

周律,李智,SHIN Hangsik,等. 2011. 污水生物处理中生物膜传质特性的研究进展 [J]. 环境科学学报, 31(8): 1580-1586

Zhou L, Li G, SHIN Hangsik, et al. 2011. Research progress on mass transfer in biofilms for wastewater treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 31(8): 1580-1586

污水生物处理中生物膜传质特性的研究进展

周律^{1,*}, 李智^{1,2}, SHIN Hangsik³, 李涛¹, 邢丽贞²

1. 清华大学 环境学院, 北京 100084

2. 山东建筑大学 市政与环境工程学院, 济南 250101

3. 韩国高等科学技术研究院 土木与环境工程系, 韩国 大田 305-701

收稿日期: 2010-10-23 修回日期: 2011-01-06 录用日期: 2011-01-17

摘要: 生物膜法处理污水, 起主要作用的是附着于填料表面形成的生物膜, 因此研究生物膜的传质特性对于提高处理效率、探究处理机理具有重要意义。本文综述了生物膜传质特性在污水生物处理中的研究进展, 包括生物膜结构模型、传质微环境, 以三相传质体系为研究重点的传质特性, 以及影响生物膜传质的因素包括生物膜结构和水力条件等, 并对以后应着重开展的研究进行了展望。

关键词: 污水处理; 生物膜; 传质特性; 影响因素

文章编号: 0253-2468(2011)08-1580-07

中图分类号: X703

文献标识码: A

Research progress on mass transfer in biofilms for wastewater treatment

ZHOU Lü^{1,*}, LI Ge^{1,2}, SHIN Hangsik³, LI Tao¹, XING Lizhen²

1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084

2. Department of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101

3. Department of Civil and Environmental Engineering, Korea Advanced Institute of Science and Technology, Daejeon 305-701, Korea

Received 23 October 2010;

received in revised form 6 January 2011;

accepted 17 January 2011

Abstract: The biofilm attached to the carrier surface plays an important role in wastewater treatment processes. So revealing the mass transfer properties in the biofilm is helpful to improve the biofilm treatment performance and explore the pollutant removal mechanisms. A review of the research progress on mass transfer in biofilms was made from different aspects, such as structure models, the mass transfer micro-environment, mass transfer characteristics based on a gas-liquid-solid three phase system, as well as mass transfer impact factors including biofilm structure and hydraulic conditions. Future research prospects are also summarized.

Keywords: wastewater treatment; biofilm; mass transfer property; impact factors

1 引言(Introduction)

生物膜法是一类高效的污水生物处理技术, 与传统的活性污泥污水生物处理技术相比, 生物膜法具有许多优点: 产生的污泥量少, 不会引起污泥膨胀; 对污水水质和水量的变动具有较好的适应能力; 工艺系统运行管理较方便等。污水处理中, 生物膜反应体系通常由液、气、固三相所组成, 水污染物必须通过液、气、固之间的紊动产生传质, 从而进行反应, 因此, 传质效果是影响生物膜法处理效果的重要因素之一。生物膜传质特性与生物膜结构和水

力条件密切相关, 研究三者之间的定性和定量关系, 对于创造理想的传质条件, 提高传质速率具有重要意义。

2 生物膜结构(Biofilm structure)

2.1 生物膜结构模型

对生物膜结构的认识, 由早期的均质生物膜模型经分层生物膜模型, 发展到目前被多数学者认同的异质生物膜模型。最早出现的生物膜模型是 Atkinson(1963) 提出的均质模型, 该模型建立的前提是, 认为胞外聚合物和生物量是均一的(图 1a),

基金项目: 国际科技合作重点项目“环境污染控制与质量改善的关键技术研究”(No. 2007DFC90170)

Supported by the Program of “Research on Key Technology of Environmental Pollution Control and Quality Improvement”(No. 2007DFC90170)

作者简介: 周律(1963—), 男, 副教授(博士), E-mail: zhoulv@tsinghua.edu.cn; * 通讯作者(责任作者)

Biography: ZHOU Lü(1963—), male, associate professor(Ph. D.), E-mail: zhoulv@tsinghua.edu.cn; * Corresponding author

即一维模型. 而后针对多底物、多生物种群的生物膜, 研究人员又提出了分层的一维生物膜模型 (Noguera, 1999) (图 1b), 其两者的本质区别在于沿生物膜深度方向上生物量的不均匀性. 随着定量分析生物膜技术的发展, 如共聚焦显微镜 (CLSM) 和微电极的应用, 实现了对生物膜的动态三维成像, 表征了生物膜内外沿深度方向 (以及膜内部某深度上) 特征参数的梯度分布情况 (Zhang, 1995). 在此基础上, 为了解释生物膜中微生物等的三维分布, 且更准确的描述生物膜的结构和传质, 出现了异质模型 (Lee, 2004) (图 1c). 因此, 当前在建立生物膜传质数学模型时应该考虑三维方向上的传质, 而不仅是垂直于生物膜方向的传质.

