文章编号：1000-8608(2015)04-0358-08

硅藻土改性载体加速移动床生物膜反应器启动研究

李　倩，全　燮*，刘　涛，于洪涛，白　杨

（大连理工大学 环境学院，辽宁 大连　116024）

摘要： 聚乙烯(polyethylene，简称 PE)载体存在挂膜速度慢、附着生物膜活性低以及水处理效果差等缺点.通过添加硅藻土改善 PE 载体的亲水性，改性后载体的接触角由 94.3°降低至 77.8°.在移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactor，简称 MBBR)工艺挂膜启动过程中，相同条件下，相比于 PE 载体，硅藻土改性载体表面附着的生物膜具有较高的蛋白质和多糖含量，表明附着在硅藻土改性载体上的生物膜生物活性较高.生物膜生长稳定后，反应器 R1(填充硅藻土改性载体)内总生物量比反应器 R2(填充 PE 载体)内总生物量高 35.6%，硅藻土改性载体表面附着的生物膜量比 PE 载体的高 62.3%.相应的，挂膜启动过程中，反应器 R1 的 COD 和氨氮去除率也高于反应器 R2.上述硅藻土改性载体在挂膜性能和水处理性能方面的优势，缩短了反应器 R1 的启动时间.

关键词： 移动床生物膜反应器；挂膜；硅藻土改性载体；亲水性

中图分类号：X703　　**文献标识码：**A　　**doi：**10.7511/dllgxb201504004

0　引　言

生物膜法与活性污泥法相比，具有抗冲击负荷能力较强、生物固体停留时间更长、剩余污泥较少等优点.生物膜载体是生物膜法的关键材料，其结构形状、密度、表面粗糙度、亲水亲电性等性能直接关系到载体挂膜的难易、反应器中生物量的多少及污水处理效率的高低.但是，传统载体多采用聚乙烯(polyethylene，简称 PE)、聚丙烯(polypropylene，简称 PP)，载体材质生物亲和性较差，造成生物膜载体挂膜速度慢、附着生物膜活性低以及水处理效果差等，导致生物膜工艺启动较缓慢.

因此，越来越多的研究关注对生物膜载体的优化.一类方法是通过制造复杂的空间结构来提高聚烯烃载体的比表面积，例如环状、球状、空心圆柱状和笼式悬浮载体等，并且将载体外表面设计成凹凸面、带小刺的面、波纹状或带竖条的面，一定程度上提高了载体的微生物持有量[1-2]，但是载体材质亲水性和生物亲和性有待提高.另一类方法是开发聚氨酯(polyurethane，简称 PU)泡沫塑料载体[3-4]，聚氨酯亲水性优于聚烯烃，同时载体的多孔结构为微生物提供了保护场所，减小了挂膜初期水力剪切和载体间的摩擦对微生物生长的影响，从而加速了微生物附着，但是运行中容易产生堵塞、结团、布气布水不均匀等问题.

因此，在保障载体空间结构合理、比表面积大、力学性能良好的基础上，开发一种材质亲水性和生物亲和性良好、易于流化的生物膜载体具有重要意义.有研究表明，引入极性基团如羟基、羰基到载体表面，是提高载体的亲水性、促进微生物在载体表面黏附的有效方法之一[5-6]，从而提高载体的挂膜、传质和水处理性能[7].硅藻土具有可持久性、质轻、多孔且表面积大等多个优点[8].同时，硅藻土表面存在游离的、与氢键连接的羟基，这类基团具有亲水性[9]，添加硅藻土作为改性剂可以降低载体的表面接触角，提高其亲水性.

基于硅藻土持久性强、孔隙率高而且含有亲水基团，本文采用硅藻土对 PE 载体进行亲水改性，并应用硅藻土改性载体进行移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactor，简称 MBBR)挂

收稿日期：2014-12-11；　**修回日期：**2015-05-29.
基金项目：国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2012ZX07202-006-004).
作者简介：李　倩(1990-)，女，硕士生，E-mail：liqian0323@mail.dlut.edu.cn；全　燮*(1960-)，男，教授，博士生导师，E-mail：quanxie@dlut.edu.cn.

膜启动试验.考察硅藻土改性载体在 MBBR 工艺启动阶段的挂膜性能和水处理性能,并与传统 PE 载体进行对比.通过对比分析,阐明硅藻土改性载体亲水性改善对加速成熟生物膜形成和提高污水处理效果的原因.

