

研究论文

好氧颗粒污泥溶解氧传递

孙贺江¹, 张云霞^{1,2}, 季 民¹, 王秀朵², 李 超¹, 郭淑琴², 何 乐¹

(¹ 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072; ² 天津市市政工程设计研究院, 天津 300051)

摘要: 假定颗粒污泥为球状, 通过实验确定动力学参数, 建立氧传质模型并进行了验证。结果表明, 利用失活颗粒污泥 DO 变化, 得出颗粒污泥氧扩散系数为 $0.45 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; 利用烧杯实验, 得出了氧比消耗速率 $0.10 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 氧半饱和常数为 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。模型求解发现, 表面 DO 越大, DO 梯度越大, 颗粒污泥表面径向传质能力越强, 氧穿透颗粒污泥的距离越远, 但是粒径很大时 (如半径 1.5 mm), 虽然表面 DO 为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 但依然没有穿透颗粒污泥, 当 r/R 为 0.49~0.65 之间时, DO 梯度迅速为 0; 在颗粒污泥半径很小 ($<0.5 \text{ mm}$) 时, 氧完全能穿透整个粒径, 同时梯尔模数足够小, 内扩散有效因子接近 1 不变, 氧扩散可忽略不计; 对于相同的梯尔模数, 表面 DO 高时, 内扩散有效因子越大, 说明氧扩散的动力越强、受限制的程度越小。

关键词: 好氧颗粒污泥; 氧传递; 梯尔模数; 内扩散有效因子

中图分类号: X 703.1

文献标识码: A

文章编号: 0438-1157 (2009) 06-1540-06

Oxygen transfer in aerobic granular sludge

SUN Hejiang¹, ZHANG Yunxia^{1,2}, JI Min¹, WANG Xiuduo², LI Chao¹, GUO Shuqin², HE Le¹

(¹ School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China;

² Tianjin Municipal Engineering Design Institute, Tianjin 300051, China)

Abstract: Oxygen transfer is limited in aerobic granules by compact microbial spatial structure. Aerobic granules were supposed to be spherical, and kinetic parameters were calculated through tests. A simplified equation of mass balance for steady-state diffusion of oxygen was set up and verified. Effective diffusivity was $0.45 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, through dissolved oxygen (DO) change of deactivated granular sludge. Oxygen specific consumption rate and oxygen half saturation coefficient were $0.10 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ and $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ through beaker test under the condition of COD $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $\text{NH}_4\text{-N } 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The higher the oxygen concentration and concentration gradient, the stronger and the further oxygen could penetrate. When the radius of granular sludge was more than 1.5 mm, oxygen could not penetrate, despite oxygen concentration was $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. When r/R was between 0.49 and 0.65, the concentration gradient became zero. When the radius was very small (less than 0.5 mm), oxygen could fully penetrate into granules. At the same time, Thiele modulus was very small and effectiveness factor was near to 1, oxygen diffusion limitation could be neglected. Effectiveness factor was larger with the increase of oxygen concentration, which made oxygen limitation less.

Key words: aerobic granular sludge; oxygen transfer; Thiele modulus; effectiveness factor

2008-10-23 收到初稿, 2009-02-26 收到修改稿。

联系人及第一作者: 孙贺江 (1976—), 男, 博士, 副教授。

Received date: 2008-10-23.

Corresponding author: SUN Hejiang, associate professor.

E-mail: sunhe@tju.edu.cn

引 言

好氧颗粒污泥技术是一种新型的生物膜法工艺, 沉降速度快、反应活性高, 其密实的微生物立体空间结构对液固间氧传递的限制作用, 形成同步硝化反硝化的微环境^[1-6], 但也可能会限制整个反应器的处理能力。Martijn 等^[7]在上流式反应器中对气体含固率和质量传递进行了研究, 确定了氧气液传质系数。Paul 等^[8]和 Su 等^[9]对颗粒污泥的氧传质进行了研究, 认为颗粒污泥反应器气液间氧传递过程仍符合双膜理论, 而液固间氧传递过程则可忽略不计; 同时 Su 等^[9]建立了好氧颗粒的氧传质模型, 但没有对模型进行验证。本研究假定好氧颗粒污泥为球状, 仅考虑 DO 为唯一限制因素, 建立氧传质模型来考察 DO 在颗粒污泥内部的分布情况, 并进行模型的验证。通过对好氧颗粒污泥氧传质模型的建立, 可实现根据颗粒污泥的大小选择合适的曝气装置, 尤其在好氧颗粒污泥工程化应用方面有一定的借鉴作用。

