

文章编号:1000-582X(2005)09-0083-05

活性污泥模型进水 COD 组分的测定方法^{*}

曹海彬¹,张代钧^{1,2},卢培利¹

(重庆大学 1. 资源与环境科学学院; 2. 西南资源开发及环境灾害控制工程教育部重点实验室, 重庆 400030)

摘要:活性污泥模型自推出以来就在欧美得到了广泛应用. 为实现对活性污泥处理过程的准确模拟, 需要提供包括 COD 组分在内的详细的水质特性参数. 传统的 COD 指标因不能区分废水中的含碳有机物而需要进行进一步划分. 为此, 介绍了活性污泥模型对进水 COD 组分的划分, 分析了这些组分的物理化学和生物学特性, 回顾了每个 COD 组分的测定方法, 评价了这些测定方法的优缺点, 讨论了进水 COD 组分测试中存在的问题, 并提出了测定方法的规范化、标准化思想.

关键词:城市污水; COD 组分; 活性污泥模型

中图分类号: X703

文献标识码: A

国际水协(International Water Association, IWA)推出的活性污泥模型(Activated Sludge Models, ASM)是当今国际上的一个研究热点, 在污水处理厂的工艺优化与运行管理、污水处理技术的研究与开发中均有着十分重要的价值. 由于 BOD₅、COD 等传统指标已不能满足模拟需求, ASM 对进水 COD 进行了划分(图 1): 总 COD 首先被区分为活性微生物 COD 和有机质 COD. 活性微生物包括自养菌 X_A、异养菌 X_H 和聚磷菌 X_{PAO}. 依据可生物降解性, 有机质 COD 被划分为可生物降解 COD 和不可生物降解 COD. 根据降解速率的差异, 可生物降解 COD 又被分为易降解 COD 和慢速降解 COD, 为满足对生物除磷过程模拟的需要, 又把易降解 COD 细分为发酵产物和可发酵的易生物降解 COD. 不可生物降解 COD 也被区分为溶解性和颗粒性 2 种.

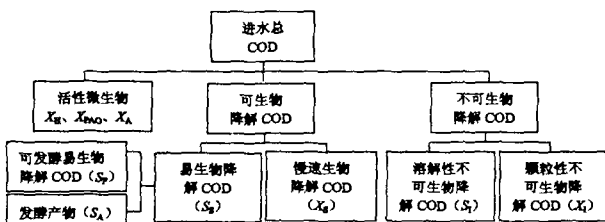


图 1 ASM 中进水 COD 组分的划分

在活性污泥模型应用中, 首要工作就是根据模型需求把进水 COD 划分为各种组分, 并确定这些组分的

初始浓度作为模型模拟的初值. 虽然 ASM 已经推出近 20 a, 但组分表征问题仍然没有完全解决, 特别是在中国, 进水 COD 组分的测定已成为活性污泥模型应用的瓶颈.

1 易生物降解 COD 组分(S_E)的测定

在活性污泥模型中, 被假定由相对较小的分子组成, 易进入细胞内部并引起电子受体(O₂或 NO₃⁻)被利用的快速响应. 正确估计 S_E 不论在理论上, 还是在实践中, 都具有重大意义, 因为它是模型中唯一直接与微生物生长相关的参数, 由此也可以计算其它 COD 组分. 现有的 S_E 测定方法几乎都是基于活性污泥行为的呼吸测量: 连续 OUR (Oxygen Uptake Rate), 批次 OUR, 以及 NUR (Nitrate Uptake Rate) 法. 好氧呼吸测量由于全程记录了活性污泥系统中基质降解的 OUR 瞬变响应, 所得的 OUR 曲线包含了大量的组分信息, 因而成为最常用的生物测试方法, 公式如下:

$$\frac{ds}{dt}(1 - Y_H) = \text{OUR} \Rightarrow S_0 = \int_0^{t_2} \frac{\text{OUR} dt}{1 - Y_H}$$

其中: S₀ 为基质的初始浓度, Y_H 为异养菌的产率系数.

连续 OUR 法最先由 Ekama et al (1986) 提出^[1].

* 收稿日期: 2005-03-23

基金项目: 重庆大学研究生教育创新基金(2004A002); 重庆市自然科学基金(2005BB7252)

作者简介: 曹海彬(1981-), 男, 浙江东阳人, 重庆大学硕士研究生, 主要从事水污染控制理论与技术的研究.

