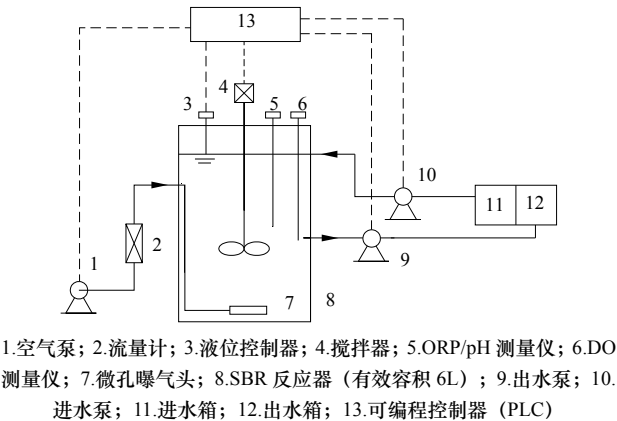


图 1 试验 SBR 装置示意图

Fig.1 The schematic diagram of SBR reactor used

1.2 试验用水

试验用水为人工配制的模拟生活污水,碳源主要以无水乙酸钠为主,进水 COD 理论浓度为 405 mg/L 左右,其中 C:N:P 约为 100:5:1. 污泥来自西安市第四污水处理厂二沉池的回流污泥. 试验采用人工废水,其组成见表 1.

表 1 人工废水组成

Tab.1 compositions of the wastewater

主要成分	浓度/mg·L ⁻¹
无水乙酸钠	5.2 g·L ⁻¹ (以 COD _{Cr} 计为 405 mg·L ⁻¹)
磷酸二氢钾	0.177 g·L ⁻¹ (可溶性磷为 4 mg·L ⁻¹)
氯化铵	0.767 g·L ⁻¹ (氮氮为 20 mg·L ⁻¹)
硫酸镁	0.1 g·L ⁻¹ ([Mg ²⁺]为 9.75 mg·L ⁻¹)
氯化钙	0.01 g·L ⁻¹ ([Ca ²⁺]为 3.6 mg·L ⁻¹)

每升配水加入微量元素液 0.1mL. 微量元素液组成为 Na₂MoO₄·H₂O, 0.36g/L; FeCl₃, 5.426 4 g/L; KI, 1.08g/L; CoCl₂·7H₂O, 0.9g/L; CuSO₄·5H₂O, 0.18g/L; H₃BO₃, 0.9g/L; MnCl₂·4H₂O, 0.36g/L; ZnSO₄·7H₂O, 0.72g/L.

1.3 运行方式

试验所用 SBR 反应器的一个运行周期为 4 h, 在一个周期的工序上分为瞬时进水(进水历时极短), 进水结束后搅拌 2.5 h; 搅拌 1 h 后开始曝气 1.5 h. 沉淀时间 1 h, 出水和静置共 0.5 h, 排空比为 1/3.

2 模型的建立

2.1 建模的基本假设条件

- (1) 进水期内进入 SBR 池中的污水水质和水量都是均匀的, 且历时较短, 忽略进水过程的影响;
- (2) 反应阶段缺/厌氧及好氧时反应池中混合液处于完全混合状态, 且在稳定状态下运行;
- (3) SBR 一个反应周期内污泥浓度的增长极小可忽略;
- (4) 缺/厌氧阶段仅发生基质的吸附吸收而降解主要发生在后续的曝气阶段;
- (5) 沉淀、出水及后续的静置过程中, 假定微生物及基质浓度保持恒定.

2.2 动力学模型的推导

SBR 反应器进水结束后即进入反应阶段. 反应阶段包括仅搅拌的缺/厌氧段和搅拌加曝气的好氧段, 因此对于此种非限制性曝气的 SBR, 应分为两个阶段分别来探讨基质在其中的变化过程.

2.2.1 缺/厌氧阶段基质降解模型的推导

进水结束后反应器内仅进行搅拌, 此时泥水充分接触, 菌胶团吸附了污水中大部分溶解性有机物并贮存于体内, 污水中颗粒状和胶体状的非溶解态有机物被活性较强的污泥吸附在表面, 从而使此阶段的 COD 迅速下降. 虽然“可溶性 COD”这一概念经常在废水处理实践及工艺模拟中被使用, 但由于将基质去除的吸附-再生动力学结合起来比较困难, 因此可溶性物质的生物吸附、积累、储存和再生机

理并没有包含在目前研究比较广泛的模型中^[7]. 本文假设在缺/厌氧时仅存在吸附吸收作用. 即污泥中的微生物对溶解性基质的吸附吸收服从下列吸附方程^[8], 即

$$r_s = v_{\max} \frac{XS}{K_s + S} \quad (1)$$

式中: v_{\max} 为基质吸附速率常数, min^{-1} ; K_s 为饱和常数, mg/L ; S 为反应池中可生物降解有机物浓度, mg/L ; X 为反应池中混合液污泥浓度, mg/L .