1 实验材料与方法

1.1 颗粒污泥的培养

实验采用 SBR 反应器, 由有机玻璃圆柱制成, 有效体积 0.20 m³, 直径为 0.35 m, 有效高度为 2.0 m。SBR 反应器由 PLC 控制, 具体运行参数为进水 30 min、好氧曝气 180 min、沉降 30~10 min、排水 10 min, 周期总长为 250~230 min, 充水比为 50%。

利用培养成功的好氧颗粒污泥接种, 采用葡萄糖和氯化铵等营养物质的人工配水, 经过 2 个月, 在 SBR 反应器中成功培养出好氧颗粒污泥, 平均粒径为 1.5 mm, 污泥沉降性能良好, SVI 为 50~70 ml·g⁻¹, 污泥浓度为 2000 mg·L⁻¹ 左右。

1.2 实验方法

1.2.1 氧扩散系数 氧扩散系数 D_e 是通过 DO 监测系统来测定, 包括 BOD 测试瓶、恒温水槽和溶氧仪。温度维持 25℃。高速和恒速的磁力搅拌器阻止颗粒污泥滞留在烧杯的底部。由于好氧颗粒污泥的呼吸系数未知, 在测定之前, 对颗粒污泥进行失活处理, 阻止扩散和反应。

Paul 等^[8]介绍了 5 种失活处理方法: 在 40 mmol·L⁻¹ CuSO₄·5H₂O 溶液中搅拌 24 h; 在 40 mmol·L⁻¹ HgCl₂ 溶液中搅拌 24 h; 在 50 g·

L⁻¹ 戊二醛溶液中搅拌 4 h; 在氮气干燥器中储存 24 h; 80℃ 下加热 15 min。

由于长期搅拌可能会使颗粒破裂, 本实验采用加热的方式进行颗粒的失活处理。从反应器中取出一部分颗粒污泥, 进行加热, 将加热完的颗粒放置到 BOD 测试瓶中, 通 2 h 的氮气, 并注入饱和蒸馏水。磁力搅拌器控制在 1000~1300 r·min⁻¹。同时监测 DO 的变化。

1.2.2 氧比消耗速率和氧半饱和常数 将反应器中培养成功的颗粒污泥取出一部分, 放入烧杯中, 利用人工配水, 水质范围: COD 约为 400 mg·L⁻¹, 氨氮约为 100 mg·L⁻¹。改变 DO, 对 COD、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮每小时取样分析, 从而推算出氧比消耗速率和氧半饱和常数。

1.2.3 氧传质动力学实验 直接在反应器中进行氧动力学实验, 水质 COD 400 mg·L⁻¹ 左右, pH 7.5, 温度 25℃。实验过程中改变 DO, 为了维持低 DO 情况下的搅拌问题, 补充通入氮气以达到正常通气情况下的颗粒污泥和反应液的混合状态, 烧杯中总颗粒数 10⁵ 个。监测耗氧速率的变化, 与模型结果进行比较。

2 结果与讨论

2.1 氧扩散系数

Crank's 修订方程^[9-10]式 (1) 适用于完全混合非稳态的径向扩散, 广泛用于确定氧扩散系数。

$$C_b = \frac{C_{b0}}{1 + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6(1 + \frac{D_e q_n^2 t}{R^2}) \exp(-\frac{D_e q_n^2 t}{R^2})}{9 + 9 + q_n^2}} \quad (1)$$

