

微生物絮凝剂作用下厌氧颗粒污泥的形成及特性

王劲松

(南华大学城市建设学院, 衡阳 421001)

摘要:以 3 个同样的 UASB(R1、R2、R3)处理 COD 浓度为 5 500~6 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的废水,在相同的工艺条件下,采用每 7 d 投加 1 次方式,R1 中每次投加 7.5 g CaCl_2 和 400 mL 微生物絮凝剂 MBF21, R2 中每次投加 140 mg 阳离子 PAM, R3 作为对照,进行厌氧颗粒污泥培育试验,以考察微生物絮凝剂 MBF21 对培育厌氧颗粒污泥的促进作用.结果表明,经过 67 d 的运行,R1、R2、R3 中均培育出厌氧颗粒污泥,对应的平均粒径分别为 1.18、1.21、0.76 mm,平均粒径增长速率分别为 15.37、15.82、9.10 $\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$,比产甲烷活性 $\text{SMA}(\text{COD-CH}_4/\text{VSS}\cdot t)$ 值分别为 0.740、0.657、0.558 $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$, VSS/SS 分别为 0.667、0.629、0.607, SVI 值分别为 14.7、13.1、20.4 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$,湿污泥密度分别为 1.061、1.064、1.054 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$,强度系数 ζ 分别为 92.1、93.5、84.7.电镜扫描发现 R1 和 R2 中的颗粒污泥比对照组 R3 中的颗粒污泥更密实,在形成成熟颗粒污泥过程中,3 个反应器均呈现相似规律,即污泥表面由丝状菌占优逐渐向杆菌、球菌占优方向转化.本研究证明了微生物絮凝剂 MBF21 在促进厌氧污泥颗粒化过程中,在提高颗粒污泥物理性能方面接近阳离子 PAM,在提高颗粒污泥生理、生化性能方面优于阳离子 PAM.

关键词:厌氧颗粒污泥;性能;微生物絮凝剂;阳离子 PAM;UASB

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)11-3329-07

Properties of Anaerobic Granules Developed by Bioflocculant

WANG Jing-song

(School of Urban Construction, University of South China, Hengyang 421001, China)

Abstract:Three identical UASB reactors (labeled R1, R2, R3) were applied to treat synthetic wastewater of COD concentration 5 500-6 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Under the same process conditions, R1 was operated with addition of 7.5 g CaCl_2 and 400 mL bioflocculant MBF21 weekly, R2 was operated with addition of 140 mg cationic PAM weekly, R3 was operated without any addition of flocculants served as control. The objectives of this study were to investigate the effect of bioflocculant MBF21 on development of anaerobic granules and compare it to cationic PAM. The results showed that after 67 days of operation, anaerobic granules developed in these three UASB reactors. The average diameters of granules in R1, R2 and R3 were 1.18, 1.21 and 0.76 mm, respectively, the granulation rates in R1, R2, R3 were 15.37, 15.82 and 9.10 $\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively, the values of $\text{SMA}(\text{COD-CH}_4/\text{VSS}\cdot t)$ of granules were 0.740, 0.657 and 0.558 $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$, respectively, the VSS/SS of granules were 0.667, 0.629 and 0.607, respectively, the SVI of granules were 14.7, 13.1 and 20.4 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, the densities of granules were 1.061, 1.064 and 1.054 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, respectively, the integrity coefficients of granules were 92.1, 93.5 and 84.7, respectively. From the photos of SEM, granules developed in R1 and R2 were tighter than those in R3. In the formation of mature granules, all the three reactors showed similar laws, i. e. filamentous microorganisms were predominant on the surface of the seed sludge while bacillus and cocci bacteria were predominant on the surface of the mature granules. This study demonstrated that in the development of anaerobic granules, the effect of bioflocculant MBF21 on enhancement the physical properties of granules was similar to cationic PAM, but the effect of bioflocculant MBF21 on improvement of biochemical and physiological properties of granules was better than cationic PAM.