在充水阶段, 根据物料平衡方程可得

$$\frac{d}{dt}(VS) = QS_i - r_s V \quad (2)$$

式中: V 为反应池内混液的有效体积, L ; Q 为反应池的进水流量, L/min ; S_i 为进水中可生物降解有机物浓度, mg/L ; V_F 为充水结束后反应池内的最大有效体积, L .

联立式 (1), (2) 整理得

$$V \frac{dS}{dt} = QS_i - QS - \frac{v_{\max} XS}{K_s + S} V \quad (3)$$

在充水结束的反应阶段, 此时 $Q=0$, $V=V_F$ 恒定, 上式即

$$-\frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = \frac{v_{\max} S}{k_s + S} \quad (4)$$

反应器中污泥浓度比较高而进水 COD 浓度不是很大时, 可认为 $k_s \gg S$ 则式 (4) 即为

$$-\frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = \frac{v_{\max} \cdot S}{k_s} \quad (5)$$

令 $v_{\max} X/k_s = K$ 则上式可简化为

$$\frac{1}{S} dS = -K dt \quad (6)$$

$$\text{积分有} \quad \ln S = -Kt + c \quad (7)$$

$$\text{即} \quad S = e^{-Kt+c} = e^{-v_{\max} X t / k_s + c} \quad (8)$$

2.2.2 好氧曝气阶段基质的降解模型的推导

在开始曝气反应时, 池内即开始好氧生化反应. 假定该阶段基质的去除符合 Monod 反应动力学方程, 设该阶段的降解速率为 r_s' ,

那么在该阶段有

$$r_s' = \frac{KXS}{K_s + S} \quad (9)$$

同上推导过程, 则在曝气阶段基质降解动力学关系为

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{KXS}{K_s + S} \quad (10)$$

当污水中存在着不可生物降解有机物时, 上式为

$$-\frac{dS'}{dt} = \frac{KXS'}{K_s + S'} \quad (11)$$

式中: $S' = S - S_n$.

S' 为可生物降解基质浓度, mg/L ; S_n 为难降解基质浓度, mg/L ; t 为曝气时间, min ; X 为混合液污泥浓度, mg/L ; K 为 COD 降解速率常数, min^{-1} ; K_s 为饱和常数, mg/L .

在较低基质浓度和较高活性污泥浓度条件下进水后曝气期的基质降解速率服从一级反应动力学关系, 即:

$$-\frac{dS'}{dt} = K' XS' \quad (12)$$

正常运行时, 污泥浓度 X 较高或基质浓度较低. 此时, 可假定反应器中污泥浓度的变化速率 dX/dt 的变化与 X 相比较小可忽略不计, X 可作为常数对待, 于是设 $t=0$ 时, $S'=S'_0$; $t=t$ 时, $S'=S'_e$ 条件下, 对式 (12) 积分可得

$$\frac{S'_e}{S'_0} = \exp(-K' X t) \quad (13)$$

式中: S'_0 为进水后可降解溶解性 COD 浓度, mg/L ; S'_e 为曝气 t 时间的可降解溶解性 COD 浓度 mg/L ; K' 为有机物降解一级反应速率常数, $\text{L}/(\text{mg} \cdot \text{h})$.

则曝气时间 t 内所去除的 COD 浓度为

$$S_r = S'_0 - S'_e \quad (14)$$

合并式 (13)、式 (14) 并整理可得

$$S_r = S'_0 (1 - 10^{-K_1 t}) \quad (15)$$

式中: $K_1 = K' X / 2.3$. S_r 为曝气时间 t 内所去除的 COD 浓度.

那么在好氧阶段的 t 时刻反应器中基质的浓度为

$$S = S'_0 - S_r = S'_0 \cdot 10^{-K_1 t} \quad (16)$$

3 动力学参数的确定

3.1 缺氧/厌氧段吸附速率动力学模型参数的确定及讨论

在放有已取好定量活性污泥的反应器中加入试验废水后缓慢搅拌, 使活性污泥与废水充分混合, 每隔一定时间取样, 取过滤后取滤液进行测试. 反应器中污泥浓度变化很小, 取其平均值.