废水以日循环方波的方式进入完全混合反应器. 进水期间, 随进水流入的 S_5 使反应器内的 OUR 维持在一个较高值, 当停止进水后, X_5 以恒定速率水解产生 S_5 对应另一个较低的 OUR 平台, 则进水的 S_5 可得到计算. 这种方法的优点是不需曲线积分, 计算误差较小, 缺陷是试验时间长, 不包括反应器的稳定时间, 仍需 24 h, 还需要足够的 X_5 维持恒定的水解速率产生 S_5 , 以获取第 2 个 OUR 平台^[2]. 因此, 批式 OUR 法也得到了报道^[3-4], 即在密闭反应器中, 通过向内源呼吸污泥中投加废水, 根据 S_5 和 X_5 的 OUR 响应快慢来确定 S_5 . Wentzel et al (1999) 曾提出一种更为简单的批式 OUR 法. 使用非沉淀废水, 用废水中原有的微生物进行 OUR 测试, 优点是不需接种污泥, 可以同时测原水的 S_5 和 X_5 ^[5]. 批式 OUR 法操作简单, 准确度高, 应用也最广泛.

由于常规 OUR 试验中 S_5 的降解、 X_5 的水解和内源呼吸同时发生, 试验必须进行完全才能得到所有 OUR, 导致所需时间较长(2~3 h), 并且由于计算中用到的参数 Y_H 不易测得, 直接使用典型值也会带来误差. 为此, Xu et al (1996) 提出了一种较为简单的“单一 OUR”方法: 假定 S_5 是醋酸盐, 测试不同浓度醋酸盐(以 COD 计)的耗氧量, 建立两者之间的线性关系作为校核曲线, 把其它试验中得到的 S_5 耗氧量直接带入校核曲线来得到 S_5 浓度. 与常规 OUR 法的对比研究表明, 两者的相关系数达到 0.989^[6]. Ziglio et al (2001) 对这种方法进行了实验验证, 认为一旦校核曲线建立, 这种方法只需 30 min, 与 Ekama et al (1986) 方法相比, 两者误差小于 2%, 重现性检验表明该方法误差小于 6%. 这种方法的特点是快速、不需 Y_H 值, 适合于大量样品的批量测试^[7]. Melcer et al (2004) 却认为: 该方法除需要建立校核曲线外, 还须反复试验确定合适的稀释比, 以防止试验中 O_2 被消耗完, 这些额外的要求使得这种改进并无多大优势^[8].

相对而言, NUR 法测定 S_5 的研究开展得比较少. Naidoo et al (1998) 曾用此法研究了欧洲城市污水处理厂中的废水和污泥, 发现 NUR 曲线一般有 3 个速率段, 分别对应于 S_5 的利用、 X_5 的水解和内源呼吸^[9]. 在通常的 NUR 测试中, 由于使用好氧 Y_H 代替缺氧 Y_{HD} , 导致结果偏高, Cokgor et al (1998) 的对比研究发现 S_5 (NUR): S_5 (OUR) = 1.14^[10]. 事实上 $Y_{HD} < Y_H$, Orhon et al (1996) 从理论上对其做了证实^[11], McClintock et al (1998) 和 Sperandio et al (1999) 在试验中也观测到了这种差别^[12-13]. NUR 的特性决定了其在测低浓度 S_5 时灵敏度不高, 实际应用不如 OUR

广泛.

由于生物法(OUR、NUR 法)测定 S_5 较复杂, 在现有的污水处理厂不易实现, 所以物理化学法也得到了较多的研究与应用, 如荷兰应用水研究协会 STOWA 就推荐了此法^[14]. 但是实际上, 组分的区分并非依据粒径, 而是根据其在活性污泥系统中的迁移方式, 因此物化法不能准确分离 S_5 和 X_5 , 其与生物法的相关性有待进一步研究. 周雪飞等(2003) 曾将物化法和 OUR 法进行对比研究, 分析结果表明: S_5 (OUR) 约等于 0.81 S_5 (floc)^[15]. 这说明试验中所选用的滤膜不能完全过滤掉污水中的 X_5 , 物化法测定 S_5 受到分离方法的影响.