1　试验方法

1.1　硅藻土改性载体的制备

本次试验中使用的硅藻土改性载体和 PE 载体均委托某厂商集中生产.硅藻土改性载体和 PE 载体均为扁圆柱体外形,直径 25 mm,高 10 mm,内有 2 圈六边形支撑架,比表面积为 620 m^2/m^3.

1.2　接触角的测量

两种载体的表面接触角由接触角测量仪(静态接触角测量仪,SL200B,上海梭伦信息科技有限公司)测量得出,并借助接触角的数据来表征载体的亲水性.

1.3　试验装置与方法

两组 MBBR 试验装置在相同条件下平行运行.试验组为反应器 R1,填充硅藻土改性载体;对照组为反应器 R2,填充 PE 载体.每组试验装置包括好氧反应器(有机玻璃材质的圆柱状装置,有效体积 2.3 L,直径 10 cm,高 30 cm)和沉淀池,见图 1.好氧反应器采用连续流,底部进水,上部出水,维持水力停留时间 HRT 为 6 h.试验采用人工配制的模拟废水,进水水质为(203.9±13.0) mg/L COD,(40.6±1.9) mg/L NH_4^+-N,并添加微量元素营养液[10-11],投加 $NaHCO_3$ 调节系统 pH 在 7.5～8.0.温度维持在 25 ℃左右.载体填充率设为 30%.活性污泥取自大连市某污水处理厂.

1.4　分析方法

化学需氧量(COD)采用微波消解-重铬酸钾法测量;氨氮(NH_4^+-N)采用纳氏试剂分光光度法测量;pH 采用 Sartorius PB-20 型 pH 计测量;溶解氧和温度采用 HACH 便携式溶解氧测定仪测量;附着生物膜量和悬浮污泥浓度采用干重法测量,两者之和为总生物量;使用 1 mol/L NaOH 溶液溶解载体表面的附着生物膜,90 ℃条件下加热 5 min 以促进细胞裂解[12],蛋白质含量采用 Bradford 法[13]测量,多糖含量采用硫酸-蒽酮法[14]测量;成熟期生物膜[15]采用扫描电子显微镜(S4800,Hitachi,日本)观察;荧光原位杂交(fluorescent in situ hybridization,FISH)探针为 Eub338(真细菌,5′-GCTGCCTCCCGTAGGAGT-3′)[16]、Nso190(氨氧化菌,5′-CGATCCCCTGCTTTTCTCC-3′)[17]和 Nit3(亚硝酸盐氧化菌-硝化菌属,5′-CCTGTGCTCCATGCTCCG-3′)[18-19],杂交后在共聚焦荧光显微镜(CLSM,Leica-TCS-SP2,Leica,德国)下观察并成像[20].

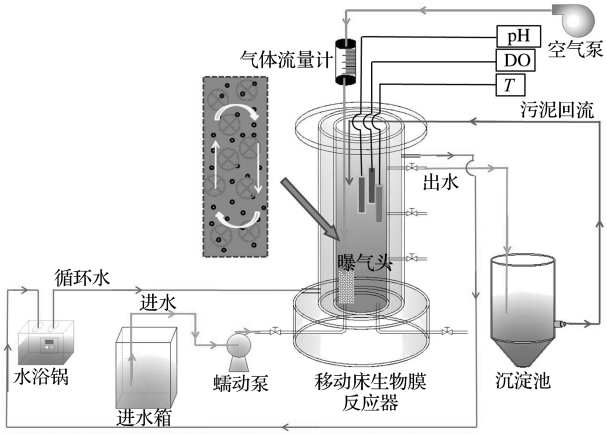


图 1　MBBR 试验装置示意图

Fig. 1　Schematic diagram of MBBR used in the experiment

2　试验结果及分析

2.1　载　体

PE 载体和硅藻土改性载体的规格参见表 1.由表 1 可知,传统 PE 载体表面接触角为 94.3°,硅藻土改性载体表面接触角为 77.8°,表明硅藻土改性载体亲水性得到了一定程度的改善.