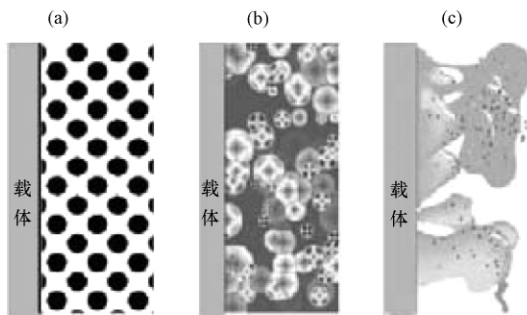


图 1 生物膜概念模型示意图 (a. 均一生物膜; b. 多底物多种群生物膜; c. 异质生物膜)

Fig. 1 Conceptual models of biofilm (a. Homogeneous biofilm, b. multi-nutrients and multi-species biofilm, c. heterogeneous biofilm)

生物膜是由许多分散的“菌落群”、细胞代谢产物、不溶性固体颗粒和水等物质构成的一层具有流变性质的异质薄膜 (Lewandowski, 1995). 所谓“异质”是因为生物膜中孔 (cavity)、空隙 (void) 及通道 (channel) (Massol-Deya *et al.*, 1995) 的发现, 以及生物膜密度沿深度方向增大的现象. 对于异质生物膜形成的原因, 有研究认为 (Derlon, 2010), 原生动物的捕食使得生物膜内出现空腔, 易于形成异质结构; 当缺乏原生动物的捕食, 生物膜则形成平整均相的结构, 其本质在于原生动物的捕食促进液相中微生物的生长, 有助于形成开放和非均相的异质结构, 异质结构越开放, 生物膜可通过的营养物质越大, 传质效率越高. 基于生物膜的异质性, 生物膜内包含了多种形式的传质方式, 在液相和空隙中营养物质是通过对流和扩散原理传质的; 在固相部分, 即细胞实体中主要靠扩散传质.

目前, 生物膜结构的研究多集中在定量分析和

观察形态两方面. 定量分析多运用模型, Jiang (2009) 等论证了污染物转移和生物膜变化的模型, 指出生物膜的密度与多孔性相关, 通过联合运用荧光原位杂交 (FISH) 和 CLSM 来预测生物膜的多孔性和空间结构, 并利用生物膜中 DO 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 NO_x 和硫化物的空间浓度分布证实生物膜模型. 生物膜结构的定量分析可以运用代表性单元面积法 (REA, Representative elemental areas), 用相关度分析不同尺度的生物膜异质结构的尺度效应, 研究表明 (Milferstedt, 2009), 在生物膜中进行传质的有效深度是 $400\text{ }\mu\text{m}$. 在生物膜结构的形态方面, 研究人员 (Xi, 2006) 运用光学相干断层扫描技术 (OCT), 对玻璃毛细管上的生物膜进行三维观察, 发现在毛细管底部生长的生物膜结构具有空洞、外部突出和小菌落特点, 而生长在毛细管顶部的生物膜相对平整, 结构特点简单. 以有机物为碳源形成的生物膜呈簇丛似的形态, 以无机物为碳源形成的生物膜呈树状型的形态 (Ploux, 2007). 生物膜结构的定量分析集中于模型的建立和验证, 模型的发展过程即为探索真实生物膜的过程, 而生物膜结构的观察主要依赖于显微技术的发展, 不同环境条件下的生物膜结构也是研究重点.

2.2 微环境

在生物膜污水处理系统中, 微生物种群结构、物质分布和复杂的生化反应构成微环境. 与微生物所处的处理系统大环境相比, 微环境更体现在生物膜上微生物的组成、分布以及理化指标. 沿生物膜深度方向的微环境参数, 如溶解氧扩散系数、膜密度、厚度、孔隙率等差异很大, 如表 1 所示.