为了模拟生物除磷过程, S_5 又被划分为发酵产物 S_A 和可发酵的易生物降解有机物 S_F . 在 IWA 的 ASM 中, 所有的化学计量学计算都假定 S_A 是乙酸, 但事实上还包括了其它发酵产物, 实验发现主要是乙酸, 其次是丙酸, 有时会有丁酸和异丁酸. 关于 S_A 的测定, Munch et al (1998) 在滴定法测量厌氧过程的 VFA 浓度方面已经做了一些工作^[16]. 但 Melcer et al (2004) 认为这种方法对于低浓度不灵敏, 最有效的是气相色谱(GC)和离子色谱(IC)法^[8]. STOWA 则认为 2 种方法均可^[14]. S_F 的直接测定未见有相关文献报道, 一般都是通过测定 S_5 和 S_A , 根据物料平衡方程式 $S_F = S_5 - S_A$ 得出.

2 慢速生物降解 COD 组分(X_5)的测定

从物理学角度看, X_5 由细小颗粒物、胶体物质以及可被认为是溶解的复杂有机大分子组成, 但在模拟城市污水处理厂时, 一般认为 X_5 只由前两者组成. 胶体物质由于能被活性污泥快速吸附而被认为是颗粒性的^[8]. 这类物质在被细胞吸收利用之前必须经过胞外水解. 关于 X_5 的测定, 有研究人员提出用类似于 S_5 的 OUR 法. 理论上虽然可行, 然而实际得到的 OUR 曲线中, X_5 对应的降解区域不够清晰, 使这种方法无法应用^[8]. 对此, 荷兰 STOWA 的水质表征导则采用了另一种测定方法: 进水中的总可生物降解 COD (BCOD) 可认为是 X_5 和 S_5 之和, 若已知 S_5 和 BCOD, 则可求出 X_5 ^[14,17], BCOD 通过 BOD 曲线拟合得到, 公式如下:

$$BOD_{tot} = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOD}t}} BOD_t, \quad BCOD = \frac{1}{1 - f_{BOD}} BOD_{tot}$$

该方法的优点是采用了 BOD 这个常规监测项目, 易于在污水厂实现. 问题: 1) 由于 BOD 测试不稳定, 导致一级动力学常数 k_{BOD} 易变; 2) 长时间的 BOD 测试会导致部分可生物降解 COD 转化为惰性物质, 虽然引入了校正因子 f_{BOD} , 但 f_{BOD} 在数值上并不明确.

3 颗粒性不可生物降解 COD 组分(X_1)的测定

X_1 来源于进水和微生物的衰减,能够被污泥捕集而通过剩余污泥排放来去除。一般推荐的测定方法都涉及到对泥龄大于 5 d、稳态运行的实验室完全混合活性污泥单元的动力学分析:Ekama et al(1986)建议通过比较 MLVSS 实测值和模型计算值来确定 X_1 ^[1]; Henze et al(1987)推荐了一套相似的方法,通过对比污泥产量的实测值和计算值^[18],计算污泥产量的稳态模型为:

$$X_{VSS} = \frac{Q \cdot \text{COD}_{T,inf} \cdot \theta_x}{f_w \cdot V}$$

$$\left\{ f_{X_1} + \frac{(1 - f_{S_1} - f_{X_1}) \cdot Y_H}{1 + b_H \theta_x} \cdot (1 + f \cdot b_H \theta_x) \right\},$$

式中: Q 为进水流量; $\text{COD}_{T,inf}$ 为进水总 COD; θ_x 为泥龄; f_w 为 VSS 与 COD 的转换系数; f_{X_1} 、 f_{S_1} 为 X_1 和 S_1 占总 COD 的比例; Y_H 为异养菌产率系数; b_H 为异养菌比衰减速率; f 为微生物内源呼吸产生的惰性物质比例。

除此之外,也有一些不同的实验方法用于测定 X_1 组分。Pederson et al(1992)建议了一套经验方法:在低负荷的污水厂,假设进水 X_1 是其颗粒性组分($X_1 + X_S$)与总 BOD(X_S)之差。事实证明这只能获取一个粗略的结果,因为该法同时使用了 BOD₅ 和 COD,且没有考虑微生物衰减过程中生成的颗粒性惰性产物 X_P ^[19]; Kappeler et al(1992)使用了一个实验室批反应器和一套基于模拟仿真和曲线拟合的计算程序来确定 X_1 ,但没有考虑溶解性惰性 COD(S_P)的产生,直接影响到对 X_1 的准确测定^[20]; Orhon et al(1994)提出,运行一个批反应器的方法能够间接测试 X_1 ,但需要知道 S_1 、 Y_H 和 f_{EX} (X_P 产率系数)3 个参数值,之后,Orhon 又开发了 2 套实验方法来直接测定 X_1 和 S_1 ,并考虑了惰性产物 S_P 和 X_P 的影响^[21-22]。