表 1　两种载体规格

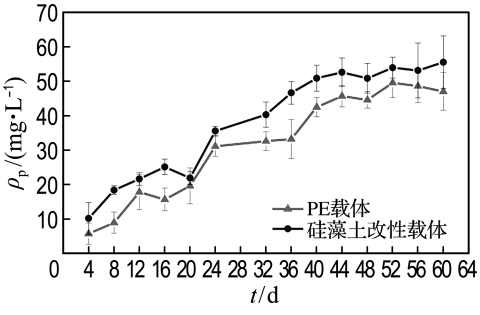
Tab. 1　Characteristics of the two carriers

名称	组成	密度/(g·cm^{-3})	表面接触角/(°)
PE 载体	高密度聚乙烯(high density polyethylene,简称 HDPE)	0.945	94.3
硅藻土改性载体	HDPE,硅藻土等	0.971	77.8

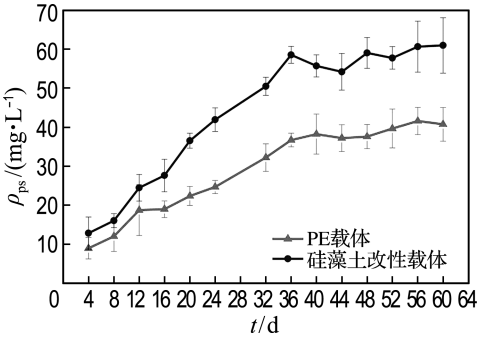
2.2　生物膜生长状况

2.2.1　生物膜活性　蛋白质是生物酶的重要组成部分,而多糖是构成细胞壁和胞外聚合物的主要成分,两者在微生物生长代谢和附着过程中发

挥着重要作用[21-22]. 例如,Chapman 等发现纯菌培养条件下蛋白质合成和势能负荷(ATP 占 ADP 的比率)的变化有联系[23];Lazarova 等发现无论是异氧菌还是自养硝化菌培养过程中,蛋白质的含量影响生物膜的活性[24-25];Tojo 等发现表皮葡萄球菌向光滑表面黏附时,一种半乳糖丰富的荚膜多糖在初期黏附过程中起作用[26];Sutherland 发现多糖自身或联合其他生物大分子能够产生凝胶用于生物黏附[27]. 因此可以借助生物膜内蛋白质和多糖的含量来考察生物膜活性[12]. 在本试验中,每 4 d 检测一次蛋白质和多糖含量的变化,结果如图 2 所示. 两种载体表面附着生物膜内的蛋白质和多糖的含量均随时间增长,但是增长速率不同. 在试验前期(前 36 d)硅藻土改性载体表面附着生物膜内的蛋白质和多糖含量增长速度明显快于 PE 载体,在试验后期(第 36 d 之后)硅藻土改性载体表面附着生物膜内的蛋白质和多糖含量的饱和水平高于 PE 载体. 试验第 60 d 的结果显示,PE 载体表面附着生物膜内蛋白质和多糖含量分别是 47.0 mg/L 和 40.7 mg/L. 而硅藻土改性载体表面附着生物膜内蛋白质和多糖的含量是 55.5 mg/L 和 60.9 mg/L,分别是 PE 载体的 1.18 倍和 1.50 倍. 这些结果表明无论是蛋白质和多糖的含量还是增长速率,硅藻土改性载体都优于 PE 载体. 蛋白质和多糖的含量越高,表明越多的微生物栖息在硅藻土改性载体表面,并且生物膜的生物活性和细胞活性越高.



(a) 蛋白质

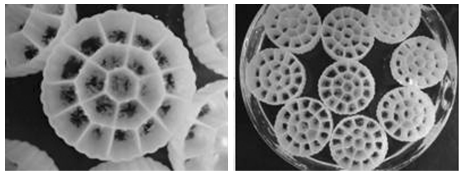


(b) 多糖

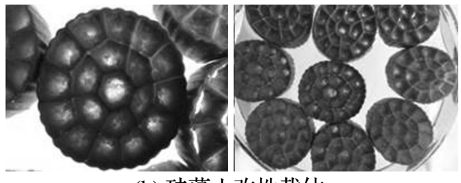
图 2 PE 载体和硅藻土改性载体表面附着生物膜内蛋白质和多糖含量

Fig. 2 Concentrations of protein and polysaccharide in the attached biofilm on the PE carrier and the diatomite-modified carrier

2.2.2 生物膜量 生物膜生长稳定后,生物膜载体上微生物的生长状况如图 3 所示. 附着在 PE 载体表面的生物膜呈绒毛状、稀疏,而附着在硅藻土改性载体表面的生物膜较为紧凑和浓密. 由图 3 可看出,相同试验条件下,同一时间点,硅藻土改性载体表面有更多的微生物附着. 分析原因,硅藻土改性载体表面微生物生长状况更加良好是源于载体材质表面接触角的改善,因为更小的表面接触角能够使载体更方便地接触到液膜中的营养物质和微生物,能够强化载体和微生物之间的连接作用.