基于膜结构的不均匀性和微环境的复杂性, 利用基质浓度和水力条件控制生物膜微环境, 实现生物膜的有效传质. 有研究 (Hwang, 2010) 采用通入氨气控制生物膜, 保持膜厚度平均在 $270\text{ }\mu\text{m}$, 使得生物膜的生长和脱落达到一个平衡, 实现生物膜的自养反硝化. 当生物膜超过一定厚度, 约为 $2000\text{ }\mu\text{m}$ 之后, 因为传质效率的降低导致总氮去除率开始不断下降 (赵旭东, 2009).

生物膜主要是由微生物及其胞外多聚物所组成, 由于传质限制, 生物膜内微生物的分布具有明显的空间性. 生物膜表层形成好氧层, 好氧菌属占优势, 沿生物膜深度方向逐渐形成兼性层和厌氧层, 以兼性菌居多, 但是对于生物膜整体而言, 由于生物膜的形成起始于异养细菌大量分泌的胞外多

糖的积累,因此异养细菌在生物膜上为优势种群菌 (Nogueira *et al.* ,2002; 康春莉,2005) . 研究发现 (王磊,2008) ,在低溶解氧条件下 (0. 2 ~ 1. 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ,移动床生物膜反应器(MBBR) 系统中异养菌的数量与传统生物膜反应器的相当,说明低溶解氧对生物膜内异养菌群总量的影响不大,只是对菌群起到了重新分布的作用,使更适应低溶解氧环境的微生物占据主导地位,这也是生物膜在低溶解氧条件下仍具有较高除污效率的主要原因. 而对于不占优势的自养菌,生物膜呈现明显的分层结构,

亚硝酸菌主要生长在好氧区,厌氧氨氧化菌主要生长在厌氧区,在好氧区亚硝酸菌与硝酸菌能够共存,并且随着生物膜不断增厚,硝酸菌逐渐消亡(赵旭东,2009) . Schramm(2000) 等将 FISH 和微传感器相结合,揭示了在生物膜的好氧部分(膜厚 < 200 μm) 氨和亚硝酸的浓度都很高,在生物膜好氧和缺氧的界面上(膜厚在 200 ~ 300 μm) ,硝酸菌(NOB) 菌群占优势, β 亚纲亚硝酸菌(β -AOB) 的丰富度(种群个数) 低,在缺氧的生物膜部分(膜厚在 300 ~ 600 μm) ,所有 NOB 菌群的丰富度都很低.

表 1 生物膜不同深度的微环境参数
Table 1 Micro-environment data at different depths in biofilms

参数	膜表面	膜深层	文献
有活性的细胞占总生物量比例	72% ~ 91%	31% ~ 39%	(Zhang,1994)
生物膜密度(单位生物膜体积中总固体重量/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$))	8 ~ 18	91 ~ 108	(于国忠,2008)
孔隙率	84% ~ 93%	58% ~ 67%	(Zhang,1994)
溶解氧浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5. 8	接近 0	(周小红,2007)
溶解氧扩散系数	90%	25%	(Zhang,1994)
厌氧过程	水解和发酵	产酸产氢(据生物膜表面 100 μm 处) 产甲烷	(satoh,2008)

除了溶解氧影响生物膜内微生物的分布,生物膜本身也能够基于不同的污水处理工艺特点,对不同类型的微生物进行筛选和富集. 有研究表明 (Onnis-Hayden,2010) ,固定生物膜-活性污泥法联合强化生物除磷的系统中,聚磷菌在悬浮混合液和附着载体上的数量分别占各自总细菌数的 15. 8% $\pm$ 1. 4% 和 4% $\pm$ 1%; 然而发生在附着载体上的硝化作用占总硝化作用的 85% ,这是因为 AOB、NOB 能较长时间的附着在载体上,充分发挥污泥龄长的优势.

3 生物膜传质特性(Mass transfer properties in the biofilm)

生物膜的传质阻力主要集中在气-液、液-固及固相(生物膜) 3 部分. 固相内部扩散一般称为内传质; 氧与底物通过液相主体与界面到达固相表面的扩散,称为外传质.

3. 1 内部传质

早期对生物膜内传质的研究认为,均质生物膜内的传质方式主要是扩散,扩散方向是垂直于基体表面. 随着生物膜中孔洞和空隙的发现,目前研究者认为扩散和对流是两种最主要的传质方式. 在细胞实体内传质方式为扩散(Beer,1994) ,而在孔穴内,传质方式既有扩散,也有对流.