4 溶解性不可生物降解 COD 组分(S_1)的测定

在 ASMs 中,一般认为 S_1 不能被微生物降解,随出水直接流出系统,因此有学者认为可用出水中的溶解性 COD 代表进水中的 S_1 。这种近似方法是基于如下的假设:1)出水中的 S_S 相对于 S_1 可忽略,例如对于泥龄大于 3 d 的城市污水处理厂,出水中的 $S_S < 2 \text{ mg/L}$;2)系统内没有溶解性惰性产物 S_P 生成^[8]。考虑到出水中剩余的 S_S ,Siegrist et al(1992)建议 S_1 取出水溶解性 COD 的 90%^[23]; Henze et al(1992)提出, S_1 取出水溶解性 COD 减去出水 BOD 与 BOD/COD 转化系数之积^[24],STOWA 在其导则中综合以上 2 方面,提出对于

低负荷污水处理厂, $S_1 = 0.9 \text{ COD}_{\text{eff,fbt}}$,对于高负荷污水处理厂, $S_1 = 0.9 \text{ COD}_{\text{eff,fbt}} - 1.5 \text{ BOD}_{5,\text{eff}}$ ^[14]。

尽管大多数有关微生物产生溶解性惰性产物 S_P 的证据都来源于葡萄糖等已知基质进行的实验,但已经证实废水中也能产生这类物质^[25]。关于 S_P 的性质还不清楚,大多数研究认为它是持久性的,也有研究认为是可生物降解的,但降解速率过低以致于在活性污泥系统运行的条件下被认为是惰性的^[26]。 S_P 的产生对 S_1 的测定有影响,已经有一些实验方法来区分 S_P 和进水 S_1 。Germirli et al(1991)用葡萄糖废水进行好氧试验,最终 COD 为 S_P 和 X_P ,过滤后可得到 S_P ^[25]。Orhon et al(1994)的方法包括运行原废水和过滤废水 2 个批试验,分别测定试验前后的总 COD 和溶解性 COD。由过滤废水试验可以得到降解单位 COD 的 X_P 的产率,将其代入到原废水试验中就可求出 X_1 ;利用两个反应器 S_P 产量之差和降解的 COD 之差,可求出单位 COD 的 S_P 产率,代入过滤废水试验结果可得 S_1 ^[21]。1999 年,Orhon 对这种方法进行了改进,增加了一个葡萄糖废水试验,以获得单位 COD 的 S_P 产量这一参数,与前面两个试验联合来确定进水的 S_1 和 X_1 ^[22]。

5 活性微生物(X_H 、 X_A 、 X_{PAO})的测定

对活性微生物的直接测定,目前还存在困难,尤其是 X_A 和 X_{PAO} 。一般认为进水中的 X_A 和 X_{PAO} 含量很低,大多数情况下可以忽略。对于 X_H ,研究已经表明,其在进水总 COD 中占有明显的比例,Orhon et al(1997)测得 X_H 占进水 COD 的 7%~25%^[26]。在模拟过程中, X_H 可通过模型校核而被纳入 X_S 和 X_1 ,忽略它不会对预测结果产生大的影响。然而在高速系统中, X_H 随进水连续流入会对处理工艺的运行产生明显影响(特别是固体平衡, SRT 等)。此时,测定进水中的 X_H 就显得尤为重要^[8]。 X_H 的测定可用 OUR 法,已知 X_H 的最大氧利用速率为 $150 \text{ mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,则 $X_H = 1.42 \times 1000 \times \text{OUR}/150$ ^[27]。其中 1.42 为微生物氧当量转换系数 g/g ^[28]。Jorgensen(1992)使用 ATP 测定来确定废水中的 X_H ,结果为 $X_H = (8\% \sim 30\%) \text{SS}$ ^[29]; Munch(1997)用细菌计数的方法得到 $X_H < 10\% \text{COD}_{\text{tot}}$ ^[30]。但是这些生物学方法测到的结果很难与模型中的 X_H 相联系,因为需要考虑细菌的代谢状态。所以,呼吸试验的方法更具有代表性。