(a) PE载体



(b) 硅藻土改性载体

图 3 附着有成熟生物膜的载体照片

Fig. 3 Photos of carriers attached with mature biofilm

为了考察载体表面微生物的聚集情况,生物膜生长成熟后,测量了反应器 R1、R2 内的总生物量、挥发性生物量以及两种载体表面附着生物膜量和挥发性生物膜量(如图 4 所示). 结果显示,填充有硅藻土改性载体的反应器 R1 内总生物量为(2.40±0.34) g/L,填充有 PE 载体的反应器 R2 内总生物量为(1.77±0.03) g/L,R1 比 R2 的高 35.6%,表明反应器 R1 内微生物量更高. 同时,R1 内挥发性生物量占比 86.2%,R2 内挥发性生物量占比 76.3%. 挥发性生物量的比例 R1 比 R2

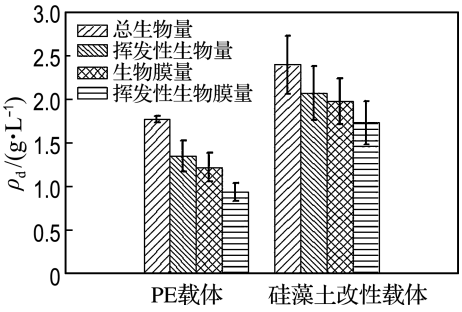


图 4　总生物量、挥发性生物量、生物膜量和挥发性生物膜量

Fig. 4　Total and volatile dry weights of biomass and biofilm

高约 10%，表明反应器 R1 内的活性微生物的比例更高. 再者，硅藻土改性载体表面附着的生物膜量为(1.98±0.27) g/L，PE 载体表面附着的生物膜量为(1.22±0.17) g/L，前者比后者高62.3%，表明硅藻土改性载体在聚集微生物方面有更良好的性能. 反应器 R1 内附着生物膜量占总生物量的 82.5%，反应器 R2 内附着生物膜量占总生物量的 68.9%，R1 比 R2 高 13.6%，表明反应器 R1 内微生物以附着生物膜形态生长的比例更高. 这些结果都与前面生物膜载体的照片(图 3)相一致. 分析原因是，生物膜载体材料含有的元素和官能团对微生物的附着有着重要的影响，硅藻土的加入使改性载体含有羟基等亲水性官能团，增加了载体材料的表面能，对细胞的黏附、生长有一定的积极作用[28-29]. 所以，硅藻土改性载体表面微生物附着更快、数量更多，挂膜启动所需时间也就相对缩短了.

2.2.3　*生物膜微生物群落结构*　基于以上的结果，可以看出硅藻土改性载体显然比 PE 载体有更好的生物亲和性. 所以，采用扫描电子显微镜考察两种载体表面附着生物膜的分布和形态方面的差异. 如图 5(a)所示，PE 载体表面附着的生物膜是很薄的一层，并且只分布在载体表面部分区域. 相反，生物膜均匀地覆盖在硅藻土改性载体表面，铺满了整个区域. 如图 5(b)所示，硅藻土改性载体表面可以观察到较致密的生物膜，呈三维立体结构，皱褶起伏多. 而 PE 载体表面观察到大量的丝状菌聚集. 高倍数下扫描电子显微镜结果如图 5(c)所示，可以看出 PE 载体表面附着的生物膜内微生物并没有形成菌胶团，而是零散分布. 而硅藻土改性载体表面附着的生物膜内可以清晰地看到杆菌呈团簇状聚集，数量较大. 以上结果表明，硅藻土改性载体接触角的改善，对其生物亲和性产生了积极的影响，使其更有利于微生物附着.

由于氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria，简称 AOB)和亚硝酸盐氧化细菌(nitrite-oxidizing bacteria，简称 NOB)是氨氮去除过程中发挥重要作用的菌群，采用荧光原位杂交(FISH)表征挂膜启动过程中两种载体表面附着生物膜内 AOB 和 NOB 的相对丰度. 图 6(a)中红色为总细菌(探针为 Eub338)；绿色为氨氧化细