生物膜内部传质研究集中在对氧传质规律的研究,主要以溶解氧分布和限制性溶解氧为研究对象. 在生物膜三维结构中,溶解氧浓度的分布差异性较大,规律性不强(Yu,2004) ,这也反映出膜内不同深度处的有效扩散系数差异很大. Beer(1994) 等采用微氧电极结合 CLSM 对生物膜内各点的氧气浓度进行了测量,发现氧浓度在生物膜内的分布很不均匀,“菌落群”和其周围空隙中的氧浓度相差很大. 溶解氧在膜/水界面的扩散系数为水中扩散系数的 90% ,而在膜深层,该系数降到 25% 左右 (Zhang,1994) . 邱玉琴(2008) 等,以溶解氧浓度作为限制性因素研究微生物半饱和系数,其数值大于国际水协(IWA) 推荐的悬浮生长的异养菌氧半饱和系数 0. 2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这体现了生物膜传质阻力的效应. 在 MBBR 反应器中生物膜内 DO 的限制导致硝化过程受阻(王怡等,2007) ,使其氨氮去除效率低于活性污泥反应器. 但是近年来研究者(王宇,2005) 发现曝气强度过大,氧传质系数在出现最大值后逐渐减小,因为曝气强度过大,气泡易发生聚并、膨胀,以很高的速度流过床体、溢出水面,传质效率下降. 可见,在生物膜中很难界定溶解氧的范围,这与其复杂的生物膜结构有关.

氮元素在生物膜内的传质过程也是研究重点,

研究发现(Van *et al.*, 1995; Schramm *et al.*, 1997), 生物膜表层的铵盐浓度较高, 但该层却没有硝化细菌, 硝化细菌主要分布于距生物膜表面 100 μm 处, 因此氧与铵盐向膜内的扩散效率是决定硝化作用的主要因素. 传质方式也是影响氨化和硝化作用的因素, 在溶解氧限制的条件下, 通过氧气在生物膜中的同向扩散(氧气从生物膜的外层传输到内层) 和反向扩散(氧气从生物膜的内层传输到外层) 实现硝化过程. 在同向扩散的生物膜中硝化作用明显, 而在反向扩散的生物膜中硝化作用较弱(Wang, 2009), 说明氧扩散系数主要影响硝化作用. 为了增大扩散系数, 可以通过向 MBBR 中通入 NO_2 气体(刘靖, 2007), 提高扩散效率, 使总氮转化率提高 7.73%.

3.2 外部传质

早期对于生物膜外传质的研究采用双膜理论, 氧与底物及代谢产物在液相主体中以对流扩散迅速达到宏观混合均匀, 然后在 Fick 扩散的作用下, 实现微细部的浓度扩散. 随后, 氧与底物以及代谢产物通过生物膜外的滞流液膜, 到达生物膜与液体界面, 并通过界面的传递扩散, 进入生物膜内部. 其上述传质过程的阻力主要来自双膜, 增加流动主体的湍动度有利于降低膜厚, 减少其扩散阻力. 随着氧微电极的发展, 发现双膜理论并不能很好地描述膜外边界层传质, 理由是氧在边界层内的浓度并非线性分布, 并且边界层厚度大多数情况下并非常数, 而是随着液体流速变化. 因此, 有学者(Horn, 1998) 认为生物膜外传质应该考虑对流传质的影响, 并试图利用舍伍德数(舍伍德数反映了对流传质与扩散传质的比率) 来描述膜外传质. 但是在生物膜系统中很难描述生物膜表面情况, Horn(2002) 等利用氧微电极对生物膜外浓度边界层内传质进行了研究, 认为由于底物在生物膜表面存在生化反应, 所以浓度边界层内的传质系数比由流体力学计算出的值高出一个数量级.

目前, 对生物膜外传质的研究主要集中在相界面和滞留液膜(滞流液膜一般是指靠近相界面的氧与底物浓度的迅速改变区, 其厚度被定义为液膜厚度 δ). 针对液相中的传质规律, 增加液相湍动可使滞流液膜变薄, 有利于减少扩散阻力. 因此, 可加入一定量的促进剂, 如: 水杨酸、胆酸盐、螯合剂、酰基肉碱等, 使 $\text{Ma} > 0$ (Marangoni 效应无因次数), 提高界面湍动(马友光, 2004); Mudliar(2008) 等提出填

料性能与相界面湍动有关, 悬浮填料主要是通过气泡大小和气液相界面来影响氧气传质速率, 当曝气强度是 $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, 填充率为 30% ~ 50% 时, 单位体积氧传质系数均能达到最大值, 具有较好的氧传质效果和较高的氧气传质速率(Jing, 2009).

