

独立分格推流式活性污泥法的动力学分析

彭永臻 张自杰 董方华* 王淑莹

(哈尔滨建筑工程学院市政与环境工程系, 150001)

摘要

在严格控制试验条件的基础上, 对独立分格式活性污泥法进行了定量的试验研究与动力学分析。结果表明, 底物比降解速率常数 K 值并不是常数, 而是随着易降解底物的降解去除逐渐变小, 据此修正了该系统的传统动力学公式及相应的设计计算方法, 给出了工艺设计时曝气池分格数的划分及其容积确定的基本原则。

关键词: 动力学常数; 曝气池; 污泥。

独立分格推流式活性污泥法(Plug Flow Compartmentalized Reactor Activated Sludge Process, 以下简称分格推流式)的曝气池可以看作由若干个完全混合式曝气池串联而成, 也可看作普通廊道式曝气池中横向设置若干个有小孔相通的隔板(墙), 将其分成若干个相通的完全混合式独立分格曝气池。后者是经常采用的形式。图1为这种系统的工作示意图。虽然按曝气池中混合液的流态可分为推流式与完全混合式两类, 但这两种形式的理想状态是不存在的。实际上, 长宽比不大的普通廊道式曝气池中的流态也接近于完全混合^[1]。

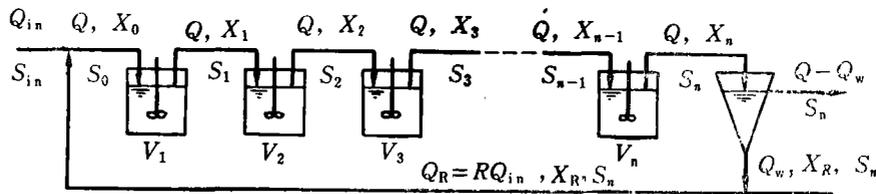


图1 分格推流式活性污泥法流程图

Fig. 1 Flow scheme for a plug flow compartmentalized reactor activated sludge process

理想推流式的优缺点正好与完全混合式相反, 它虽然耐冲击负荷能力差, 但生化反应推动力与反应速率大, 效率高, 适用于处理城市污水与易降解的工业废水等。由于曝气作用, 实际的曝气池中纵向混合(即返混现象)很严重, 连近似的推流状态也难以维持, 这就大大降低了其生化反应推动力及处理效率。为了解决这一问题, 尽可能强化推流过程, 在普通廊道式曝气池中横向设置若干个相通的隔板, 使之变成独立分格的推流式曝气池。分

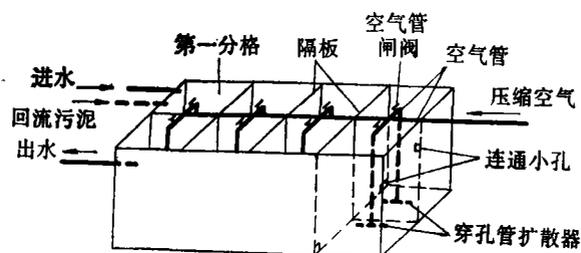
* 现在武汉城市建设学院河南分院工作。

格数越多越接近推流式,越少越易形成完全混合式.应当根据废水的浓度与性质来决定分格数,可以通过增加分格数来强化推流,也可不均等确定曝气池中各分格的容积.例如,前面几个分格的容积大,后面分格的容积小,使之兼有完全混合式和推流式两者的优点.

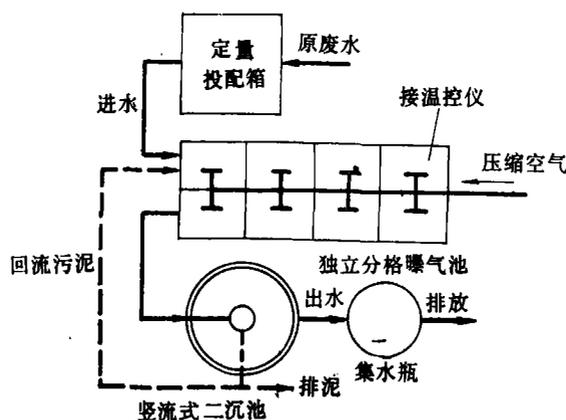
完全混合式活性污泥法有较成熟的动力学公式,在工程设计上普通廊道式曝气池一般也采用完全混合法的公式.而分格推流式中的底物浓度在各个分格里是变化的,前后相连两个分格的输入输出有密切关系,目前还没有很成熟的动力学公式.我们以试验为基础,对独立分格推流式活性污泥法的动力学模型及动力学常数进行了初步的探讨.

