

赵薇, 康勇, 赵春景. 2009 水处理用纤维素载体的降解及生物膜附着性能 [J]. 环境科学学报, 29(2): 259–266

Zhao W, Kang Y, Zhao C J. 2009 Biodegradation and biofilm attachment characteristics of cellulose carriers for water treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(2): 259–266

水处理用纤维素载体的降解及生物膜附着性能

赵薇, 康勇*, 赵春景

天津大学化工学院, 天津 300072

收稿日期: 2008-03-13 修回日期: 2008-05-21 录用日期: 2008-12-05

摘要: 研究了纤维素载体性能和生态因子(温度、底物浓度、 pH)对载体降解和生物膜附着情况的影响。结果表明, 未改性、交联、交联且阳离子化处理后载体最终平均降解率分别为 55.2%、23.9%、20.5%; 单位质量阳离子化载体的生物膜附着量最大, 达 0.247 g g^{-1} 。纤维素载体可为细菌补充碳源, 进而促进载体初期降解, 可使废水中 SO_4^{2-} 降解率最多提高 51%。 pH 为 5.0~6.5 条件下, 随着 pH 值的升高载体最终降解率下降, 生物膜附着量增大。

关键词: 纤维素; 生物膜载体; 降解; 生物膜量

文章编号: 0253-2468(2009)02-259-08 中图分类号: X172 文献标识码: A

Biodegradation and biofilm attachment characteristics of cellulose carriers for water treatment

ZHAO Wei KANG Yong*, ZHAO Chunjing

School of Chemical Engineering and Technology, Tianjin University, Tianjin 300072

Received 13 March 2008 received in revised form 21 May 2008 accepted 5 December 2008

Abstract The effects of temperature, substrate concentration, pH and modification methods on the biodegradation of carriers and biofilm attachment to the carriers were investigated. The results showed that the final degradation rates of unmodified, crosslinked, and crosslinked-cationic carriers were 55.2%, 23.9%, and 20.5%, respectively. The volume of biofilm on crosslinked-cationic carriers achieved a maximum of 0.247 g g^{-1} . Carrier degradation supplies carbon for bacteria, which accelerates the initial degradation of the carriers as well as improves degradation ratio of SO_4^{2-} in wastewater by 51% at most. In addition, increasing the pH from 5.0 to 6.5 caused the final degradation rate of the carriers to decline and the biofilm volume to gradually increase.

Keywords cellulose; biofilm; carriers; biodegradation; biofilm volume

1 引言 (Introduction)

多孔悬浮填料具有附着微生物量大、处理效率高、能耗低等优点, 是流化床废水处理用载体填料的发展方向之一(刘翔等, 1999)。目前使用的多孔载体的材料主要为颗粒活性炭、沸石、无烟煤、陶瓷球、多孔不锈钢或 PVC 和 PE 等材料, 但这些材料用作水处理载体存在一些缺点: 如成本较高、加工工艺复杂(活性碳和多孔不锈钢)或填料废弃后处理困难(沸石、无烟煤、陶瓷球), 有的还容易产生二次污染(像聚氯乙烯等高分子材料)(刘雨等, 2000)。

生物膜载体以植物秸秆中的纤维素为原料, 亲水和亲生物性好、可自身降解、孔隙率高、比表面积大、孔径适中、成本低廉, 且该载体内部网状的相互连通的小孔通向载体表面, 使微生物易于进入孔中附着、生长, 解决了微生物固定化和流体剪切力对微生物损伤两大难题, 能提高微生物培养密度, 便于大规模微生物培养(范福洲等, 2006)。

由于在水处理中, 出于对微生物生长繁殖特点、载体用后处理和污染物回收方便的考虑, 往往希望载体的降解时间是可以人为控制的。例如, 某些细菌在实际使用一段时间后会出现退化现象, 需

基金项目: 天津市自然科学基金面上项目 (No. 06YJMJC06100)

Supported by the General Project of Tianjin Municipal Natural Science Foundation (No. 06YJMJC06100)

作者简介: 赵薇(1984—), 女, E-mail: weizhaot@tju.edu.cn * 通讯作者(责任作者), E-mail: ykang@tju.edu.cn

Biography: ZHAO Wei (1984—), female, * Corresponding author E-mail: ykang@tju.edu.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

要更换新的菌种。如果载体填料的降解时间和细菌的使用时间一致，成本低廉的载体部分变为少量污泥，只需对污泥进行处理即可，简化了后续处理工作量。此外，部分纤维素载体在使用过程中降解为可溶性低碳糖，为细菌代谢提供碳源，因此，特别适用于处理低 COD、BOD 的废水，如酸性矿山废水等（范福洲等，2005）。目前，国内外对于纤维素等可生物降解载体的研究主要针对载体的制备及其处理废水的效果，而对于载体在水处理过程中降解情况的研究尚未见报道。为了解决纤维素载体在微生物环境中的耐用性以及加速降解，减少环境负担的问题，本研究对纤维素载体降解及生物膜附着的影响因素进行考察，以期实现对纤维素载体降解速度的控制。