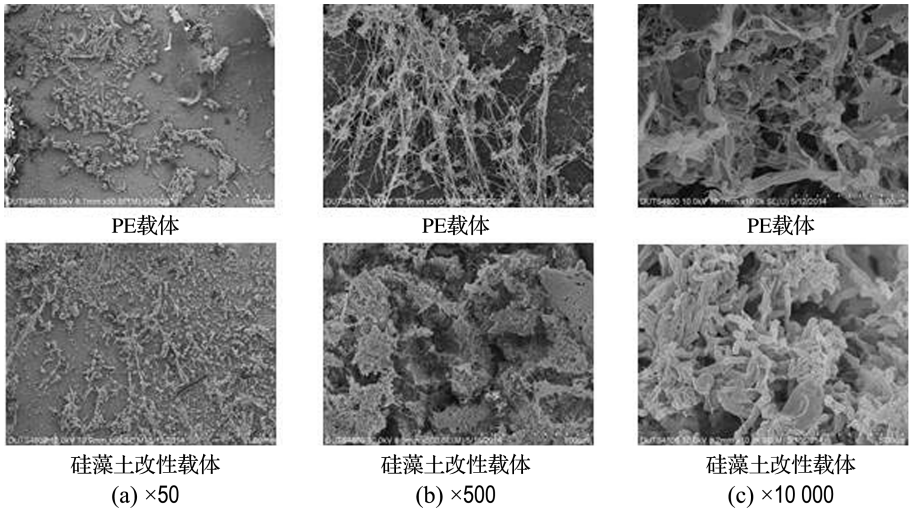
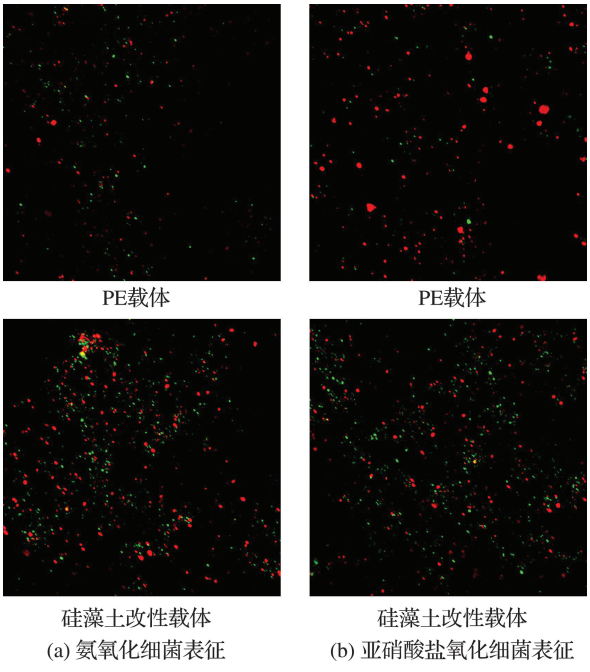


图 5　附着生物膜扫描电子显微镜图

Fig. 5　SEM micrographs of the attached biofilm

菌(探针为 Nso190). 图 6(b)中红色为总细菌(探针为 Eub338);绿色为亚硝酸盐氧化细菌(探针为 Nit3). FISH 结果显示,硅藻土改性载体表面附着生物膜内微生物总量较多,这与上述扫描电子显微镜结果一致. 并且,挂膜启动过程中,PE 载体表面只附着有少量 AOB 和 NOB,而较多的 AOB 和 NOB 生长在硅藻土改性载体表面生物膜内. 硅藻土改性载体生物膜内 AOB 和 NOB 的相对高的丰度,源自其接触角的改善. 显然,硅藻土的加入有助于提高生物膜内的硝化菌群的数量.