式中 C_b 为水溶液中 DO 的瞬时浓度, mg·L⁻¹; C_{b0} 为水溶液中 DO 的初始浓度, mg·L⁻¹; D_e 为 DO 扩散系数, m²·min⁻¹; t 为时间, min; R 为颗粒污泥平均半径, mm; q_n 为液体体积 (不包括颗粒污泥的体积) 与颗粒污泥体积的比; q_n 为式 (2) 的非零正根。

$$\tan q_n = \frac{3q_n}{3 + q_n^2} \quad (2)$$

Pu 等^[11]认为对于长时间扩散, $n \geq 2$ 可忽略不计。

对式 (1) 两边取对数, 整理为

$$\ln \left[\frac{C_b(1 + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6(1 + \frac{D_e q_n^2 t}{R^2}) \exp(-\frac{D_e q_n^2 t}{R^2})}{9 + 9 + q_n^2}}{C_{b0}} - 1 \right] = \ln \left[\frac{6(1 + \frac{D_e q_1^2 t}{R^2}) \exp(-\frac{D_e q_1^2 t}{R^2})}{9 + 9 + q_1^2} \right] - \left(\frac{D_e q_1^2}{R^2} \right) t \quad (3)$$

式中 q_1 为式 (2) 最小的非零正根。

已知 $\tan q_1 = 2.33$, 代入式 (2), 算出 $q_1 = 3.465$ 。将实验数据代入式 (3), 作图求出斜率, 即可得氧

扩散系数 $D_e = 23.334 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{min}^{-1} = 0.3889 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, 平均粒径 1.50 mm 颗粒污泥的氧扩散系数远远小于分子氧在水中 25 的氧扩散系数 $D_e = 2.50 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, Ananta 等^[10]对粒径小于 6 mm 颗粒污泥的氧扩散系数进行了研究, $\beta = 2.76$, $q_1 = 3.424$, 氧扩散系数为 $2.50 \times 10^{-11} \sim 1.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ 之间, 本实验结果与之比较接近。

2.2 氧比消耗速率

好氧颗粒污泥中好氧微生物消耗氧进行生长与代谢, 不同初始 DO 情况下反应液中 DO 随时间的变化如图 1 所示。

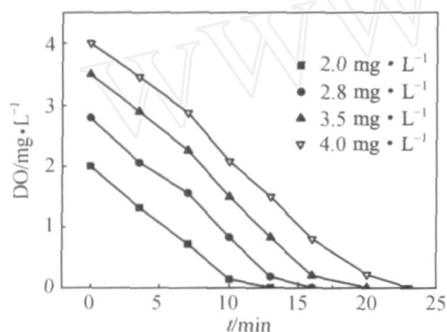


图 1 不同初始 DO 下 DO 的变化

Fig. 1 Change of DO concentration under different initial DO

从图 1 可看出, 反应液中 DO 几乎是直线下降, 变化速率变化不大, 仅在降到较低浓度情况下, DO 在 $0.2 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内下降速率减小, 当 DO 大于 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 颗粒污泥氧比消耗速率 $[\text{g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}]$ 可认为是常数, 颗粒污泥的耗氧反应是 0 级反应, 颗粒污泥对氧的比消耗速率为 $0.10 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ $[2.64 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ 。当 DO 控制在 $1.0 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 颗粒污泥中好氧微生物对氧的利用基本不受氧浓度的影响。Su 等^[9]在好氧颗粒污泥的氧传递研究中发现, 通过对 $d\text{DO}/dt$ 和时间 t 的线性回归, 得出氧比消耗速率为 $0.027 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ $[0.65 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ 。Ananta 等^[10]研究好氧颗粒污泥的氧比消耗速率在 $0.019 \sim 0.027 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ $[0.45 \sim 0.66 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ 之间变化, 与 Su 等的结论很相近。但 Gapes 等^[12]在对比好氧颗粒污泥和絮状污泥的氧比消耗速率时发现, 絮状污泥的氧最大比

消耗速率为 $0.52 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ $[12.48 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$, 而颗粒污泥的氧比消耗速率为 $0.43 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ $[10.32 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ 。几种结论均不太相同, 很大程度上取决于颗粒的大小, 对于絮状污泥, DO 大于 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时已完全能穿透絮状污泥, 氧的扩散是不受限制的, 而颗粒污泥则不然, 当氧没有穿透颗粒污泥时, 随着粒径的增长, 扩散速率会逐渐降低。