2 实验部分 (Experimental)

2.1 主要原料

多孔纤维素载体：实验室自制，包括未改性、交联、交联且阳离子化 3 种载体。

首先通过对纤维素碱化、黄化制备出酯化均匀的纤维素粘胶，并在此基础上选取合适的发泡成孔工艺和纤维素再生工艺得到多孔纤维素载体成品。未改性载体与含环氧基团的化合物（乙二醇二缩水甘油醚）交联得到交联纤维素载体，进一步与含阳离子基团化合物（聚乙烯亚胺）接枝得到交联且阳离子化载体，其具体制备方法及流程参见文献（范福洲，2006 康勇等，2005）。

菌种：以硫酸盐还原菌中的脱硫弧菌（SRB）为主的多种微生物共生的体系，厌氧污泥取自华北制药集团环境研究所废水处理车间。SRB 细菌的富集

培养、保存及活化方法参见文献（冯颖等，2005）。

实验用废水：按“中华人民共和国石油天然气行业标准 SY/T 0532—93”配制培养基，其中硫酸根初始浓度为 $1118 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，COD 为 $2156 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （C/S 实验除外）。调节乳酸钠用量以改变实验所需 COD，利用 10% 的 NaOH 溶液或 HCl 溶液调节 pH 值。

2.2 主要设备及实验方案

间歇式完全混合厌氧生物反应器：反应器有效容积 1 L，瓶口用胶塞密封以保证厌氧。通过磁力搅拌使反应器内液体充分混合，采用恒温水浴控制反应器内温度，反应产生的气体经上部导气管进入集气装置收集。反应流程如图 1 所示。设置 4 组实验分别考察载体性能、温度、 $[\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0$ 、pH 对载体降解和生物膜生长的影响，具体实验参数如表 1 所示。当反应停滞或硫酸根浓度为 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时加入培养基，并调节 pH、 $[\text{COD}] / [\text{SO}_4^{2-}]$ 为初始设定值。

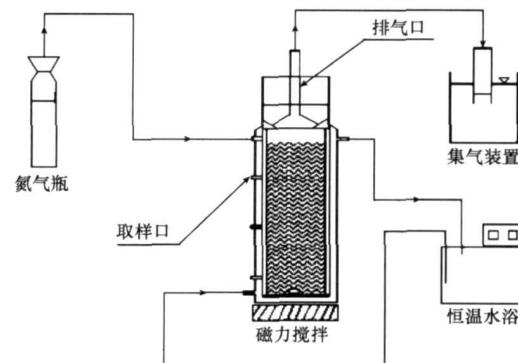


图 1 实验装置图

Fig. 1 Schematic of the bioreactor setup

表 1 实验参数表

Table 1 Parameters of the carrier degradation experiment

每组 反应器数	载体类型	SO_4^{2-} 初始浓度 $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	温度 / $^{\circ}\text{C}$	$[\text{COD}] / [\text{SO}_4^{2-}]$	pH
3	未改性、交联、交联且阳离子化	1118	36	1.93	6.5
5	交联且阳离子化	1118	25, 30, 33, 36, 40	1.93	6.5
5	交联且阳离子化	1118	36	0.70, 1.05, 1.40, 1.75, 1.93	6.5
5	交联且阳离子化	1118	36	1.93	5.0, 5.5, 6.0, 6.5, 7.0

2.3 分析检测方法

先将待降解的所有载体样品分别在真空干燥箱中干燥至恒重（即两次连续称量之差不大于原试

样质量的 0.1%），得到初始质量 W_1 。将载体样品分别投加到各反应器中，加入人工废水，调节温度后接入菌液。在 4 组实验的每一规定降解时间后，从反

应器中取出载体, 用去离子水冲掉表面未附着的细菌及杂质, 干燥至恒重、称量得到生物膜和载体干重 W_2 , 利用超声波冲击剥落生物膜, 取出载体后干燥至恒重、称量即可得去掉生物膜后的载体残余质量 W_3 , 载体降解率 δ 按照式(1)计算, 单位质量载体生物膜量按照式(2)计算。

$$\delta = (W_1 - W_3) / W_1 \quad (1)$$

$$W = (W_2 - W_3) / W_1 \quad (2)$$

硫酸根浓度利用戴安公司生产的 ICS-1000 离子色谱测量, 精度为 0.0001 mg L^{-1} 。

3 结果 (Results)