6 结 语

对活性污泥模型进水 COD 组分的分析测试,国外已经开展了很久,并发展了多种实验室分析方法,而中

国在这方面的研究起步较晚,直到最近几年才有个别学者针对 ASMI 中的某些组分开始研究.总的来说,进水 COD 组分的分析测试还存在以下问题:

1) 分析方法过于复杂,在现有的污水处理厂不易实现,如 OUR 法测 S_s 、BOD 法测 X_s 等试验均需要精心的设计方案,配备专门的实验设备和分析人员;

2) 某些组分的直接测定还存在困难,例如 X_A 、 X_{PAO} 等;

3) 对微生物惰性产物的认识还不够清楚,测定也存在困难;

4) 缺乏一个统一的标准,各种方法原理不同,测定过程中方法的多样性,不利于相互间的比较.

活性污泥模型最终的目的是用于生产实践,简单性和重现性是分析方法主要的衡量标准,因此有必要对分析方法进行筛选或开发,使之与工程实践接轨,并制定规范化、标准化的测试程序.目前,进水 COD 组分的分析测试也已成为中国必须结合自己实际来开展的一项基础性研究工作,以解决模型应用的瓶颈.

参考文献:

- [1] EKAMA G A, DOLD P L, MARAIS G V R. Procedures for Determining Influent COD Fraction and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge System [J]. *Wat Sci Tech*, 1986, 18(6): 91 - 114.
- [2] WENTZEL M C, MBEWE A, EKAMA G A. Batch Test for Measurement of Readily Biodegradable COD and Active Organism Concentration in Municipal Wastewater [J]. *Water SA*, 1995, 21(2): 117 - 124.
- [3] BROUWER H, KLAPWIJK A, KEESMAN K J. Identification of Activated Sludge and Wastewater Characteristics Using Respirometric Batch-Experiments [J]. *Wat Res*, 1998, 4(32): 1 240 - 1 254.
- [4] 黄勇,李勇. 废水特性鉴定的批量 OUR 法实验研究 [J]. *上海环境科学*, 2001, 20(7): 322 - 326.
- [5] WENTZEL M C, MBEWE A, LAKAY M T. A Test for Characterization of the Carbonaceous Materials in Municipal Wastewaters [J]. *Water SA*, 1999, 25(3): 327 - 335.
- [6] XU S L, HASSELBLAD S. A Simple Biological method to Estimate the Readily Biodegradable Organic Matter in Wastewater [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, 30(4): 1 023 - 1 025.
- [7] ZIGLIO G, ANDREOTTOL G, FOLADORI P, et al. Experimental Validation of a Single - OUR Method for Wastewater RBCOD Characterization [J]. *Wat Sci Tech*, 2001, 43(11): 119 - 126.
- [8] MELCER H, DOLD PL, JONES R M, et al. Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling [M]. Netherlands: Water Environmental Federation, 2004.
- [9] NAIDOO V, URBAIN V, BUCKLEY C A. Characterization of Wastewater and Activated Sludge from European Municipal Wastewater Treatment Plants Using the NUR Test [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 38(1): 303 - 310.
- [10] COKGOR E U, SOZEN S, ORHON D, et al. Respirometric Analysis of Activated Sludge Behaviour-I. Assessment of the Readily Biodegradable Substrate [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 32(2): 461 - 475.
- [11] ORHON D, SOZEN S, ARTAN N. The Effect of Heterotrophic Yield on Assessment of the Correction Factor for the Anoxic Growth [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, 34(5 - 6): 67 - 74.
- [12] MCCLINTOCK S A, SHERRARD J H, NOVAK J T, et al. Nitrate versus Oxygen Respiration in the Activated Sludge Process [J]. *J Water Pollute Control Fed*, 1998, 60: 342 - 350.
- [13] SPERANDIO M, URBAIN V, AUDIC J M, et al. Use of Carbon Dioxide Evolution Rate for Determining Heterotrophic Yield and Characterizing Denitrifying Biomass [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(1): 139 - 146.
- [14] ROELEVELD P J, VAN LOOSDRECHT M C M. Experience with Guidelines for Wastewater Characterization in the Netherlands [J]. *Wat Sci Tech*, 2002, 45(6): 77 - 87.
- [15] 周雪飞,顾国维. ASMs 中易生物降解有机物(S_s)的物化测定方法 [J]. *给水排水*, 2003, 11(29): 23 - 27.
- [16] MUNCH E, KOCH F A. VFA Production in Australian and Canadian Prefermenters [J]. *Water SA*, 1998, 25(1): 34 - 36.
- [17] 李昀涛,隋军,周恭明. ASM 模型中四个基质组分测定研究 [J]. *四川环境*, 2004, 23(1): 92 - 94.
- [18] HENZE M, Grady C P L JR, GUJER W, et al. Activated Sludge Model No. 1 [R]. London: IAWPRC Sci and Technol Report No. 1, IAWPRC, 1987.
- [19] PEDERSEN J, SINKJAER O. Test of the Activated Sludge Model's Capabilities as a Prognostic Tool on a Pilot-scale Wastewater Treatment Plant [J]. *Wat Sci Tech*, 1992, 25(6): 185 - 194.
- [20] KAPPELER J, GUJER W. Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass Under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modeling [J]. *Wat Sci Tech*, 1992, 25(6): 125 - 139.
- [21] ORHON D, ARTAN N, ATESE E. A Description of Three Methods for the Determination of the Initial Inert Particulate Chemical Oxygen Demand of Wastewater [J]. *J Chem Tech Biotechnol*, 1994, 61: 73 - 80.
- [22] ORHON D, KARAHAN O, SOZEN S. The Effect of Residual Microbial Products on the Experimental Assessment of the Particulate Inert COD in Wastewaters [J]. *Wat Sci*