2.3 氧半饱和常数

通过对颗粒污泥脱氮过程分析发现, 颗粒污泥高速利用氨氮实现硝化反应过程, 硝化反应表现为 0 级反应, 不受异养细菌存在的影响, 受 DO 变化的影响。硝化反应可由 Monod 方程式 (4) 描述, 其中可将氨氮作为唯一的限制性底物。

$$r_N = r_{N,\max} \frac{\text{DO}}{\text{DO} + K_{O,A}} \quad (4)$$

式中 r_N 为硝化反应比速率, $\mu\text{g} \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; $r_{N,\max}$ 为硝化反应最大比速率, $\mu\text{g} \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; $K_{O,A}$ 为好氧硝化细菌的氧半饱和常数, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

通过图 2 (实验值与模拟值的相关系数为 0.9204) 的数据回归, 得出 $K_{O,A}$ 为 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。阮文权^[13]发现, 直径为 $2 \sim 3 \text{ mm}$ 颗粒污泥硝化菌的 $K_{O,A}$ 为 $1.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硝化反应的最大比速率为 $1.6 \mu\text{g} \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。Munch 等^[14]发现, $K_{O,A}$ 在 $0.3 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内变化, 其变化幅度与颗粒污泥的形状和大小有关系。本研究中 $K_{O,A}$ 相对较小, 归因于颗粒污泥相对较小的粒径。

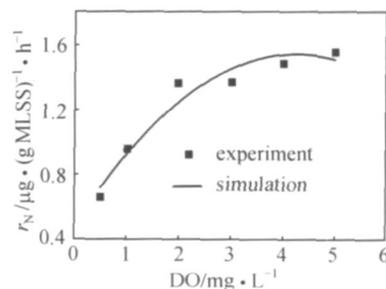


图 2 DO 情况下的硝化速率

Fig. 2 Nitrification rate at different DO concentration

$$[r_{N,\max} = 1.577 \mu\text{g} \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}, \\ K_{O,A} = 0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$$

2.4 氧扩散动力学模型的建立

模型假设: (1) 反应系统状态稳定; (2) 反应

器内生物基质均一；(3) 球形颗粒污泥；(4) 在生物层中，动力学、反应速率和扩散参数是常数；(5) 外部的扩散阻力可以忽略，即液体和颗粒污泥界面的物质浓度与液流主体的浓度一致；(6) 过程动力学可以用 Monod 方程表达；(7) 在反应限制和扩散限制研究中仅有一个底物 (DO) 为限制性因素。

将颗粒污泥中 DO 的变化通过微分的方法来表述，即将颗粒污泥分隔成多个无限薄的薄层单位，分析 DO 在该单位中的变化情况。

对于球形颗粒污泥，方程为

$$4 r^2 D_c \left(\frac{dC_G}{dr} \right)_{r+dr} - 4 r^2 D_c \left(\frac{dC_G}{dr} \right)_r = v 4 r^2 dr \quad (5)$$

式中 r 为颗粒污泥表面到中心的距离，mm； C_G 为 DO 的浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； v 为反应速率， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ ； D_c 为扩散系数， $\text{mm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ 。

用反应微生物反应速率的 Monod 方程 (单限制性底物) 代入式 (5) 得到

$$D_c \left(\frac{d^2 C_G}{dr^2} + \frac{2}{r} \frac{dC_G}{dr} \right) = \frac{k C_G X}{K_{O,A} + C_G} \quad (6)$$

式中 X 为生物量， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； k 为氧比消耗速率， $\text{g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ； $K_{O,A}$ 为氧半饱和常数， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

边界条件：

- (1) 液固界面的底物浓度 C_{Gm} 已知， R_e 为颗粒污泥的半径，即：在 $r = R_e$ 时， $C_G = C_{Gm}$ ；
- (2) DO 在生物膜中间位置 ($r = R_i$) 时，DO 为零，即：在 $r = R_i$ 时， $\frac{dC_G}{dr} = 0$ ， $C_G = 0$ 。