一、试验方法与动力学基础

本试验采用的独立分格曝气池为二廊道,共分8个独立分格,每格有效容积为6L,其轴侧图与流程见图2.试验用水是啤酒废水并投加少量啤酒与氮、磷等营养物,使其COD浓度在1000mg/L左右并维持营养平衡.废水经充分沉淀后基本无悬浮固体,它同回流污泥一起依次进入各分格.混合液从第8个分格流出进入竖流式二沉池,经泥水分离,出水排至集水瓶,污泥回流至曝气池.每个分格曝气池(以下简称分格)设一穿孔管曝气.



a. 具有8个独立分格的曝气池轴测图



b. 试验流程示意图

图2 曝气池轴侧图与试验流程示意图

Fig. 2 Axonometric drawing of the aeration tank and flow scheme

啤酒及其废水都是易降解的,进入曝气池废水的 BOD_5 与 COD_{Cr} 比值为0.7左右.曝气池混合液中的MLVSS与MLSS的比值一直很稳定.进水COD浓度和曝气池中的平

均 MLSS 浓度一般都维持在 1000mg/L 和 2500mg/L 左右. 因此, 本试验以 COD 和 MLSS 分别作为有机物(底物)和污泥浓度的主要指标. 在试验中也不定期地测定 BOD、氨氮、硝酸盐氮、总磷等. 常规测定分析项目有 pH 值、碱度与 SVI 等.

为了尽可能减少各种误差, 在整个试验过程中采取以下控制措施: 控制曝气池中的水温始终为 $20 \pm 0.5^\circ\text{C}$; 每分格的混合液中的溶解氧都在 2mg/L 左右; 采用定量配水, 同时使二沉池的出水再进入带有刻度的集水瓶, 以便进一步校核处理水量; 每日每 2h 排放一次少量的剩余污泥, 以便尽量维持曝气池中的污泥浓度基本不变.

完全混合式曝气池中底物降解可看成其底物浓度的一级反应:

$$q = KS \quad (1)$$

式中, q ——底物比降解速率, h^{-1} ; K ——底物比降解速率常数, $\text{L}/(\text{h} \cdot \text{mg})$; S ——曝气池中的底物浓度, mg/L . 传统的观点认为^[1,2], 在图 1 所示的完全混合式曝气池的串联系统中, 各个分格中的底物比降解速率常数 K_i (i 表示分格曝气池的序号, 以下同) 与污泥浓度 X_i 都相同, 分别用 K 和 X 表示. 如果各曝气池的容积 V_i 也相等, 用 V 表示, 那么, 根据式(1), 图中第一个曝气池底物量平衡关系式为:

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 - QS_1 - VXXS_1 \quad (2)$$

式中, dS/dt ——底物浓度的变化速率, Q ——进水总流量, 含回流污泥的流量, L/h ; S_0 ——原进水量 Q_{in} 与回流污泥量 Q_R 混合后(进入第一个曝气池)液相中的底物浓度, mg/L ; S_1 ——第一个分格中的底物浓度, mg/L ; X ——污泥浓度, mg/L ; V ——每格的有效容积, L . 在稳定状态下, 有 $dS/dt = 0$, 可得:

$$\frac{Q(S_0 - S_1)}{VX} = KS_1 \quad (3)$$

$$\frac{S_1}{S_0} = \frac{1}{1 + KXt} \quad (4)$$

式中, t ——每一分格的水力(含回流污泥流量)停留时间, h ($t = V/Q$). 式(3)和式(4)都是适用于完全混合法的常用公式.