由于 $S = e^{-Kt+c} = e^{-v_{\max} X t / k_s + c}$ 为非线性方程, 直接求其参数比较困难, 现在 $\ln S = -Kt + c$ 动力学参数的确定只能根据实验结果进行近似计算, 以求得各不同时间的 $\ln S$ 和 c 值, 再进行曲线拟合, 并根据回归系数估计其具体数值.

代入试验测量值, 对测量值以 $\ln S$ 为纵坐标、 t

为横坐标作图, 进行线性回归 (如图 2 所示), 则直线斜率为 $-K = -0.0237$ 即 $K = 0.0237$, 截距为 $C = 4.9722$ (相关系数 $R^2 = 0.9896$) .

由于 $K = 0.0237$, $k = -v_{\max}/k_s = K/X = 5.654 \times 10^{-6}$ 又 $S = S_0 \cdot e^{-Kt}$ 代入 $S_0 = S(t=0)$ 有

$$S = 147.2441 \cdot e^{-0.0237t} \quad (17)$$

$$S = S_0 \cdot e^{-5.654 \times 10^{-6} X t} \quad (18)$$

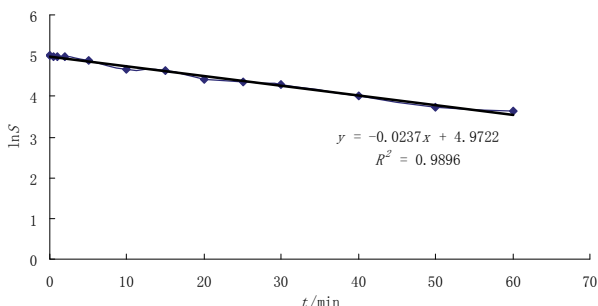


图 2 K 及 C 值的确定

Fig.2 Determining the value K and C

3.2 曝气阶段基质降解动力学模型中参数的求解和讨论

将反应区的活性污泥用试验废水洗 2~3 遍, 进水之后曝气, 每隔一定时间取样并过滤、取滤液进行测试, 并据此对参数进行估计.

一级反应动力学关系式 $S_r = S_0'(1 - 10^{-K_1 t})$ 是一个非线性模型, 要估计 S_0' 和 K_1 , 希望将此模型转化为线性模型, 以便用最小二乘法估计得到 S_0' 和 K_1 , 从而得出在实际工程中可以应用的基质降解数学模型, 这样水中不可生物降解的那部分有机物浓度 S_n 也可同时求得

$$S_n = S_0 - S_0' \quad (19)$$

式中: S_0 为曝气开始时的总 COD 浓度, mg/L.

求出 S_n 可评价该种废水的 COD 最大可生化处理程度. 因此, 估计 S_0' 和 K_1 是关键. 设给定 t 的值构成以 $h(5\text{min})$ 为公差的等差级数: $0, 5\text{min}, 10\text{min}, \dots, 5n\text{min}, \dots$, 设 $ui = ih$, $ui+1 = (i+1)h$ 对应的 S_r 分别为 S_{r_i} 和 $S_{r_{i+1}}$, 则

$$S_{r_i} = S_0'(1 - 10^{-K_1 ih}) \quad (20)$$

$$S_{r_{i+1}} = S_0'(1 - 10^{-K_1 (i+1)h}) \quad (21)$$

$$S_r 10^{-K_1 h} = S_0' 10^{-K_1 h} = S_{r_i} + 1 - S_0'(1 - 10^{-K_1 h}) = S_{r_{i+1}} \quad (22)$$

$$\text{令 } \frac{S_{r_i}}{S_{r_i}} = X_i, \frac{S_{r_{i+1}}}{S_{r_i}} - 1 = Y_i \text{ 则非线性模型转化为线性模型为}$$

$$Y_i = 10^{-K_1 h} X_i = \beta X_i \quad (i=1, 2, \dots, n-1) \quad (23)$$

其中, $\beta = 10^{-K_1 h}$.