2.5 DO 的分布及梯度变化

运用 Matlab 程序，利用 Runge-Kutta 法对常微分方程式 (6) 进行求解，即可得 DO 在颗粒污泥内随半径的分布和 DO 梯度的变化。

从图 3 可更清楚地看出，当颗粒污泥表面 DO 为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，半径为 0.5 mm 的颗粒污泥能被 DO 穿透，污泥中心 $r=0$ 的 DO 为 $0.007 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；而当颗粒污泥半径为 0.7 mm 和 1.5 mm 时，不能被 DO 穿透，扩散深度分别为 0.596 mm 和 0.521 mm ，是污泥半径的 39.7% 和 34% ，即从此处至中心 DO 均为 0。但是当颗粒表面的 DO 增加为 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，半径为 0.7 mm 的颗粒污泥能被氧穿透，污泥中心 $r=0$ 的 DO 为 $0.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；此时半径为 1.5 mm 的颗粒污泥，DO 的扩散深度增大，为 0.778 mm ，是污泥半径的 52% 。

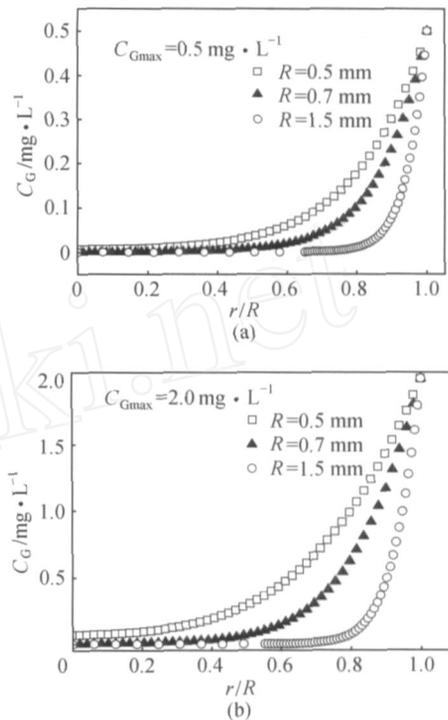


图 3 颗粒污泥中 DO 随相对半径的变化

Fig. 3 Change of DO in relation to dimensionless radius with different radius

从图 4 可看出，两种粒径的颗粒污泥，DO 梯度的变化趋势基本一致。对于同种粒径的颗粒污泥 (0.5 mm)，当表面 DO 逐步增大时 (从 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增大为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)，其外部的 DO 梯度也是逐步增大 (从 $4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ 增大为 $17.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$)。粒径为 1.5 mm 时，随着 DO 的增大，表面径向传质能力越强，氧穿透颗粒污泥的距离越远。当表面 DO 为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，外径的 DO 梯度为 $5.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ ，当 r/R 为 0.65 时，DO 梯度降为 0；当颗粒污泥表面 DO 为 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，外径的 DO 梯度为 $15.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ ，当 r/R 为 0.56 时，DO 梯度降为 0；颗粒污泥表面 DO 为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，外径的 DO 梯度为 $23.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ ，当 r/R 为 0.49 时，DO 梯度降为 0。可见，当颗粒污泥粒径很大时 (如半径 1.5 mm)，虽然表面 DO 为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但依然没有穿透颗粒污泥，当 r/R 为 $0.49 \sim 0.65$ 之间，DO 梯度为 0，DO 也为 0。

2.6 模型验证

在 t 时间内，反应器中 DO 和颗粒污泥中 DO 分布可被假设为常数。通过模型计算出不同 DO 下的耗氧速率，即各个粒径颗粒污泥氧转化速率的总

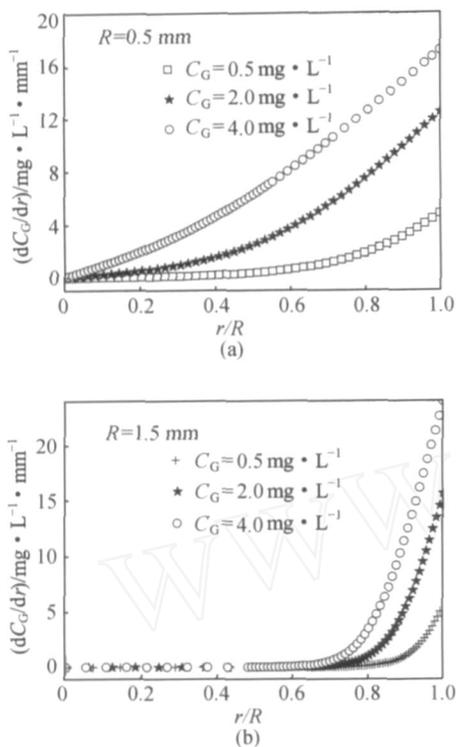


图 4 颗粒污泥中 DO 梯度随相对半径的变化
Fig. 4 Change of DO gradient in relation to dimensionless radius with different radius