Key words: anaerobic granule; properties; bioflocculant; cationic PAM; UASB

厌氧颗粒污泥的培育是 UASB、EGSB 等悬浮生长系统稳定运行的保障,投加高分子聚合物能促进厌氧污泥颗粒化^[1,2],然而合成的高分子聚合物在促进厌氧微生物聚集的同时,包裹在颗粒污泥外的高分子聚合物对传质会有一定的负面影响,有些高分子聚合物难以降解,且反应器内累积的残余单体难免对厌氧微生物产生毒副作用,并会随出水进入环境,带来二次污染^[3,4].开发新型的环境友好型高分子絮凝剂来促进厌氧污泥颗粒化有望解决这一问题.近年来,微生物絮凝剂已成为水处理和污泥脱水领域的研究热点,至今报道^[5]的微生物絮凝剂产生

菌多达 40 余种,包括细菌、放线菌、霉菌、酵母菌等.典型的几种絮凝剂产生菌有酱油曲霉(*Aspergillussojae*)、拟青霉属(*Paecilomyces* sp.)、红平红球菌(*Rhodococcus erythropolis*)等^[6].目前已知的微生物絮凝剂多数为多糖和蛋白质类,也有少数微生物絮凝剂为脂类、纤维素和 DNA 等生物高分子,相对分子量多在 10^6 数量级^[7~12].蛋白质类微生物

收稿日期:2008-12-11;修订日期:2009-03-16

基金项目:国家自然科学基金项目(50078022);南华大学博士启动基金项目

作者简介:王劲松(1972~),男,博士,副教授,主要研究方向为水处理理论与技术,E-mail: xhwjs@163.com

絮凝剂通常不具有热稳定性,且易受金属离子的影响,而多糖类微生物絮凝剂具有较高的热稳定性和酸碱稳定性^[13],其应用前景更受关注.

笔者所在的课题组^[14,15]成功筛选出 1 株高效的絮凝剂产生菌 HHE-P21,经鉴定为青霉属圆弧青霉系(*Penicillium cyclopium*),其代谢产物经分离提炼得到微生物絮凝剂 MBF21,属于多糖类物质,由于分子中含有大量的—COOH、—OH等基团,与 Ca²⁺ 配合使用对废水中的胶体和悬浮物有强的絮凝作用.笔者曾考察过絮凝剂 MBF21 对絮状污泥的絮凝作用^[16],并研究了微生物絮凝剂 MBF21 促进厌氧污泥颗粒化的机制^[17],本试验以 COD 浓度为 6 000 mg·L⁻¹ 左右的人工合成废水为研究对象,在中温条件下启动 UASB 反应器,通过比较间歇投加微生物絮凝剂 MBF21 和阳离子 PAM 培育的厌氧颗粒污泥的粒径、沉降性能、生物活性、强度系数、湿污泥密度和微生物相,揭示微生物絮凝剂与合成高分子絮凝剂在促进厌氧污泥颗粒化的异同,以期为微生物絮凝剂 MBF21 在促进培育厌氧颗粒污泥方面的应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置

实验采用自行设计的 3 套 UASB 反应器,以有机玻璃加工而成,反应器体积为 5.03 L.采用电加热方式,控温在(35±1)℃下运行,并设回流装置.处理污水为实验室自配,以葡萄糖为碳源,COD 浓度 5 500~6 500 mg·L⁻¹,COD 与 N、P 的质量比为 300:5:1,辅以相应营养元素和微量元素,投加碳酸氢钠调节进水 pH 并控制在 6.4~7.3.

1.2 微生物絮凝剂 MBF21 和阳离子 PAM

微生物絮凝剂 MBF21 由课题组研制,絮凝剂产生菌 HHE-P21 由课题组采用常规筛选和化学诱变筛选相结合的方法从活性污泥中筛选得到,经广东省微生物分析检测中心鉴定为青霉属圆弧青霉系(*Penicillium cyclopium*),絮凝剂呈浅棕色,属非酮糖 ECP 类物质,有效成分含量 1.0~1.5 g·L⁻¹,相对分子质量 100×10⁴ 左右^[14,15].

阳离子 PAM:法国 SNF 公司,相对分子质量 900×10⁴ 左右.

1.3 接种厌氧污泥

取自另一个生产运行 UASB 中尚未颗粒化的絮状污泥,经 100 目过筛.污泥性质见表 1.每个反应器内接种 2.4L 絮状厌氧污泥,对应各反应器内的

MLVSS 均为 9.31 g·L⁻¹.

表 1 接种厌氧污泥性质

Table 1 Characteristics of anaerobic sludge

SVI/mL·g ⁻¹	VSS/SS	SMA/g·(g·d) ⁻¹	粒径/mm
23.1	0.537	0.101	< 0.15

1.4 UASB 的启动

采用间歇投加絮凝剂的方式,每周投加 1 次,R1 中每次投加 7.5 g CaCl₂ 和 400 mL 微生物絮凝剂 MBF21,R2 中每次投加 140 mg 阳离子 PAM,R3 中不投加絮凝剂作为对照.启动 UASB 反应器,当反应器 COD 去除率达 80% 时逐步增加配水浓度和进水流量以提高反应器容积负荷,通过调节回流比来控制水力负荷.