3.1 载体改性对载体降解和生物膜生长的影响

图 2 为不同载体的降解率随时间变化曲线。如图所示, 前 5d 各载体的降解速率均明显高于后 20d 未改性、交联、交联且阳离子化载体的最终降解率分别为 55.2%、23.9%、18.6%。由此可见, 交联及阳离子化均有抑制载体降解的效果。

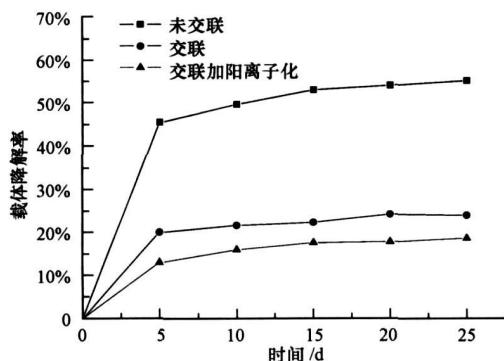


图 2 不同载体的降解率曲线

Fig. 2 Degradation rates of unmodified cross linked and crosslinked-cationic carriers

载体降解过程必将增加废水中 COD, 如图 3 所示为不同载体降解产生的 COD 随时间变化曲线, 与载体降解率曲线呈相同趋势。其中, 未改性及交联载体 25d 产生 COD 分别为 2653 mg L^{-1} 和 1149 mg L^{-1} ; 而降解率最低的交联且阳离子化载体 25d 产生 COD 仅 854 mg L^{-1} , 间歇实验中每次向续批式反应器中加入 COD 为 2156 mg L^{-1} , 是载体降解产生 COD 的 2.52 倍。即载体降解对系统贡献的 COD 适量, 不会造成出水 COD 过高。

图 4 为 SRB 生物膜干重的增长曲线, SRB 生物膜经历了 2 个明显的增长阶段: 第 1 个增长阶段是

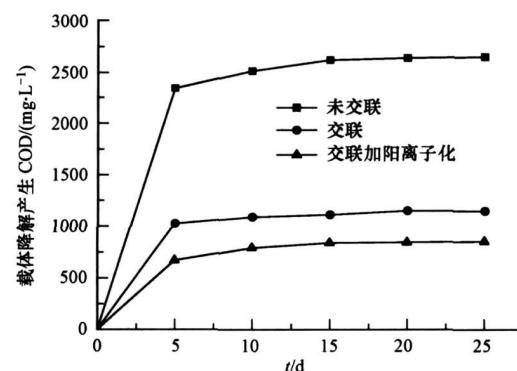


图 3 载体降解产生 COD 随时间变化曲线

Fig. 3 COD from cellulose degradation versus time

细菌接种后的前 5d 其中单位质量交联且阳离子化载体生物膜附着速度最快, 达 0.0249 g d^{-1} ; 第 2 个增长阶段是第 10~20 天, 未改性、交联、交联加阳离子化载体平均生物膜附着速度分别为 0.0085 、 0.0076 、 0.0101 g d^{-1} , 较第 1 个增长阶段均有所放缓。结合载体降解情况可知, 在细菌接种后的前 5d 载体降解速度最快, 产生大量可溶于水的纤维二糖和葡萄糖, 有利于接种后细菌的快速繁殖、附着、生长。对于交联并且阳离子化的载体, 生物膜初始及最终附着量多于交联纤维素载体和未改性的载体。

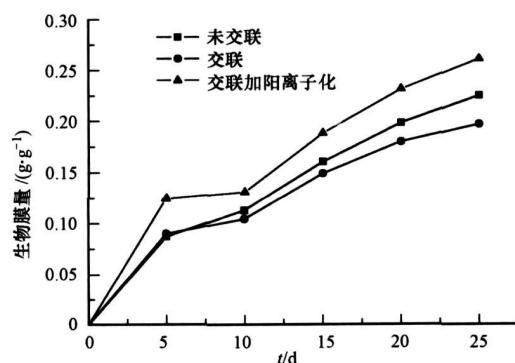


图 4 不同载体的生物膜干重曲线图

Fig. 4 Volume of biofilm on different carriers over time

图 5 为不同载体的硫酸根代谢曲线, 3 条曲线变化基本重合, 说明本实验中所用 SRB 菌种的硫酸盐代谢基本不受载体类型的影响, 对载体改性处理不会影响微生物活性。由上所述, 在相同的微生物及底物环境下, 交联且阳离子化载体较另外 2 种载体有更强的耐用性及亲生物性, 因此, 以下实验均采用交联且阳离子化载体。