生物膜的外部传质对脱氮除磷的影响主要集中在氧的传质能力. 曝气量是影响生物除磷效果的一个重要因素, 为了满足生物膜内聚磷菌对氧的需求量, 必须提高液相主体中溶解氧的含量, 选择适宜的曝气量能够促进生物膜的脱落与更新(荣宏伟, 2008), 起到调控污泥龄的作用, 从而增强生物除磷的稳定性. 在 SBBR(Sequencing Batch Biofilm Reactor) 中, 由于生物膜中氧传质的限制, 79% 的聚 β 羟基丁酸盐积累在只有 20% 的悬浮污泥中(Nogueira, 2009), 而生物膜中的积累量很少. 在脱氮方面, 氧的有效传递强化了硝化效果, 但是, 以有机物、硫化物为电子供体的反硝化作用来说, 需要控制氧的传质实现反硝化, 以水解氢(分子氢或者活性原子氢) 为电子供体的反硝化作用也需要限制氧的传递. 例如电极生物膜法, 有研究表明(Butler, 2010), 生物膜阳极积累的氧气含量虽然很少, 但是, 由普通阴极构成的微生物燃料电池, 其阳极的氧扩散系数比由耐氧扩散层阴极构成的微生物燃料电池高出两倍多, 氧的有效传递反而限制了反应的运行效能, 同时降低了阳极产电微生物的丰富度, 因此限制氧的传递对反硝化是非常重要的.

4 生物膜传质影响因素(Mass transfer impact factors in the biofilm)

4.1 生物膜结构

生物膜结构对传质的影响主要表现在两方面, 第一, 生物膜的异质结构加剧传质梯度. 由于营养物质在向生物膜内部扩散的过程中, 会形成一定的浓度梯度, 同时营养物质在扩散过程中也会被微生物所摄食分解, 更加剧了这一浓度梯度. Siegrist 和 Gujer(1985) 认为, 生物膜是由以涡流扩散为主的松散的上层和以分子扩散为主的紧密的下层构成, 由于松散的上层中涡流扩散的作用远远大于分子扩散的作用, 因而随着膜厚的增加, 扩散系数会随着涡流扩散作用的增大而增加. Beyenal(2005) 研究了一种用生物膜的层状特点分析非均相生物膜的模型, 分析表明, 在非均相生物膜中的扩散率呈线性变化, 且越靠近底部越低, 非均相生物膜比均相生物膜有较高的有效扩散率梯度和较低的活性. 第

二,生物膜的孔、空隙及通道结构会加剧对流传质.多孔道的结构使得生物膜的比表面积增大且浓度分布不均匀,加剧了湍流,则流体内部传质将以涡流扩散方式进行,这时扩散速率是比较快的. Beer (1994) 等试验发现,由于生物膜中存在有空隙,从空隙中传递到菌胶团的氧的数量和从液相中传递到菌胶团的氧的数量在数量级上是相等的.正是由于膜内有空隙、通道,流体在通道内形成了对流,从而增大了局部传质系数.

4.2 水力条件

水力条件影响膜外浓度边界层的厚度,进而影响膜外传质.在不同流速下,生物膜的内部结构不同,主要原因是流速影响内部传质速率和营养物的分布.液体的流速通常用雷诺数来表征,高雷诺数下,流动边界层和浓度边界层厚度均减小,膜外传质阻力也相应减小;相反,低雷诺数下,浓度边界层厚度增大,膜外传质阻力也增大,并使得生物膜表面更加粗糙(李宇,2007).溶解氧微电极研究(Stoodley,2000)表明,当主体流速大于 $0.04\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时,生物膜表面的流体流动为湍流,从而达到强化传质的目的.

水力条件影响生物膜最大厚度,致密的生物膜将会减小液相与生物膜间的传质,因为流速的大小直接导致流体剪切力的大小,而流体剪切力(Kima,2010)是影响细菌附着和生物膜脱落的直接因素.Horn(1998)等发现,在管式反应器中,当雷诺数超过 3000~4000,生物膜厚度限制在 $800\text{ }\mu\text{m}$ 左右不再生长.研究表明(Beyenal,2008),在低流速环境条件下生长的生物膜密度低,扩散性高,但不能抵抗高的水力剪切力;在高流速环境条件下生长的生物膜密度高,能抵抗高的水力剪切力,但扩散性低.