1.5 测试项目与方法

SS、VSS、SMA 的测定参见文献[18].湿污泥比重的测定参见文献[19].颗粒污泥的扫描电镜(SEM)观察参见文献[20].

粒径分布采用筛分法^[18].取一定量的湿污泥,依次通过 2.0、1.0、0.7、0.45、0.15 mm 的筛网,将各筛网所截留的污泥收集、烘干并称重,计算不同粒径范围内颗粒污泥的质量分数,得到颗粒污泥的粒径分布和平均粒径.

颗粒污泥强度的测定参见文献[21].取一定量的污泥样品稀释 10 倍后,转移至 1 L 的量筒中进行沉降,取前 1 min 沉降下来的污泥进行强度测定.测定程序如下:将该污泥转移至 200 mL 的锥形瓶中,加清水至 150 mL,然后将此锥形瓶在 200 r·min⁻¹ 的摇床中振荡 5 min 后,将污泥转移至 250 mL 的量筒中进行沉降,沉降 1 min 后,将浮在上层的泥水倒入另一个烧杯,分别测定烧杯中及沉在量筒底部污泥的 SS₁ 及上浮层泥水中的 SS₂.用强度系数(ζ)来反映污泥的强度,定义如下:

$$\zeta = 100 \times SS_1 / (SS_1 + SS_2) \quad (1)$$

式中,SS₁:沉降层污泥中固悬物含量,mg·L⁻¹;SS₂:上浮层泥水中固悬物含量,mg·L⁻¹.由式(1)可见,ζ 越大,对应的强度越大,反之亦然.

2 结果与分析

2.1 污泥沉淀性能和活性比较

在反应器运行 67 d 的实验进程中,测定不同时期各反应器内污泥的 SVI、VSS/SS、SMA,得到各指标随时间的变化的结果见图 1.

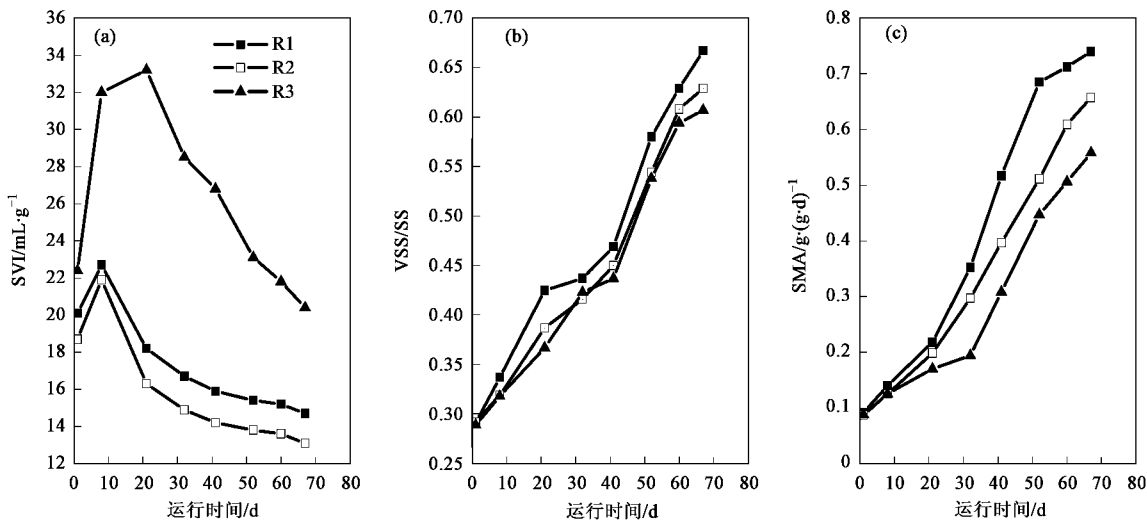


图1 各反应器污泥 SVI、VSS/SS、SMA 变化
Fig.1 SVI, VSS/SS, SMA of sludge in different reactor