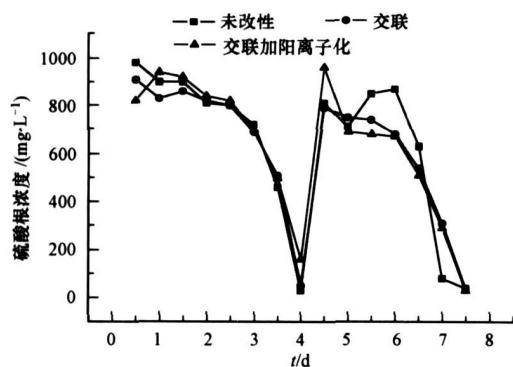


图 5 载体改性对硫酸根降解的影响

Fig. 5 Effects of carrier modification on sulfate degradation

3.2 反应温度对载体降解和生物膜生长的影响

在 25~40℃ 不同的温度条件下, 前 5d 各反应器中载体降解率(图 6)与细菌活性(图 7)呈相同趋势, 其中 36℃ 时载体初始降解率最高。这是因为, 控温在 36℃ 的反应器中硫酸根首先降到最低, 说明此时细菌活性最强, 细菌在载体表面的固定和快速代谢使得载体周围呈现弱碱环境, 加速了载体的降解。各反应器内纤维素载体最大降解速度出现的时间不同: 温度为 33、36、40℃ 的反应器最大降解速度出现在前 5d, 而温度为 25、30℃ 时出现在 5~10d 内。这是因为 33~40℃ 时细菌抑制期较短, 前 5d 即可达到线性反应期, 而 30℃ 以下时达到此阶段需要 5~10d。由图 6 不同温度的载体降解率曲线可见, 除温度外其余条件相同时, 纤维素载体的最终降解率在 18%~21% 范围内, 相差很小。总之, 在中低温较大的范围内温度对纤维素载体的最终降解影响不大。

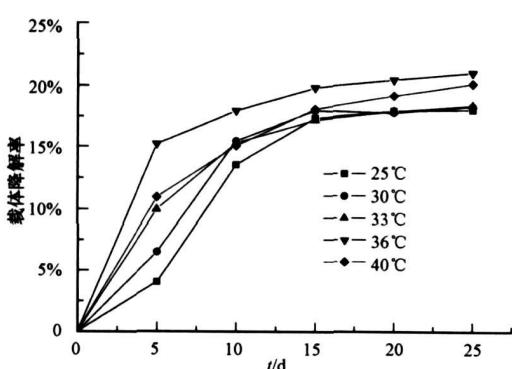


图 6 不同温度的载体降解率曲线

Fig. 6 Degradation rate of carriers at different temperatures

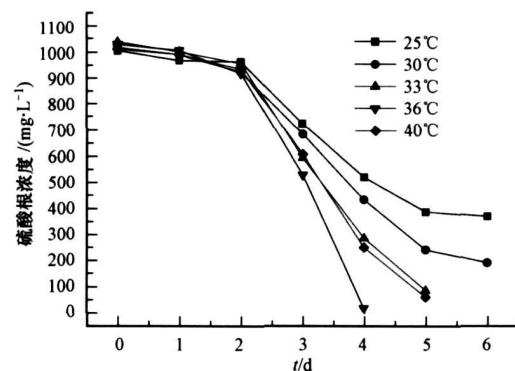


图 7 温度对硫酸根降解的影响

Fig. 7 Effects of temperature on sulfate degradation

图 8 为不同温度的生物膜干重曲线, 36℃ 下载体最终附着的生物膜量最多, 40℃ 次之。当温度在 25~36℃ 之间时, 随着温度的升高生物膜量逐渐增大。这一趋势与 SRB 活性一致, 说明本实验中限制生物膜在载体表面附着、生长的主要因素是微生物的活性。

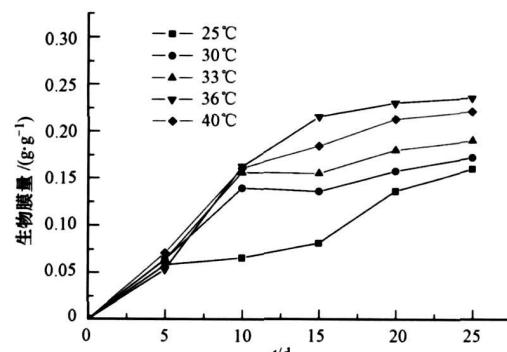


图 8 不同温度的生物膜干重曲线

Fig. 8 Volume of biofilm at different temperatures versus time

3.3 底物浓度对载体降解和生物膜生长的影响

由图 9 可知, 当 $0.70 < [\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0 < 1.40$ 时, 纤维素载体的存在使得 SO_4^{2-} 降解率在 4%~15% 范围内有所增加, 且 $[\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0$ 越小, 这一趋势越明显。这是因为 COD 很低时存在过量的硫酸盐, 纤维素载体的降解产物可以增加水中可溶性有机物浓度, 提高细胞膜内外有机物浓度差, 为 SRB 补充碳源, 从而提高细菌对 COD 的利用率。本实验中, $[\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0 = 0.7$ 时这一作用最为明显, 载体提供的碳源可使得硫酸根降解率提高 51%。当 $[\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0 > 1.40$ 时, 纤维素载体的存在使 SO_4^{2-} 降解率仅提高 3%~4%, 这可能是因