5 结语与展望(Conclusion and research prospects)

生物膜法是一种有效的污水处理方法,生物膜结构的异质性和微生物分布的复杂性,为生物膜的内部传质和外部传质提供了良好的微环境,内部传质研究集中在对氧传质规律的研究,通过控制曝气强度以增大传质系数,外传质的研究集中在如何改善相界面和滞留液膜,通过控制水力条件以减小传质阻力和强化湍动,针对生物膜法脱氮除磷的功能,传质研究集中在微生物的分布和物质转化方面.

生物膜处理技术虽然在水处理中应用十分广泛,但有关生物膜的许多机理和作用的研究还不甚

成熟,传质过程与运行效果的结合有待探索.因此,应该在传质机理和流体力学两方面展开研究:

1) 生物膜内物质的循环规律,特别是除了氧气外其它基质在生物膜内的传递情况.一方面可以利用微电极和显微观察技术跟踪物质循环,推导得出生物膜数学模型的参数,另一方面研究生物膜的能量传递其根本目的在于指导理论实践,例如,如何将微生物保持在能量分离状态,避免生物膜脱落而造成的水质变化.

2) 生物膜群落分布与物质代谢的关系,由于生物膜的种群分布不是一种简单的组合,而是根据生物膜整体代谢功能最优化原则有机配置而成的,那么如何控制环境条件形成最优的微生物群落分布对于提高污水处理效率是十分有意义的.

3) 以物理和化学方法为基础,研究生物膜的多相体系的协同作用及对传质效果的影响;以多相流体力学传质机理为理论基础,建立流动及传输特性的多相混合模型,获得生物膜净化效率的理论计算方法;针对不同反应器的流体力学特点,提出不同类型的生物膜传质模型.

参考文献(References):

- Atkinson B, Swilley E L. 1963. A mathematical model for trickling filter [J]. Proceeding of the 18th Industrial Waste Conference. Lafayette: Purdue University
- Beer D, Stoodley P, Lewandowski Z. 1994. Liquid flow in heterogeneous biofilms [J]. Biotechnol Bioeng, 44(5): 636-641
- Beyenal H, Lewandowski Z. 2005. Modeling mass transport and microbial activity in stratified biofilms [J]. Chemical Engineering Science, 60(15): 4337-4348
- Beyenal H, Lewandowski Z. 2008. Internal and external mass transfer in biofilms grown at various flow velocities [J]. Biotechnol Prog, 18(1): 55-61
- Butler C S, Nerenberg R. 2010. Performance and microbial ecology of air cathode microbial fuel cells with layered electrode assemblies [J]. Appl Microbial Biotechnol, 86(5): 1399-1408
- Derlon N, Peter-Varbanets M, Pronk W. 2010. Heterogeneous biofilms can help to stabilize long-term flux in gravity-driven deadend ultrafiltration systems: How protozoan grazing influences biofilm structure [C]. Proceedings of Biofilm Reactor Technology Conference. Portland, Oregon, USA
- Horn H, Hempel D C. 1998. Modeling mass transfer and substrate utilization in the boundary layer of biofilm systems [J]. Wat Sci Tech, 37(4/5): 139-147
- Horn H. 2002. Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface [J]. Water Res, 36(19): 4775-4784
- Hwang J H, Cicek N. 2010. Achieving biofilm control in a membrane