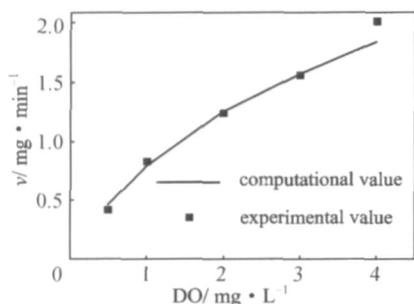


图 5 不同 DO 下耗氧速率的比较

Fig. 5 Comparison of oxygen uptake rate at different DO

和。某种粒径的耗氧速率利用 DO 梯度和氧扩散系数进行计算。将耗氧速率的计算值与实验数值进行比较分析，如图 5 所示，拟合较好。

2.7 内部扩散阻力的影响

梯尔模数 ϕ 和内扩散有效因子 η 用来定量地评价多孔介质（如颗粒污泥）内部的扩散阻力对动力学过程的影响，Gonzalez 等^[15]在厌氧颗粒污泥的内部和外部传质的研究中使用过，Su 等^[9]在好氧颗粒污泥中也使用过。 ϕ 表示表面反应速率与内扩散速率的相对大小，与半径成正比；而 η 则是内扩散对过程有无影响的反应速率的比值。本研究中，由于反应器中颗粒污泥的直径和 DO 已知， ϕ 和

采用如下的公式^[9]表示

$$\phi = \frac{R_c}{3} \sqrt{\frac{kX}{D_e K_{O,A}}} \quad (7)$$

$$= \frac{3}{R_c} \frac{D_e (K_{O,A} + C_G)}{kX C_G} \left(\frac{dC_G}{dr} \right)_{r=R_c} \quad (8)$$

式中 $\frac{dC_G}{dr}$ 为 DO 梯度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ 。

从图 6 可看出，当 $\phi = 1$ 时， η 无限接近 1，此时微生物的呼吸运动等不受氧扩散的控制，与 Su 等^[9]和 Chen 等^[16]研究的结论是一致的。随 ϕ 的增加而快速减少，根据曲线的变化，只有当 ϕ 足够大时， η 才可能为零，即颗粒污泥的直径足够大，受氧扩散越大；在 ϕ 足够小时， η 接近 1 不变，说明此时氧扩散可忽略，即在颗粒污泥半径很小时，氧扩散可不计。同时，对于相同的 ϕ ，表面 DO 高时， η 越大，说明表面 DO 越大，氧扩散的动力越强，受限制的程度越小。

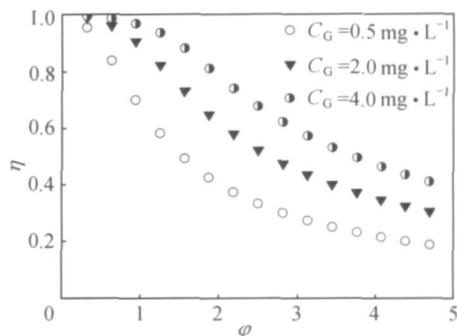


图 6 颗粒污泥表面不同 DO 下梯尔模数 ϕ 和内扩散有效因子 η 的关系

Fig. 6 Effective factor (η) as a function of Thiele modulus (ϕ) at different DO on granule surface

3 结 论

(1) 利用加热失活的好氧颗粒污泥，确定颗粒污泥氧扩散系数为 $0.45 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ；取好氧颗粒污泥，利用烧杯实验（COD 约为 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，氨氮约为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），得出氧比消耗速率为 $0.10 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ [$2.64 \text{ g O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]，氧半饱和常数 $K_{O,A}$ 为 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

(2) 通过将颗粒污泥分隔成多个无限薄的薄层单位，建立模型计算好氧颗粒污泥中 DO 变化，并通过验证。同一种粒径的颗粒污泥，表面 DO 越大，DO 梯度越大，颗粒污泥表面径向传质能力越强，氧穿透颗粒污泥的距离越远，但是颗粒污泥粒