为反应体系中存在更易被细菌利用的简单有机物, 只有少量纤维素降解产物可作为碳源。

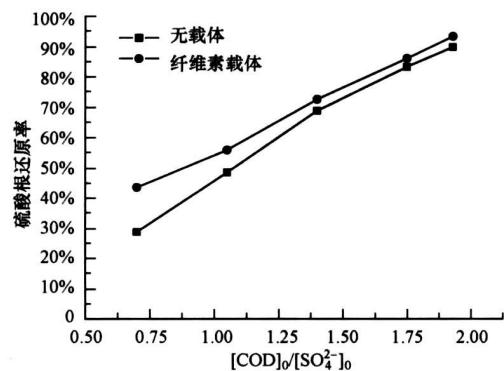


图 9 不同 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的硫酸根还原率曲线

Fig. 9 Ultimate removal ratios of sulfate at different $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ ratios

当 $0.70 < [COD]_0/[SO_4^{2-}]_0 < 1.93$ 时, 载体前 5d 降解率在 13.7% ~ 17.2% 范围内, 且随 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的增大而减小。如图 10 可见, 低 COD 可促进载体降解, 在载体投放初期对载体降解速度产生较大影响。此后, 纤维素结晶区紧密有序的结构使反应 10d 后载体质量变化很小, 5 个反应器中载体最终降解率基本一致。

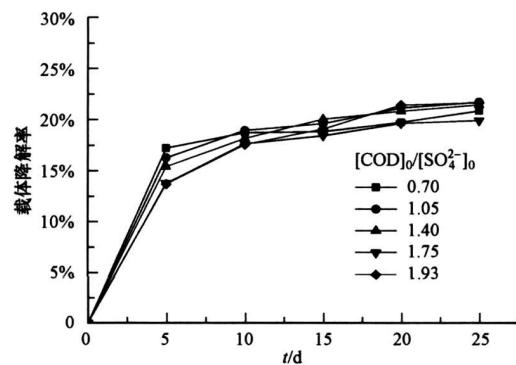


图 10 不同 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的载体降解率曲线

Fig. 10 Degradation rate of carriers at different $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ ratios

如图 11 不同 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的生物膜干重曲线所示, 在不同 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的反应体系下, 生物膜干重随着 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的增大而增大。这是因为, $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 比值较大的反应体系中细菌活性及反应速度较大, SRB 得以大量生长繁殖, 从而使反应器中细菌浓度较高; 而微生物与载体间的接触频度也随之增大, 载体固定微生物量和

多聚糖量都增大, 从而使测得的生物膜干重增加。

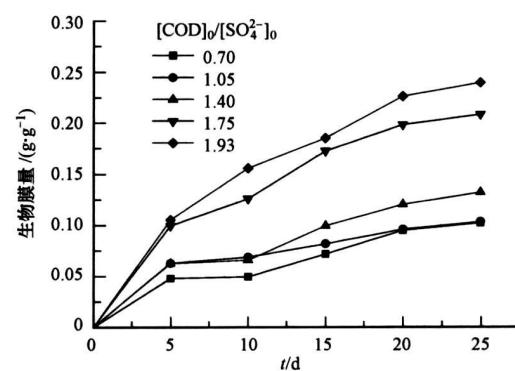


图 11 不同 $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ 的生物膜干重曲线

Fig. 11 Volume of biofilm at different $[COD]_0/[SO_4^{2-}]_0$ versus time

3.4 pH 对载体降解和生物膜生长的影响

图 12 为不同 pH 值的载体降解率曲线, 在初始 pH 为 5.0~7.0 范围内, 5 个反应器中载体前 5d 降解速度均远远大于后 20d。如初始 pH = 6.5 的反应器中, 后 20d 载体仅降解 2.8%, 而前 5d 为 18.0%。这是因为纤维素大分子中的 $\beta-1,4$ 糖苷键是一种缩醛键, 对酸特别敏感, 在适当的氢离子浓度作用下聚合度下降, 发生纤维素的酸性水解。由于酸首先攻击纤维素无定形区的糖苷键, 水解迅速, 故质量损失较大; 5d 后水解将在留下的晶区中进行, 速度大大下降。