- biofilm reactor removing total nitrogen [J]. *Water Res*, 44 (7): 2283–2291
- Jiang F, Leung D H, Li S. 2009. A biofilm model for prediction of pollutant transformation in sewers [J]. *Water Res*, 43 (13): 3187–3198
- Jing J Y, Feng J, Li W Y. 2009. Carrier effects on oxygen mass transfer behavior in a moving-bed biofilm reactor [J]. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 4(5): 618–623
- 康春莉, 郭晶, 郭平. 2005. 自然水体生物膜有机组分对 Cd^{2+} 的吸附特征 [J]. *生态环境*, 14(5): 636–639
- Kang C L, Guo J, Guo P. 2005. Biosorption of Cd^{2+} by the organic components of surface coatings in natural waters [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 14(5): 636–639(in Chinese)
- Kima J W, Choi H. 2010. Biofilm morphology as related to the porous media clogging [J]. *Water Res*, 44(4): 1193–1201
- Lee L Y, Ong S L, Ng W J. 2004. Biofilm morphology and nitrification activities: recovery of nitrifying biofilm particles covered with heterotrophic out growth [J]. *Bioresour Technol*, 95(2): 209–214
- Lewandowski Z, Stoodley P, Altobelli S. 1995. Experimental and conceptual studies on mass transport in biofilms [J]. *Wat Sci Tech*, 31(1): 153–162
- 李宇. 2007. 内环流生物膜反应器传质过程模拟及试验研究 [D]. 大连: 大连理工大学. 21–31
- Li Y. 2007. A simulation and experiment study on process of mass transport in internal loop biofilm reactor [D]. Dalian: Dalian University of Technology. 21–31(in Chinese)
- 刘靖, 万新南. 2007. MBBR 水力协同脱氮启动方法研究 [J]. *广东微量元素科学*, 14(3): 23–27
- Liu J, Wan X N. 2007. Experimental study on NOX-process rapid start-up methods of MBBR [J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 14(3): 23–27(in Chinese)
- 马友光, 杨雄文, 冯惠生. 2004. 界面湍动对气液传质的影响 [J]. *化学工程*, 32(4): 1–3
- Ma Y G, Yang X W, Feng H S. 2004. Influence of interfacial turbulence on gas-liquid mass transfer [J]. *Chemical Engineering*, 32(4): 1–3(in Chinese)
- Massol-Deya A A, Whallon J, Hickey R F, *et al.* 1995. Channel structures in aerobic biofilms of fixed-film reactors treating contaminated groundwater [J]. *Appl Envir Micro*, 61(3): 769–777
- Milferstedt K, Pons M N, Morgenroth E. 2009. Analyzing characteristic length scales in biofilm structures [J]. *Biotechnol and Bioeng*, 102 (2): 368–379
- Mudliar S, Banerjee S, Vaidya A. 2008. Steady state model for evaluation of external and internal mass transfer effects in an immobilized biofilm [J]. *Bioresour Technol*, 99(9): 3468–3474
- Nogueira R, Alves C, Matos M. 2009. Synthesis and degradation of poly- β -hydroxybutyrate in a sequencing batch biofilm reactor [J]. *Bioresour Technol*, 100(7): 2106–2110
- Nogueira R, Melo L F, Purkhold U, *et al.* 2002. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: Effect of hydraulic retention time and the presence of organic carbon [J]. *Water Res*, 36(2): 469–481
- Noguer D R, Okabe S, Picioreanu C. 1999. Biofilm modeling: present status and future directions [J]. *Wat Sci Tech*, 39(7): 273–278
- Onnis-Hayden A, Majed N. 2010. IFAS-EBPR Process allows for decoupled control of phosphorus- and nitrogen-removing microbial populations [C]. *Proceedings of Biofilm Reactor Technology Conference*. Portland, Oregon, USA
- Ploux L, Beckendorff S, Nardin M. 2007. Quantitative and morphological analysis of biofilm formation on self-assembled monolayers [J]. *Biointerfaces*, 57(2): 174–181
- 邱玉琴, 周小红, 施汉昌. 2008. 废水生物膜动力学参数的研究方法 [J]. *中国环境科学*, 28(8): 679–682
- Qiu Y Q, Zhou X H, Shi H C. 2008. An approach to study bio-kinetic parameters in wastewater biofilms [J]. *China Environmental Science*, 28(8): 679–682(in Chinese)
- 荣宏伟, 彭永臻, 张朝升. 2008. 曝气量对 SBBR 生物除磷的影响研究 [J]. *中国给水排水*, 24(5): 72–76
- Rong H W, Peng Y Z, Zhang C S. 2008. Study on effect of aeration rate on biological phosphorus removal in sequencing batch biofilm reactor [J]. *China Water and Wastewater*, 24(5): 72–76(in Chinese)
- Satoh H, Miura Y, Tsushima I. 2008. Microbial community structure and in situ microbial activities in anaerobic granules as determined by the combined use of microelectrodes and molecular techniques [A]. *Biofilm Technologies Conference* [C]. Singapore
- Schramm A, Larsen L H, Revsbech N P, *et al.* 1997. Structure and function of a nitrifying biofilm as determined by microelectrodes and fluorescent oligonucleotide probes [J]. *Wat Sci Tech*, 36 (1): 263–270
- Schramm A. 2000. Microenvironments and distribution of nitrifying bacteria in a membrane-bound biofilm [J]. *Environ Microbiol*, 2(6): 680–686
- Sizgerist H, Gujer W. 1985. Mass transfer mechanisms in a heterotrophic biofilm [J]. *Water Res*, 19(12): 1969–1985
- Stoodley P. 2000. Relationship between mass transfer coefficient and liquid flow velocity in heterogenous biofilms using microelectrodes and confocal microscopy [J]. *Biotechnol Bioeng*, 56(6): 681–688
- VanLoosdrecht M C M, Tjihuis L, Wijdicks A M S, *et al.* 1995. Population distribution in aerobic biofilms on small suspended particles [J]. *Wat Sci Tech*, 31(1): 163–171
- 王磊, 李海英, 李雪娟. 2008. 低溶解氧对生物膜特性的影响研究 [J]. *中国给水排水*, 24(15): 15–19
- Wang L, Li H Y, Li X J. 2008. Study on effect of low dissolved oxygen on biofilm characteristics [J]. *China Water and Wastewater*, 24(15): 15–19(in Chinese)
- Wang R C, Terada A, Lackner S. 2009. Nitrification performance and biofilm development of co- and counter-diffusion biofilm reactors: Modeling and experimental comparison [J]. *Water Res*, 43 (10): 2699–2709
- 王宇, 杜俊琪, 杨祖荣. 2005. 移动床生物膜反应器内气液传质性能研究 [J]. *化工环保*, 25(3): 174–176
- Wang Y, Du J Q, Yang Z R. 2005. Study on gas-liquid mass transfer efficiency in moving bed biofilm reactor [J]. *Environmental Protection of Chemical Industry*, 25(3): 174–176(in Chinese)