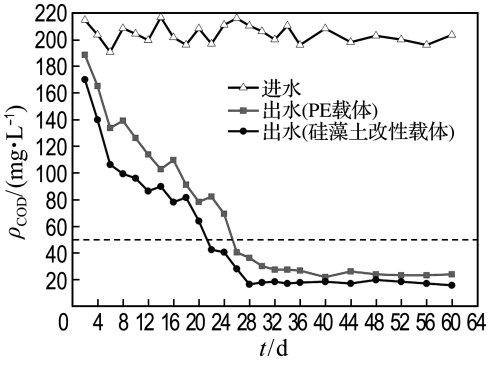
(a) 氨氧化细菌表征 (b) 亚硝酸盐氧化细菌表征

图 6 硝化细菌表征

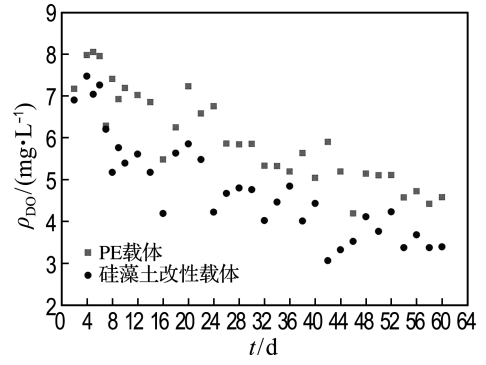
Fig. 6 Nitrifying bacteria detection

2.3 COD、氨氮去除效果

接触角的改善使硅藻土改性载体具有更好的亲水性和生物亲和性,填充有硅藻土改性载体的反应器 R1 的水处理效果更好. 挂膜启动阶段两组 MBBR 装置的进出水 COD 浓度变化如图7(a)所示. 进水 COD 浓度维持在 200 mg/L 左右,虽然反应器 R1、R2 出水 COD 浓度均持续下降,但同一时间点 R1 出水 COD 浓度一直低于 R2. 填充有硅藻土改性载体的反应器 R1 的 COD 去除率更高,前 30 d 差异尤其明显. 随着运行时间的延长,第 22 d R1 出水 COD 浓度(42.56 mg/L)低于 50 mg/L,早于 R2 达到国家一级 A 标准(50 mg/L,图中虚线所示). 同时,在稳定运行阶段,R2 的出水 COD 浓度大约在 25 mg/L,R1 的出水 COD 浓度均低于 20 mg/L,这说明在连续流 HRT 为 6 h 的条件下,反应器 R1 的 COD 去除率超过 90%.



(a) COD 浓度曲线



(b) DO 曲线

图 7 填充不同载体两组 MBBR 装置内进出水 COD 浓度和 DO 曲线

Fig. 7 COD concentration of the influent and effluent and DO profile in the two MBBRs with different carriers

图 7(b)所示的溶解氧(dissolved oxygen,简称 DO)浓度随时间变化的曲线也呈现和 COD 去除率类似的趋势. 启动过程中,R1 的 DO 数值始终低于 R2. 并且,启动初期 R1、R2 DO 浓度为 8 mg/L,之后反应器 R1 的 DO 浓度逐步降低至 3 mg/L 左右并维持稳定,在好氧生物反应的 DO 浓度范围之内. 挂膜启动过程中,在相同的曝气条件下,反应器 R1 的 DO 浓度持续低于反应器 R2 的 DO 浓度,这说明异养菌在硅藻土改性载体的表面附着更容易、生长更迅速、生物量更大. 这与上述的微生物表征结果相一致.

两组 MBBR 装置的氨氮去除效果随时间的

变化情况如图 8 所示. 反应器 R1、R2 出水氨氮浓度均随时间降低，但填充有硅藻土改性载体的反应器 R1 出水氨氮浓度下降更快. R1 出水氨氮浓度在第 24 d 第一次达到国家一级 A 标准(5 mg/L，如图 1 中虚线所示)，比 R2 早 8 d.

这说明，硅藻土改性载体的填充使反应器 R1 内富集了更多的硝化细菌，获得了更好的氨氮去除效果. 分析原因是，由于接触角的改善，硅藻土改性载体首先促使世代时间短、适应性强的异养菌在其表面附着生长. 然后异养菌形成的生物膜及其分泌的胞外聚合物为硝化细菌提供了保护场所，削弱了挂膜启动初期水力剪切和载体间摩擦对硝化细菌的脱附影响[12,30]. 从 COD 和氨氮去除率的角度看，硅藻土改性载体缩短了 MBBR 工艺挂膜启动所需时间，对于 MBBR 工艺在实际废水处理中的应用有巨大帮助.

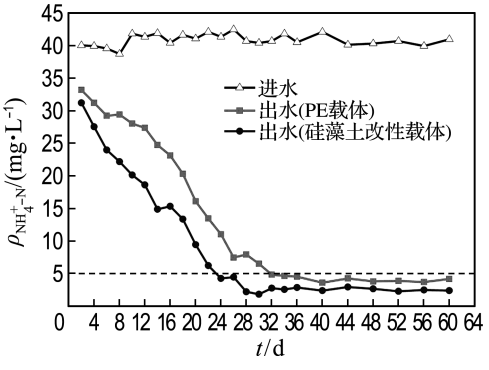


图 8　填充不同载体两组 MBBR 装置内进出水氨氮浓度变化

Fig. 8　Changes in NH_4^+-N concentration of the influent and effluent in the two MBBRs with different carriers

3　结　语

添加硅藻土改善了载体的亲水性和生物亲和性，使硅藻土改性载体表面接触角更小、微生物黏附能力更良好. 挂膜启动全过程中，无论是附着生物膜内蛋白质和多糖的含量还是增长速率，硅藻土改性载体都优于 PE 载体，表明硅藻土改性载体附着生物膜活性更高. 生物膜成熟后，反应器 R1 内总生物量比 R2 高 35.6%，硅藻土改性载体附着生物膜量比 PE 载体高 62.3%. 并且，通过 FISH 表征发现，硅藻土改性载体附着生物膜内 AOB 和 NOB 两类细菌的数量多于 PE 载体的. 反应器 R1 出水水质比反应器 R2 出水水质更好，R1 出水 COD、氨氮浓度都在较短的时间内达到了国家一级 A 标准. 综上所述，硅藻土改性载体良好的挂膜性能和水处理效果，加速了 MBBR 工艺挂膜启动.