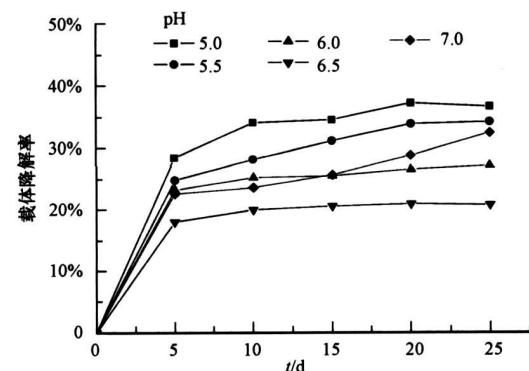


图 12 不同 pH 值的载体降解率曲线

Fig. 12 Degradation rate of carriers at different pH

前 5d 初始 pH = 5.0 的反应器中载体降解率最高, 达 28.44%; 初始 pH = 6.5 的反应器中载体降解率最低, 仅为 17.99%。在 5.0~6.5 范围内, 随着 pH 的升高, 载体初期降解率逐渐降低。初始 pH = 7.0 与初始 pH = 6.0 的载体降解率曲线呈现大体相同

的趋势。这是因为，SRB在降解硫酸根的同时使得反应体系的pH值上升，如图13所示。当初始pH值为7.0时，随着反应的进行反应体系很快成为微碱环境，由于纤维素的配糖键在一定的情况下也能发生碱性水解，故初始中性环境下pH值的迅速升高使得载体降解量大于初始pH=6.5的纤维素载体。

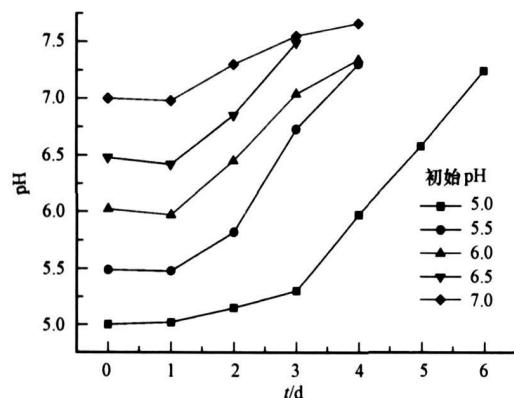


图13 不同初始pH值的pH变化曲线

Fig. 13 pH change from different initial pH

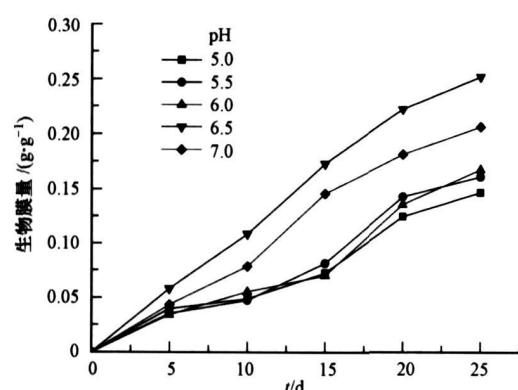


图14 不同pH值的生物膜干重曲线

Fig. 14 Volume of biofilm at different initial pH vs. time

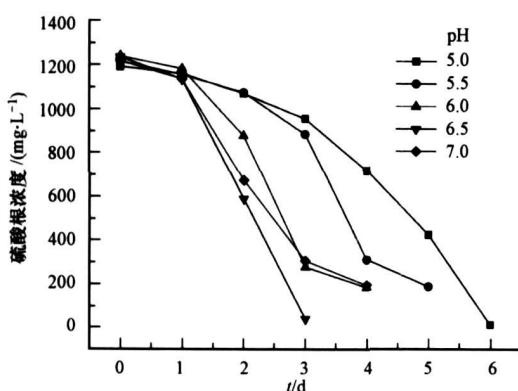


图15 pH值对硫酸根降解的影响

Fig. 15 Effects of initial pH on sulfate degradation

从初期载体附着生物量和最终生物膜附着量两方面可以看出，pH=6.5的反应器中生物膜量最大，pH=7.0次之；5.0≤pH≤6.0时，生物膜附着情况大体相同。由图15不同pH值的硫酸根浓度曲线可知，SRB在pH=6.5的中性偏酸条件下活性最高，该反应器中细菌一直以较快速度生长繁殖，使得载体始终保持较快的挂膜速度，最终生物膜量达到最大值。而5.0≤pH≤6.0时，细菌活性受到酸的抑制细菌浓度较低，从而最终生物固定量较少。

4 讨论 (Discussions)