径很大时 (如半径 1.5 mm), 虽然表面 DO 为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 依然没有穿透颗粒污泥, 当 r/R 为 0.49~0.65 之间, DO 梯度迅速为 0。

(3) 在梯尔模数 ϕ 足够小时, 内扩散有效因子接近 1, 即在颗粒污泥半径很小时, 氧扩散可不计。对于相同的梯尔模数 ϕ , 表面 DO 高时, 内扩散有效因子越大, 说明表面 DO 越大, 氧扩散的动力越强, 受限制的程度越小。

References

- [1] Huang Yufeng (黄玉峰), Zhang Lili (张丽丽), Hao Wei (郝薇), Cai Weimin (蔡伟民). Cultivation and removal efficiency of aerobic granular sludge in SBR. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2005, 21 (2): 53-55
- [2] Shi Xiaohui (史晓慧), Liu Fang (刘芳), Liu Hong (刘虹), Zhu Jianrong (竺建荣). Investigation of aerobic granular sludge cultivation by feed loading as a control strategy. *Environmental Science* (环境科学), 2007, 28 (5): 1026-1032
- [3] Chiu Z C, Chen M Y, Lee D J, et al. Oxygen diffusion and consumption in active aerobic granules of heterogeneous structure. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2007, 75 (3): 685-691
- [4] Gao Jingfeng (高景峰), Zhou Jianqiang (周建强), Peng Yongzhen (彭永臻). Rapid cultivation of aerobic granular sludge for shortcut nitrification of domestic wastewater. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2007, 27 (10): 1604-1611
- [5] Zhu Jianrong (竺建荣), Liu Chunxin (刘纯新). Cultivation and physic chemical characteristics of granular activated sludge in alternation of anaerobic/ aerobic process. *Environmental Science* (环境科学), 1999, 20 (2): 38-41
- [6] Wang Fang (王芳), Yang Fenglin (杨凤林), Liu Yihui (刘毅慧), Zhang Xingwen (张兴文), Zhou Jun (周军). The granulation of aerobic sludge and its properties in SBAR. *China Environmental Science* (中国环境科学), 2004, 24 (6): 725-729
- [7] Martijn L, Andrzej S. Gas hold-up and mass transfer in gas lift reactors operated at elevated pressures. *Chemical Engineering Science*, 1999, 54 (21): 5153-5157
- [8] Niesko Pras, Paul G M Hesselink, Wieboud M Guikema, Theo M Malingré. Further kinetic characterization of alginate-entrapped cells of *Mucuna pruriens* L. *Biotechnol. Bioeng.*, 1989, 33 (11): 1461-1468
- [9] Su Kuizu, Yu Hanqing. Gas holdup and oxygen transfer in an aerobic granule-based sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 2005, 25 (3): 201-207
- [10] Ananta I, Ahkam S M, Doran P M. Oxygen transfer and culture characteristics of self-immobilized *Solanum aviculare* aggregates. *Biotechnology and Bioengineering*, 1995, 47 (5): 541-549
- [11] Pu H T, Yang R Y K. Diffusion of sucrose and yohimbine in calcium alginate gel beads with or without entrapped plant cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 1988, 32 (7): 891-896
- [12] Gapes D, Wilen B M, Kelle J. Mass transfer impacts in flocculent and granular biomass from SBR systems. *Water Science and Technology*, 2004, 150 (10): 203-212
- [13] Ruan Wenquan (阮文权). Study on the process of simultaneous nitrification denitrification with aerobic granular sludge [D]. Wuxi: Jiangnan University, 2004
- [14] Munch E V, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactor. *Water Research*, 1996, 30 (2): 277-284
- [15] Gonzalez G G, Seghezzi L, Lettinga G, Kleerebezem R. Kinetics and mass-transfer phenomena in anaerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 2001, 73 (2): 125-134
- [16] Chen Kuocheng, Wu Janeyii, Yang Wenbin, Hwang Sz-Chwun John. Evaluation of effective diffusion coefficient and intrinsic kinetic parameters on azo dye biodegradation using PVA-immobilized cell beads. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 83 (7): 821-832