参考文献：

[1] 范福洲，康　勇，孔　琦，等. 废水处理用生物膜载体研究进展[J]. 化工进展，2005，**24**(12)：1331-1335.
FAN Fu-zhou，KANG Yong，KONG Qi，*et al*. Research progress of biofilm carrier for waste water treatment [J]. **Chemical Industry and Engineering Progress**，2005，**24**(12)：1331-1335. (in Chinese)

[2] McQuarrie J P，Boltz J P. Moving bed biofilm reactor technology：Process applications，design，and performance [J]. **Water Environment Research**，2011，**83**(6)：560-575.

[3] 金冬霞，田　刚，施汉昌. 悬浮填料的选取及其性能试验研究[J]. 环境科学学报，2002，**22**(3)：333-337.
JIN Dong-xia，TIAN Gang，SHI Han-chang. Experimental study on suspended medium and its performance [J]. **Acta Scientiae Circumstantiae**，2002，**22**(3)：333-337. (in Chinese)

[4] 蒋战洪. 污水处理用填料的种类、性能和发展趋势[J]. 环境污染与防治，1994，**16**(4)：13-16.
JIANG Zhan-hong. Diversity，property and development trend of carrier used in wastewater treatment [J]. **Environmental Pollution & Control**，1994，**16**(4)：13-16. (in Chinese)

[5] 管建均，高长有，沈家骢. 细胞相容性聚氨酯的合成及其细胞相容性研究[J]. 高等学校化学学报，2001，**22**(2)：317-320.
GUAN Jian-jun，GAO Chang-you，SHEN Jia-cong. Preparation and characterization of cell compatible polyurethane [J]. **Chemical Journal of Chinese Universities**，2001，**22**(2)：317-320. (in Chinese)

[6] Gjaltema A，van der Marel N，van Loosdrecht M C M，*et al*. Adhesion and biofilm development on suspended carriers in airlift reactors：Hydrodynamic

conditions versus surface characteristics [J]. **Biotechnology and Bioengineering**, 1997, **55**(6):880-889.

[7] 张 凡,程 江,杨卓如,等. 废水处理用生物填料的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, **5**(4):8-12.
ZHANG Fan, CHENG Jiang, YANG Zhuo-ru, *et al*. Research progress in biofilm carrier for wastewater treatment [J]. **Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control**, 2004, **5**(4):8-12. (in Chinese)

[8] YANG Yu-xiang, CHEN Rong-san, DAI An-bang. A study on structure of local diatomites [J]. **Acta Chimica Sinica**, 1996, **54**(1):57-64.

[9] 袁 鹏,吴大清,林种玉,等. 硅藻土表面羟基的漫反射红外光谱(DRIFT)研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2001, **21**(6):783-786.
YUAN Peng, WU Da-qing, LIN Zhong-yu, *et al*. Study on the surface hydroxyl species of diatomite using DRIFT spectroscopy [J]. **Spectroscopy and Spectral Analysis**, 2001, **21**(6): 783-786. (in Chinese)

[10] CHU Li-bing, WANG Jian-long. Nitrogen removal using biodegradable polymers as carbon source and biofilm carriers in a moving bed biofilm reactor [J]. **Chemical Engineering Journal**, 2011, **170**(1):220-225.

[11] FENG Quan, WANG Yu-xiao, WANG Tian-min, *et al*. Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors [J]. **Bioresource Technology**, 2012, **117**(1):201-207.

[12] Bassin J P, Kleerebezem R, Rosado A S, *et al*. Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors [J]. **Environmental Science & Technology**, 2012, **46**(3): 1546-1555.

[13] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding [J]. **Analytical Biochemistry**, 1976, **72**(1-2):248-254.

[14] Gerhardt P, Murray R G E, Costilow R N, *et al*. **Manual of Methods for General Bacteriology** [M]. Washington D C: American Society for Microbiology, 1981.

[15] ZHOU Wei-li, Imai T, Ukita M, *et al*. Triggering forces for anaerobic granulation in UASB reactors [J]. **Process Biochemistry**, 2006, **41**(1):36-43.