由最小二乘法, 得

$$\beta = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} X_i Y_i}{\sum_{i=1}^{n-1} X_i^2} \quad (24)$$

$$\text{故 } K_1 = -\frac{\lg \beta}{h} \quad (25)$$

$$\text{由线性模型 } S_r = S_0'(1 - 10^{-K_1 t}) = S_0' X \quad (26)$$

其中, $X = 1 - 10^{-K_1 t}$. 再由 $t = i \times 5\text{min}$, $i=1, 2, \dots, n$, 又可得到 X_i , S_{r_i} 从而有最小二乘法估计

$$\beta = \frac{\sum_{i=1}^n X_i S_{r_i}}{\sum_{i=1}^n X_i^2} \quad (27)$$

故可得经验回归方程

$$S_r = S_0'(1 - 10^{-K_1 t}) \quad (28)$$

求得 $K_1 = 0.0303\text{min}^{-1}$, $S_0' = 186.493\text{mg/L}$, 得出回归方程

$$S_r = 186.493(1 - 10^{-0.0303t}) \quad (29)$$

由 $K_1 = K'X/2.3$, $X = 4192\text{mg/L}$, 求得 $K' = 1.6625 \times 10^{-5}\text{L}/(\text{mg} \cdot \text{min})$. 式 (1-16) 即为

$$S = S_0' \cdot 10^{-1.6625 \times 10^{-5} X t} \quad (30)$$

不可生物降解的那部分有机物浓度

$$S_n = S_0 - S_0' = 201.57 - 186.49 = 15.28 \quad (31)$$

S_n 可评价该种废水的 COD 最大可生化处理程度. 由 $k = (S_0 - S_n)/S_0 = 0.9252$, 由此可见以微生物对以无水乙酸钠为主的碳源的利用率极高.

4 动力学模型的验证

模型验证采用人工配制的模拟生活污水, 碳源主要以无水乙酸钠为主, 进水 COD 理论浓度为 405mg/L 左右, 其中 C:N:P 约为 $100:5:1$. 污泥来自西安市第四污水处理厂二沉池的回流污泥. 在一个周期的工序上分为瞬时进水 (进水历时极短), 进水结束后搅拌 1h , 此时发生反硝化作用及磷酸盐的释放. 随后曝气并搅拌 1.5h , 以实现有机物的降解、氮的硝化以及磷的过量吸收. 沉淀时间 1h , 出水和静置为 0.5h , 排空比为 $1/3$.

假设污泥浓度恒定, 在缺氧及厌氧阶段仅发生基质的吸附吸收, 而在好氧阶段主要为基质的降解, 带入初始浓度 $S_0 = a \cdot S_i + (1 - \alpha) \cdot S_0$, 那么在该 SBR 工艺中基质的降解模型为:

缺/厌氧时

$$S = [\alpha \cdot S_i + (1 - \alpha) \cdot S_0] \cdot e^{-5.654 \times 10^{-6} X t} \quad (0 \leq t \leq t_1) \quad (32)$$

好氧曝气时

$$S = S_0' \cdot 10^{-1.6625 \times 10^{-5} X(t-t_1)} \quad (t_1 \leq t \leq t_2) \quad (33)$$

式(32)~(33)中: α 为排空比; S_i 为基质进水浓度; S_0 为进水前反应器中基质浓度, 在设计中可将其取为设计的出水值; t_1, t_2 分别为缺/厌氧及好氧反应停止的时间; $S_0' = S(t_1)$.

若反应时间较长, 当 S 降至略大于或等于 S_n 时降解过程会趋于停止, 那么由该模型计算在 SBR 一个周期中 COD 的变化计算值与实际测量值对比图见下。

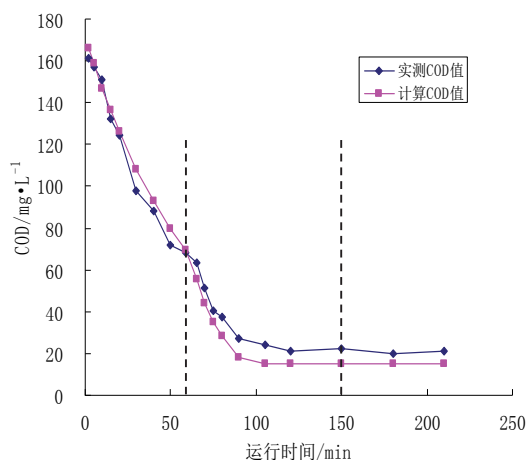


图3 模型计算值与实测值

Fig.3 The values predicted by the models and measured

由图3可以看出, 该模型能较好的反映模拟生活污水中的基质在限制性曝气的 SBR 反应器中降解的情况; 好氧反应末段 COD 浓度有起伏是因为易降解性有机物已基本降解完全, 有机物降解进入了难降解阶段, 此后再继续过量供氧使微生物的代谢产物有所积累, 此环境对微生物生长不利, 死亡率增大, 而死亡微生物残体含有大量难降解物质, 致使出水 COD 上升。也可能是因为曝气时间的延长使微生物内源呼吸加剧, 产生了大量溶解性微生物也会导致出水 COD 上升。