4.1 载体改性的影响

载体改性影响实验中，纤维素载体表面存在部分无定型纤维素和低聚糖，很容易水解生成可溶于水的纤维二糖和葡萄糖。当无定型纤维素分解完毕后，纤维素内部结构更为紧密、更难降解的结晶区才开始发生水解降解（刘仁庆，1985），导致后期降解速率比较缓慢。

交联剂乙二醇二缩水甘油醚可与纤维素发生反应，形成稳定的C—O—C键，使纤维素的链式结构变成了交错连接的三维网络结构（Fujii *et al.*, 1994; Fujita *et al.*, 1996），从而降低了纤维素降解速率。而交联并且阳离子化的纤维素载体，其降解速度与最终降解率都比交联纤维素有所降低，这是因为聚乙烯亚胺能与纤维素中的羟基反应并发生交联聚合，也有增大载体强度、减缓载体降解的效果。

阳离子化载体生物膜附着量最大，是因为载体表面的电荷电性影响微生物附着的动力学过程。正常生长环境下，细菌表面带有负电荷（刘雨等，2000），阳离子化载体表面带有正电荷，由于静电引力的作用，有利于SRB在载体表面附着结膜。

4.2 底物浓度的影响

底物浓度影响实验中，低COD可促进载体降解。这是因为，纤维素的多相水解属于一级反应（高洁等，1999），降解产物葡萄糖和纤维二糖在一定浓度范围内成为载体进一步降解的阻遏剂（段新源等，2003）。低COD下细菌消耗了载体降解产物，使得纤维二糖和葡萄糖大大减少，可以缓和这种阻遏效应。

4.3 pH值的影响

pH值影响实验中，由于纤维素的酸性水解反应是可逆反应，溶液中氢离子浓度的增加不仅使酸性水解的速度增加，还使化学平衡向酸降解方向移

动, 导致纤维素的降解加剧(李翠珍等, 2004)。该纤维素载体疏松多孔, 具有较大的比表面积, 利于酸进入载体内部使其发生酸性水解。这样, 质量分数成为稀酸降解纤维素的主要影响因素, 不会受到接触面积的限制(杭志喜等, 2005)。

4.4 期望的载体降解时间和废水降解的协同性

期望的载体降解应该是一方面提供充足的 COD 以减少可溶性有机碳的投放, 并使硫酸根能保持较快的降解速度; 另一方面, 载体降解不应使水中 COD 增量太大, 否则将影响后续处理或排水 COD 偏高。未改性的载体降解过快(25d 降解率达 55%), 不利于微生物的附着, 并使得出水 COD 较高, 这是实际运用中不希望出现的。所以, 本实验通过交联改性的方法抑制载体降解。由本课题组前期工作可知(范福洲等, 2006), 通过调整交联剂的用量即可控制载体降解速度, 实现载体降解和废水降解的协同性。

4.5 载体降解对生物膜附着能力的影响

微生物的附着生长一方面表现为由分散的菌落逐渐覆盖载体表面, 另一方面表现为生物膜厚度逐渐增大。随着载体的降解, 单位载体提供的微生物附着面积虽有所减小, 但生物膜厚度的增加可抵消载体降解所引起的比表面积下降的消极影响。另外, 从生物膜量的数据来看, 载体降解对微生物附着能力的影响不大。

5 结论(Conclusions)

1) 未改性、交联、交联且阳离子化载体最终平均降解率分别为 55.2%、23.9%、20.5%, 可见交联和阳离子化均有减缓载体降解的效果。单位质量交联且阳离子化的载体最终固定生物量最多, 达 0.247g g^{-1} , 载体阳离子化有利于生物膜的形成和生长。

2) 温度对载体降解和生物膜附着存在一定影响: 36℃下载体最终降解率最高, 达到 21.0%; 单位质量载体生物膜附着量最多, 达 0.235g g^{-1} 。本实验中, 细菌活性决定生物膜的附着量, 生物膜的固定化过程可加速载体降解。

3) 当 $0.70 < [\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0 < 1.40$ 时, 纤维素载体可明显为细菌代谢补充碳源, 当 $[\text{COD}]_0 / [\text{SO}_4^{2-}]_0 = 0.7$ 时载体提供的碳源可使得硫酸根降解率提高 51%。COD 较低时细菌利用载体降解产物作为碳源, 反应初期可促进载体降解; 生物膜量随

COD 的增加呈增大趋势。

4) pH 在 5.0~6.5 的酸性条件下, 随着 pH 值的升高载体最终降解率在 20.7%~36.7% 范围内呈下降趋势; 单位质量载体生物膜量逐渐增大, 当 pH = 6.5 时达最大值 0.252g g^{-1} 。