[16] Amann R I, Krumholz L, Stahl D A. Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology [J]. **Journal of Bacteriology**, 1990, **172**(2):762-770.

[17] Mobarry B K, Wagner M, Urbain V, *et al*. Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria [J]. **Applied and Environmental Microbiology**, 1996, **62**(6):2156-2162.

[18] Wagner M, Rath G, Amann R, *et al*. In situ identification of ammonia-oxidizing bacteria [J]. **Systematic and Applied Microbiology**, 1995, **18**(2): 251-264.

[19] Wagner M, Rath G, Koops H P, *et al*. In situ analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants [J]. **Water Science and Technology**, 1996, **34**(1-2):237-244.

[20] Hugenholtz P, Pace N R. Identifying microbial diversity in the natural environment: a molecular phylogenetic approach [J]. **Trends in Biotechnology**, 1996, **14**(6):190-197.

[21] Wingender J, Neu T R, Flemming H C. **Microbial Extracellular Polymeric Substances: Characterization, Structures and Function** [M]. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1999.

[22] Lazarova V, Manem J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment [J]. **Water Research**, 1995, **29**(10):2227-2245.

[23] Chapman A G, Atkinson D E. Adenine nucleotide concentrations and turnover rates. Their correlation with biological activity in bacteria and yeast [J]. **Advances in Microbial Physiology**, 1977, **15**: 253-306.

[24] Lazarova V, Capdeville B, Nikolov L. Biofilm performance of a fluidized bed biofilm reactor for drinking water denitrification [J]. **Water Science & Technology**, 1992, **26**(3-4):555-566.

[25] Lazarova V, Pierzo V, Fontvielle D, *et al*. Integrated approach for biofilm characterization and biomass activity control [J]. **Water Science & Technology**, 1994, **29**(7):345-354.

[26] Tojo M, Yamashita N, Goldmann D A, *et al*. Isolation and characterization of a capsular polysaccharide adhesin from *Staphylococcus epidermidis* [J]. **Journal of Infectious Diseases**, 1988, **157**(4):713-722.

[27] Sutherland I W. The biofilm matrix - an immobilized but dynamic microbial environment [J]. **Trends in Microbiology**, 2001, **9**(5):222-227.

[28] 李　磊,韦朝海,张小璇,等. 亲水性聚合物多孔载体的制备及其性能研究[J]. 中国给水排水, 2006, **22**(19):82-86,90.
LI Lei, WEI Chao-hai, ZHANG Xiao-xuan, *et al*. Study on preparation and performance of hydrophilic porous carrier [J]. **China Water & Wastewater**, 2006, **22**(19):82-86, 90. (in Chinese)

[29] 钟世云,胡　艳. 塑料在污水处理悬浮载体生物膜工艺中的应用[J]. 中国塑料, 2004, **18**(9):84-89.
ZHONG Shi-yun, HU Yan. Application of plastics in moving bed biofilm reactor technology [J]. **China Plastics**, 2004, **18**(9):84-89. (in Chinese)

[30] Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, *et al*. Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor [J]. **Water Research**, 2003, **37**(20):4965-4973.

Research on diatomite-modified carrier for accelerating start-up of moving bed biofilm reactor

LI Qian, QUAN Xie*, LIU Tao, YU Hong-tao, BAI Yang

(School of Environmental Science & Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: There are many limitations for polyethylene (PE) carrier, such as slow biofilm formation, low activity of the attached biofilm and poor wastewater treatment performance. It is demonstrated that the hydrophilicity of the PE carrier can be improved by doping diatomite and that the contact angle of the diatomite-modified carrier decreases to 77.8° from 94.3° of the PE carrier. Compared with the PE carrier, the diatomite-modified carrier has higher concentrations of both protein and polysaccharide in the attached biofilm under the same conditions during the start-up period of the moving bed biofilm reactor (MBBR) process, which indicates that the attached biofilm on the diatomite-modified carrier exhibits better biological activity. After biofilm grows mature, the total biomass in the reactor 1 (R1, filled with diatomite-modified carriers) is 35.6% higher than that in the reactor 2(R2, filled with PE carriers), and the amount of the attached biofilm on the diatomite-modified carriers is 62.3% higher than that on the PE carriers. Additionally, during the start-up period both COD and ammonium removal of R1 are also better than those of R2, respectively. All these advantages of the diatomite-modified carrier in biofilm formation and wastewater treatment performance contribute to shortening the start-up period of the MBBR process.

Key words: moving bed biofilm reactor (MBBR); biofilm formation; diatomite-modified carrier; hydrophilicity