由图 1 可见, 第一个曝气池的出水底物浓度 S_1 就是第二个曝气池的进水底物浓度, 以此类推. 这样, 第二个曝气池的动力学公式为:

$$\frac{S_2}{S_1} = \frac{1}{1 + KXt} \quad (5)$$

式(4)与式(5)相乘, 可得

$$\frac{S_2}{S_0} = \frac{S_1}{S_0} \cdot \frac{S_2}{S_1} = \left(\frac{1}{1 + KXt} \right)^2 \quad (6)$$

若 S_n 为第 n 个曝气池出水的底物浓度, 那么, n 个大小相同的曝气池组成串联系统的动力学公式为:

$$\frac{S_n}{S_0} = \left(\frac{1}{1 + KXt} \right)^n \quad (7)$$

式(7)中去掉右端项分母中的 X 就变成完全混合反应器串联系统的经典动力学公式^[1,2].

二、试验结果与动力学分析

多次不同有机负荷的试验结果见图3. 由图3可见, 在有机负荷较低时, COD 在后面几个分格基本不再降解, 并接近本试验难降解有机物浓度(约为进水浓度的5%). 当 $N_s \leq 3.4$ 时, 出水 COD 都能达到排放标准(100mg/L).

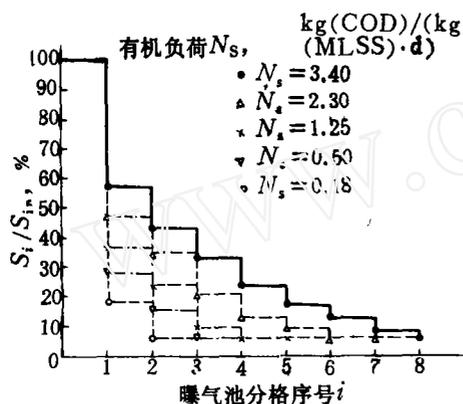


图3 $S_i/S_{i,n}$ 随曝气时间的变化

Fig. 3 Variation in $S_i/S_{i,n}$ with aeration time for different N_s

为了求出底物比降解速率常数 K 的具体数值, 将式(7)变换成

$$\left(\frac{S_0}{S_n}\right)^{\frac{1}{n}} = KX_t + 1 \quad (8)$$

其中, S_0 、 S_n 、 n 、 X 、 t 均为已知或可以在各种有机负荷下测定的. 为了准确地求出 K 值, 我们将所有 COD 浓度均减去原水 COD 浓度的 5%, 即按可降解的 COD 浓度计算, 以此作为底物浓度. 用 8 个分格曝气池的串联系统(即 $n = 8$) 在不同负荷下的大量试验数据, 按式(8)来进行线性回归分析, 相关系数在 0.5 以下. 就是说, 式(8)的线性关系不能成立. 然后, 在不同有机负荷下, 又分别用第一, 第二, …… 第八分格

的进水与出水的 COD 以及污泥浓度等大量试验结果, 按式(8)在同一个 $S_{i-1}/S_i - X_{i,t}$ 构成的直角坐标系上进行线性回归分析. 这相当于用 8 个完全独立的完全混合式曝气池的大量试验数据求同一个动力学常数 K . 按传统的理论, 由于动力学常数 K 是相同的, 则斜率为 K , 截距为 1, 这些试验数据也应是线性关系. 然而, 回归分析结果的相关性仍很差, 说明式(8)的直线关系仍不能成立.

用上面两种回归计算方法都不能求出准确的 K 值, 说明 K 值可能不是常数, 但这又与传统的理论相悖. 为解决这一问题, 我们先不肯定试验系统中 8 个分格的 K_i 值一定相等, 而根据试验分别求定. 具体方法是, 根据第 i 个分格曝气池的动力学公式:

$$\frac{S_{i-1}}{S_i} = K_i X_{i,t} + 1 \quad (i = 1, 2, \dots, 8) \quad (9)$$

求出 8 个分格曝气池的 K_i 值(图 4, 图 5, 表 1). 用该方法进行回归分析时, 其相关系数均在 0.89 以上. 由表 1 可见, 随着生化反应不断地进行, 即随着有机物的逐渐降解, K_i 值也有变小的趋势.