- Tech, 1999, 33(14): 3 191 - 3 203.
- [23] SIEGRIST H, TSCHUI M. Interpretation of Experimental Data with Regard to the Activated Sludge Model No. 1 and Calibration of the Model for Municipal Wastewater Treatment Plants[J]. Wat Sci Tech, 1992, 25(6): 167 - 183.
- [24] HENZE M. Characterization of Wastewater for Modeling of Activated Sludge Processes[J]. Wat Sci Tech, 1992, 25(6): 1 - 15.
- [25] GERMIRLI F, ORHON D, ARTAN N. Assessment of the Initial Inert Soluble COD in Industrial Wastewaters[J]. Wat Sci Tech, 1991, 23(4-6): 1 077 - 1 086.
- [26] ORHON D, UBAY E, COKGOR. COD Fractionation in Wastewater Characterization-the State of the Art[J]. J Chem Tech Biotechnol, 1997, 68: 283 - 293.
- [27] XU S L, BENGT H. Experiences in Wastewater Characterization and Model Calibration for the Activated Sludge Process[J]. Wat Sci Tech, 1996, 33(12): 89 - 98.
- [28] 陈莉荣,肖作义,彭党聪. 活性污泥 1 号模型含碳组分测定方法探讨[J]. 环境工程, 2004, 2(22): 67 - 69.
- [29] JORGENSEN J E, ERIKSEN T, JENSEN B K. Estimation of Viable Biomass in Wastewater and Activated Sludge by Determination of ATP, Oxygen Utilization Rate and FDA Hydrolysis[J]. Wat Res, 1992, 26(11): 1 495 - 1 501.
- [30] MUNCH E, POLLARD P C. Measuring Bacterial Biomass-COD in Wastewater Containing Particulate Matter[J]. Wat Res, 1997, 31(10): 2 550 - 2 556.

Measurements of Influent COD Components for Activated Sludge Models

CAO Hai-bin¹, ZHANG Dai-jun^{1,2}, LU Pei-li¹

(1. College of Resource & Environmental Science;

2. Key Laboratory for the Exploitation of South-western Resource & the Environmental Disaster Control Engineering Under the State Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400030, China)

Abstract: The Activated Sludge Models were widely applied in Europe and America since they were put forward, however, for an accurate simulation of the activated sludge treatment processes, reliable wastewater characteristic parameters such as COD components were needed. The conventional parameters such as COD can not differentiate the carbonaceous organic matters of wastewater, so they need to be divided again. Therefore, the fractionation of influent COD components in the Activated Sludge Models is introduced, and the physical-chemical and biological characteristics of each COD components are analyzed. The measurements of influent COD components are reviewed and some evaluation is made. The issue in determining the influent COD components is discussed. The idea of establishing a characterization guideline is put forward at last.

Key words: municipal wastewater; COD components; activated sludge model

(编辑 姚 飞)