5 结论

以模拟生活污水为研究对象, 在 SBR 反应器中进行了生化反应不同阶段动力学模型分析研究, 结果表明:

(1) SBR 工艺在限制性曝气运行时, 反应的缺氧厌氧阶段池内有机物的降解主要以吸附作用为主, 而在其后的好氧曝气阶段好氧生化反应的基质降解速率符合变形的 Monod 动力学方程;

(2) 试验研究推得 SBR 反应器运行时, 缺氧/

厌氧段基质降解动力学模型为:

$$S = [\alpha \cdot S_i + (1 - \alpha) \cdot S_0] \cdot e^{-5.654 \times 10^{-6} X t}$$

而在好氧曝气阶段生物降解动力学模型为:

$S = S_0' \cdot 10^{-1.6625 \times 10^{-5} X t}$ 。且能较好的反应基质在 SBR 反应器中的基质降解特性。

(3) 通过模型计算可以精确的计算出基质达标排放所需的最短周期, 从而确定池容及排空比等, 能为此类 SBR 法的设计和 optimization 提供一定的依据和帮助。

参考文献 References

- [1] 彭永臻. SBR 法的五大优点[J]. 中国给水排水, 1993, 9(2): 29-31.
PENG Yongzhen. The Five Advantages of SBR[J]. China Water and Wastewater. 1993, 9(2): 29-31.
- [2] 张自杰, 林荣礼, 金儒霖. 排水工程(下册)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000: 2-4.
ZHANG Zijie, LIN Rongli, JIN Rulin. Wastewater Engineering(The Second Part)[M]. Beijing: China Architecture and Building Press, 2000: 2-4.
- [3] 顾夏声. 废水生物处理数学模式[M]. 2 版. 北京: 清华大学出版社, 1993: 45-77.
GU Xiasheng. Mathematic Simulation of Biological Wastewater Treatment[M]. 2nd ed. Beijing: Tsinghua University Press. 1993: 45-77.
- [4] 王敏尔, 董志勇, 李探微, 等. SBR 法基质降解动力学过程研究[J]. 浙江工业大学学报, 2004, 32(5): 551-554.
WANG Miner, DONG Zhiyong, LI Tanwei, et al. Research on the kinetics of substrate degradation in SBR process[J]. Journal of Zhejiang University of Technology. 2004, 32(5): 551-554.
- [5] 方茜, 张可方. SBR 法降解有机物的规律及动力学分析[J]. 广州大学学报: 自然科学版, 2002, 1(5): 76-79.
FANG Qian, ZHANG Kefang. Regularity and kinetic analysis of degrading organic matter by sequencing batch reactor[J]. Journal of Guangzhou University: Natural Science Edition, 2002, 1(5): 76-79.
- [6] 张玉环, 张俊贞, 李哲. SBR 法基质降解数学模型的建立和参数估计[J]. 天津理工学院学报, 2004, 20(4): 55-56, 75.
ZHANG Yuhuan, ZHANG Junzhen, LI Zhe. Establishing mathematical model for SBR substance degradation and estimating the parameters[J]. Journal of Zhejiang University of Technology, 2004, 20(4): 55-56, 75.
- [7] 刘芳, 顾国维, 蓝梅. 基于 ASM1 变化模型的进展(上篇)[J]. 建设科技, 2002(7): 58-59.
LIU Fang, GU Guowei, LAN Mei. The Development of ASM1 Model(The First Part)[J]. Construction Science and Technology, 2002(7): 58-59.
- [8] 姚曙光. CASS 深度处理漂染废水实验研究及其数学模型[D]. 厦门: 华侨大学, 2006: 53-54.
YAO Shuguang. Experiment of Treatment of Bleaching and Dyeing Wastewater and its Mathematic Simulation[D]. Xiamen: Huaqiao University, 2006: 53-54.

(本文编辑 桂智刚)