我们认为, K 值不是常数是可以解释的. K 值的大小主要取决于生物处理工艺、环境条件(温度、溶解氧浓度、pH 值等)、底物成分、微生物的种类等. 对于特定的处理工艺与环境条件, 只有后两项起作用, 其中底物有机物成分是决定性因素. 因为在一定的环境条件下微生物的种属又取决于其底物性质, 能降解某种有机物的微生物也可能有若干种属共存, 但其中有些优势种属生长繁殖较快, 因此, 不同的有机物就能培养出不尽相同的微生物种属. 有机物被降解的难易程度大不相同, 不同的有机物被与其相适应的微生物降

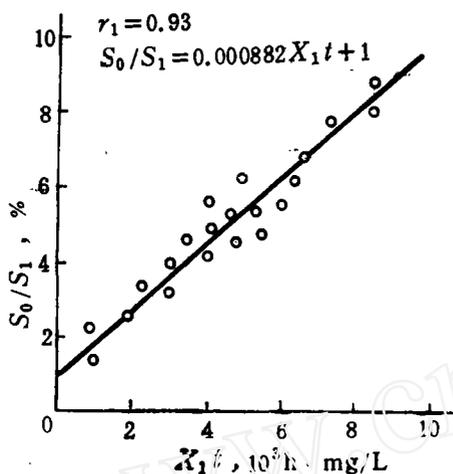
图4 底物比降解速率常数 K_1 值的确定

Fig. 4 Determination of the specific substrate utilization rate constant K_1

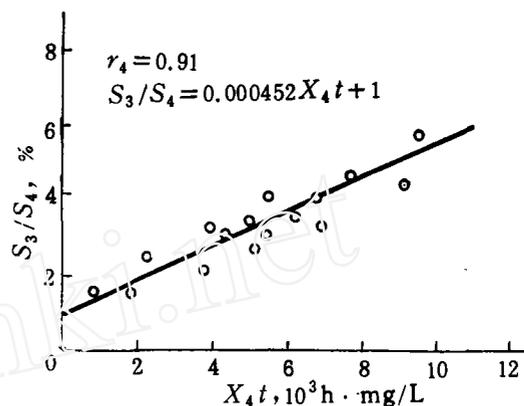
图5 底物比降解速率常数 K_4 值的确定

Fig. 5 Determination of the specific substrate utilization rate constant K_4

表1 各分格曝气池的 K_i 值Table 1 K_i Value for various compartmentalized aeratons

K_i	K_1	K_2	K_3	$K_4 - K_1$
$10^{-4} \text{L}/(\text{mg} \cdot \text{h})$	8.82	7.65	5.76	4.52

解时,比降解速率也不同,易降解有机物的比降解速率大,其 K 值也大。

啤酒废水中含有多种糖类、醇类、有机酸、氨基酸、蛋白质、其它有机物及某些难降解物质等。在活性污泥中存在着善于降解这些有机物的混合微生物群体。这些微生物群体在第一分格中与啤酒废水里的有机物接触后,所含有机物可能同时被不同的微生物降解,但是,它们的降解速率却不可能相同。首先是那些易于降解的有机物被迅速氧化分解,其降解速率也较快。结果,随着生化反应的进行,后面分格中比较不易降解的有机物所占的比重越来越大,降解速率常数 K_i 也越来越小。

还应看到,前面的分格中,不仅底物浓度 S 高,而且其 K 值也大。由式(1) $q = KS$ 可知,这双重作用的结果,使有机物比降解速率 q 比后面分格中的 q 大得多。大部分有机物都在前面二、三个分格内被降解的现象(见图3),就可以从动力学角度得到理论上的解释。

试验中还发现,在各分格中的污泥浓度 X_i 也有变化。但是总的来看,其变化幅度不大。显然,这个现象也是很容易解释的。

根据试验结果与理论分析,在各分格中的动力学常数 K_i 与污泥浓度 X_i 是不完全相同的,所以式(7)给出的 n 个完全混合式曝气池串联系统的传统动力学公式应加以修正,改为:

$$\frac{S_n}{S_0} = \frac{1}{1 + K_1 X_1 t} \cdot \frac{1}{1 + K_2 X_2 t} \cdots \frac{1}{1 + K_n X_n t} = \prod_{i=1}^n \left(\frac{1}{1 + K_i X_i t} \right) \quad (10)$$

如果各分格的容积 V_i 或水力停留时间 t_i 也并不相同,式(10)又可写成:

$$\frac{S_n}{S_0} = \prod_{i=1}^n \left(\frac{1}{1 + K_i X_i t_i} \right) \quad (11)$$