从图 1(a)可知,3 个反应器中污泥的 SVI 值在运行初期都有不同幅度的增加,而 R1 和 R2 中污泥的 SVI 值增加得比 R3 中的少;之后,3 个反应器中污泥的 SVI 逐渐减少.反应器运行 67 d 后,R1、R2、R3 中的厌氧污泥的 SVI 值分别是 14.7、13.1、20.4 mL·g⁻¹.从图 1(b)可知,随着反应器运行时间的推移,3 个反应器中污泥的生物量逐渐增加,而 R1 中污泥的 VSS/SS 增加得最多,说明 R1 中污泥的生物含量比另外 2 个反应器中污泥的高.反应器运行 67 d 后,R1、R2、R3 中的厌氧污泥的 VSS/SS 值分别达到 0.667、0.629 和 0.607.从图 1(c)可知,在污泥驯化期,3 个反应器污泥的 SMA 值差别不大,之后,污泥活性随反应器启动进程逐渐增加,同一时期 R1 中污泥的 SMA 值在 3 个反应器中最大,说明 R1 中污泥的活性最高.反应器运行 67 d 后,R1、R2、R3 中的厌氧污泥的 SMA(COD-CH₄/VSS·t)值分别增加至 0.740、0.657、0.558 g·(g·d)⁻¹.

2.2 污泥强度和污泥湿密度比较

在反应器运行的不同时间段测定了各反应器污泥的强度系数和湿污泥密度,得到的结果见表 2.3 个反应器的污泥强度和密度随反应器启动进程逐渐增加,说明絮状污泥发展成为颗粒污泥时,污泥中的微生物结合更加紧密,污泥更加密实,R1 和 R2 由于有絮凝剂的作用,形成的颗粒污泥比 R3 中的强度更高,密度更大.

2.3 污泥微生物相观察

对不同时期各反应器中污泥样品进行电镜扫描观察,得到的电镜扫描照片见图 2.从图 2(a)可以看

表 2 不同时期污泥的强度系数(ζ)和湿污泥密度

Table 2 Integrity coefficient and density of sludge during different period						
运行时间 /d	强度系数(ζ)			湿污泥密度/ g·cm ⁻³		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
14	79.2	79.4	67.2	1.049	1.051	1.047
30	83.7	85.2	72.5	1.054	1.057	1.050
45	90.6	90.3	78.6	1.058	1.061	1.052
66	92.1	93.5	84.7	1.061	1.064	1.054

出,接种污泥表面以丝状菌占优,并有少量的球菌和杆菌,结构松散.随着运行时间的推移,污泥中微生物量逐渐增多,污泥结构越来越密实,污泥表面由丝状菌占优逐渐向杆菌、球菌占优的方向转化.从图 2(c)、(e)、(g)可明显看到颗粒化进程中污泥的立体网络结构,这种网络结构由丝状菌、球菌、杆菌交织而成.在污泥颗粒化后期[图 2(d)、(f)、(h)],污泥表面的细菌进一步增加,细菌间的连接更加紧密,视野中丝状菌较少,杆菌、球菌居多.颗粒污泥呈黑色、椭圆形,表面凹凸不平,并分布有孔洞,这是甲烷气体从颗粒污泥逸出形成的通道.同一时期各反应器污泥样品的扫描电镜照片显示,R1 和 R2 中污泥表面分布的细菌比 R3 中密集,直观地反映了絮凝剂对厌氧微生物固定化的促进作用.

2.4 颗粒污泥粒径比较

分别在反应器运行第 14 d、30 d、41 d 和 67 d 对 R1、R2 和 R3 反应器中污泥进行粒径测量,计算不同粒径范围的污泥所占质量分数,得到粒径分布随时间的变化见图 3.可以看出,随着反应器运行时间的推移,大粒径的颗粒所占质量分数逐渐