- 王怡,刘媛,彭党聪,等. 2007. 低能耗条件下紊动床生物膜法与活性污泥法的效果比较 [J]. 水处理技术, 33(10): 18-20
- Wang Y, Liu Y, Peng D C, et al. 2007. Cod and ammonia-nitrogen removals of moving bed biofilm reactor by contrast to these of activated sludge reactor under the same low energy consumption [J]. Technology of Water Treatment, 33(10): 18-20 (in Chinese)
- Xi C, Marks D, Schlachter S. 2006. High-resolution three-dimensional imaging of biofilm development using optical coherence tomography [J]. J Biomed Opt, 11(3): 1-6
- 于国忠,高长海,贾长虎. 2008. 一种异养生物膜密度分布的分形特征 [J]. 信阳师范学院学报, 21(1): 61-63
- Yu G Z, Gao C H, Jia C H. 2008. Fractal characteristics of the density distribution in heterogeneous biofilms [J]. Journal of Xinyang Normal University, 21(1): 61-63 (in Chinese)
- Yu T, de la Rosa C, Lu R. 2004. Microsensor measurement of oxygen concentration in biofilms: from one dimension to three dimensions [J]. Wat Sci Tech, 49(11/12): 353-358
- Zhang T C, Bishop P L. 1994. Density, porosity and pore structure of biofilm [J]. Water Res, 28(11): 2267-2277
- Zhang T C, Bishop P L. 1994. Experimental determination of the dissolved oxygen boundary layer and mass transfer resistance near the fluid-biofilm interface [J]. Wat Sci Tech, 30(11): 47-58
- Zhang T C, Bishop P L. 1994. Structure, activity and composition of biofilms [J]. Wat Sci Tech, 29(7): 335-344
- Zhang T C, Fuy C, Bishop P L. 1995. Competition for substrate and space in biofilms [J]. Water Environ Res, 67(6): 992-1003
- 赵旭东. 2009. 膜曝气部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合生物膜脱氮的数学模拟 [D]. 北京: 北京交通大学. 49-57
- Zhao X D. 2009. Mathematical simulation of nitrogen removal via a partial nitrification-Anaerobic Ammonium oxidation in a membrane-aerated biofilm reactor [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University. 49-57 (in Chinese)
- 周小红,施汉昌,何苗. 2007. 采用微电极测定溶解氧有效扩散系数的研究 [J]. 环境科学, 28(3): 598-602
- Zhou X H, Shi H C, He M. 2007. Measurement of the effective diffusion coefficient of dissolved oxygen by microelectrodes [J]. Environ Sci, 28(3): 598-602 (in Chinese)