一般情况下,各分格按相同有效容积来设计.各分格中的污泥浓度 X_i 变化不大,可用平均浓度 \bar{X} 来近似表示,那么,式(10)则可以简化为更常用的公式:

$$\frac{S_n}{S_0} = \prod_{i=1}^n \left(\frac{1}{1 + K_i \bar{X} t_i} \right) \quad (12)$$

根据对图(1)所示的处理系统作物质平衡方程,可得:

$$Q = Q_{in} + RQ_{in} \quad (13)$$

$$S_0 = \frac{Q_{in} S_{in} + RQ_{in} S_n}{Q_{in} + RQ_{in}} = \frac{Q_{in} (S_{in} + RS_n)}{Q} \quad (14)$$

在进行某废水处理系统工艺设计时,一般都已知原水流量(或称设计流量) Q_{in} 、原水有机物浓度 S_{in} 、出水有机物浓度 S_n ,选择一个污泥回流比 R ,即回流污泥量 $Q_R = RQ_{in}$.由式(13)与(14)可得进入曝气池的流量 Q 与有机物浓度 S_0 , K_i 可以通过试验求得.在这个基础上,若首先确定污泥平均浓度 \bar{X} 与每个分格曝气池的容积 V ,根据式(12),满足

$$\prod_{i=1}^n \left(\frac{1}{1 + K_i \bar{X} t_i} \right) \leq \frac{S_n}{S_0} \quad (15)$$

的最小 n 值(为正整数),即为一定容积的曝气池串联个数或曝气池的分格数.

如果选定污泥浓度 \bar{X} 和曝气池的分格数 n ,为了使出水 S_n 满足要求,将式(12)展开后,方程两边取倒数,得

$$\frac{S_0}{S_n} = (1 + K_1 \bar{X} t_1)(1 + K_2 \bar{X} t_2) \cdots (1 + K_n \bar{X} t_n) \quad (16)$$

式(16)是求未知数 t 的高次方程,因已知 S_0 、 S_n 、 K_i 、 \bar{X} ,用电子计算机可以很快地求出精确度很高的近似解 t .由于 $V = Qt$,则每分格曝气池的容积 V 可确定.

三、结 论

根据试验结果及动力学计算与分析,可得出以下主要结论:

1. 各分格曝气池中的底物比降解速率常数 K_i 值随着易降解有机物的去除而逐渐减小.
2. 各分格中的污泥浓度也有变化,但在连续排放剩余污泥时其变化幅度很小.
3. 本文修正了传统的分格推流式动力学公式(7),提出了用式(10)来描述该系统内有机物的变化规律,给出了相应的设计计算方法.
4. 分格推流式可以根据废水的性质、浓度与出水质量标准等具体情况,灵活地划分曝气池的分格数与不均等地确定各分格的容积,使之兼有推流式与完全混合式两者的优点,也可按偏向其中一方来设计.

参 考 文 献

- [1] Benefield L D *et al.* Biological process design for wastewater treatment. Englewood cliffs, Prentice-Hall Inc, 1980, 15-22
- [2] 小莱斯利 C D 等著, 李献文等译. 废水生物处理理论与应用. 北京: 中国建筑工业出版社, 1989, 58-61

1991 年 10 月 12 日收到

KINETIC ANALYSIS ON PLUG FLOW COMPARTMENTALIZED REACTOR FOR ACTIVATED SLUDGE PROCESS

Peng Yongzhen, Zhang Zijie, Dong Fanghua, Wang Shuying
(Dept. of Municipal and Environmental Eng. Harbin Architectural and Civil Eng. Institute, Harbin 150001)

ABSTRACT

Under strictly-controlled experimental conditions, qualitative experiment and kinetic analysis on the compartmentalized reactor for activated sludge process were performed. The results indicated that the specific substrate utilized rate constant was not constant and became gradually small with removal of easily utilized substrate. According to the results, the traditional kinetic formula and the design calculation method of the process were modified. A basic principal was suggested for determining the compartmentalized reactor number and volume of the aeration tank in the process design.

Keywords: kinetic constant; aeration tank; sludge concentration.