责任编辑简介: 康勇(1968—), 男, 博士, 天津大学化工学院教授, 博士生导师, 研究方向: 非均相分离与水处理技术, Tel 022-27408813, E-mail ykang@tju.edu.cn

参考文献(R eferences)

- 段新源, 辛玮, 张为灿, 等. 2003. 纤维二糖在纤维素生物降解中调控作用的探讨[J]. 微生物学通报, 30(5): 94—98
- Duan X Y, Xin W, Zhang W C, et al. 2003. The role of cellobiose in cellulose biological degradation [J]. Microbiology, 30(5): 94—98 (in Chinese)
- 范福洲, 康勇, 孔琦, 等. 2005. 废水处理用生物膜载体研究进展[J]. 化工进展, 24(12): 1331—1335
- Fan F Z, Kang Y, Kong Q, et al. 2005. Research progress of biofilm carrier for waste water treatment [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 24(12): 1331—1335 (in Chinese)
- 范福洲, 康勇. 2006. 水处理用纤维素基载体的降解性能研究[J]. 高分子材料科学与工程, 22(6): 126—129
- Fan F Z, Kang Y. 2006. Research on biodegradation performance of cellulose carrier for water treatment [J]. Polymer Materials Science and Engineering, 22(6): 126—129 (in Chinese)
- 范福洲. 2006. 废水处理用纤维素基可控降解生物膜载体的开发与研究[D]. 天津: 天津大学, 30—33
- Fan F Z. 2006. Research and Development on Cellulose Biofilm Carrier with Controllable Biodegradability for Waste Water Treatment [D]. Tianjin: Tianjin University, 30—33 (in Chinese)
- 冯颖, 康勇, 孔琦, 等. 2005. 硫酸盐生物还原的温度效应及 Fe^{0} 的强化作用[J]. 水处理技术, 31(7): 27—31
- Feng Y, Kang Y, Kong Q, et al. 2005. Effect of temperature on sulfate biological reduction and enhancement of iron [J]. Technology of Water Treatment, 31(7): 27—31 (in Chinese)
- Fujii N, Aoyuki I, Uno Ryuki, Tsubota H, Iroshi 1994. Composition for controlling biodegradability of Cellulose and Carrier for Immobilizing Microorganism [P]. Japan 8-169902 1994-12-20
- Fujita M, Asao K, Obayashi Norio, Uchida Toshiyuki 1996. Production of Biodegradation Inhibiting Cellulose Immobilized Carrier [P]. Japan 11-187871 1996-08-15
- 高洁, 汤列贵. 1999. 纤维素科学[M]. 北京: 科学出版社, 187(in Chinese)
- Gao J, Tang L G. 1999. Science of cellulose[M]. Beijing: Science Press, 187(in Chinese)
- 杭志喜, 崔海丽. 2005. 稀酸降解植物纤维素的研究[J]. 安徽工程科技大学学报, 20(2): 16—19
- Hang Z X, Cui H L. 2005. Degrading plant cellulose by thin acid [J]. Journal of Anhui University of Technology and Science, 20(2): 16—19 (in Chinese)

康勇, 范福洲. 2005. 废水处理用可控降解的纤维素基微生物载体填

料及制备 [P]. 中国: 200510014992.4, 2005-06-18

Kang Y, Fan F Z. 2005 Character and preparation of cellulose bio-carrier
with controllable biodegradability for wastewater treatment [P].
China 200510014992.4, 2005-06-18(in Chinese)

李翠珍, 黄斌, 罗太安. 2004 纤维素的酸预处理研究 [J]. 浙江化工,
35(11): 4—5

Li C Z Huang B, Luo T A. 2004 Research on acid pretreating cellulose
[J]. Zhejiang Chemical industry 35(11): 4—5 (in Chinese)

刘仁庆. 1985. 纤维素化学基础 [M]. 北京: 科学出版社, 239—249

Liu R Q. 1985 Chemical Basis of Cellulose[M]. Beijing Science Press

239—249 (in Chinese)

刘翔, 高廷耀. 1999 生物接触氧化法处理污水的一种新型填料 - 悬
浮填料 [J]. 重庆环境科学, 21(2): 42—44

Liu X, Gao T Y. 1999 A new kind of packing in contact oxidation process
of wastewater treatment floating packing [J]. Chongqing
Environmental Science, 21(2): 42—44 (in Chinese)

刘雨, 赵庆良, 郑兴灿. 2000. 生物膜法污水处理技术 [M]. 北京: 中国
建筑工业出版社, 27, 36—44

Liu Y, Zhao Q L, Zheng X C. 2000. Biofilm Technology for Wastewater
Treatment [M]. Beijing China Architecture & Building Press, 27,
36—44 (in Chinese)