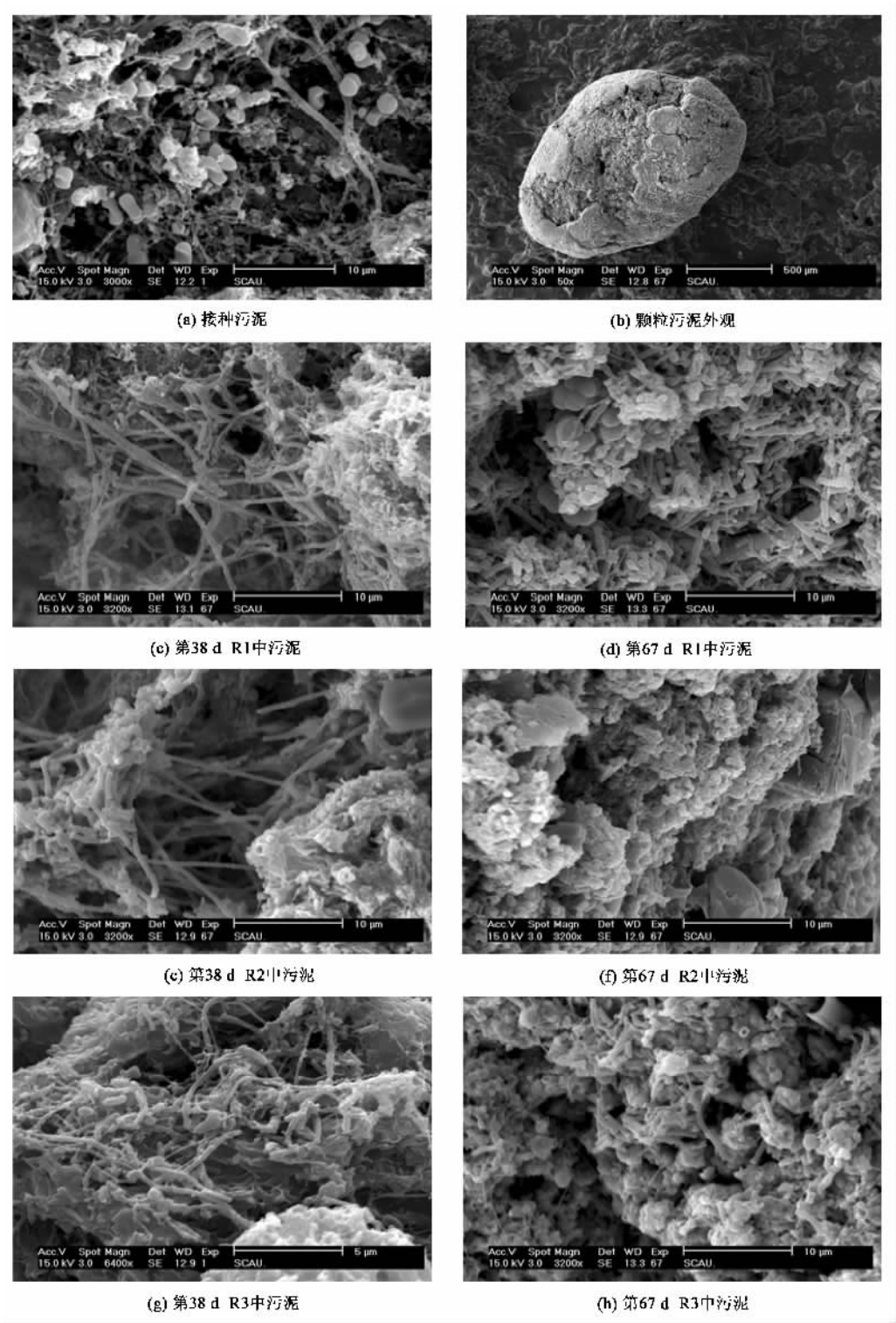


图 2 不同时期厌氧污泥电镜扫描照片

Fig.2 SEM photograph of anaerobic sludge during different period

增大,而小粒径的颗粒所占质量分数逐渐减少.反应器运行 14 d 后,3 个反应器颗粒的粒径集中分布在 0.15~0.45 mm.反应器运行 30 d 后,粒径分布逐渐分散,R1、R2、R3 中粒径超过 1.0 mm 的颗粒所占

质量分数分别是 24.6%、26.1%、10.0%,反应器运行 41 d 后,R1、R2、R3 中粒径超过 1.0 mm 的颗粒所占质量分数继续增加.反应器运行 67 d 后,R1、R2、R3 中颗粒粒径超过 1.0 mm 的颗粒所占质量分

数分别是 53.2%、55.8%、23.7%。

根据图 3 测定的粒径分布,计算各反应器污泥样品的平均粒径,并将结果列于表 3。由表 3 可知,同一时期,R1 与 R2 中的污泥平均粒径比 R3 中的污泥大,说明了微生物絮凝剂 MBF21 与阳离子 PAM 组对厌氧污泥颗粒化的促进作用。反应器运行 67 d

后,R1、R2、R3 中的颗粒粒径分别增加至 1.18、1.21、0.77 mm。按反应器总的运行时间计算 R1、R2 和 R3 中的污泥颗粒粒径增长的速度分别是 15.37、15.82 和 9.10 $\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ 。与对照组 R3 相比,R1 和 R2 的污泥颗粒粒径增长的速度分别提高了 68.9% 和 73.8%。

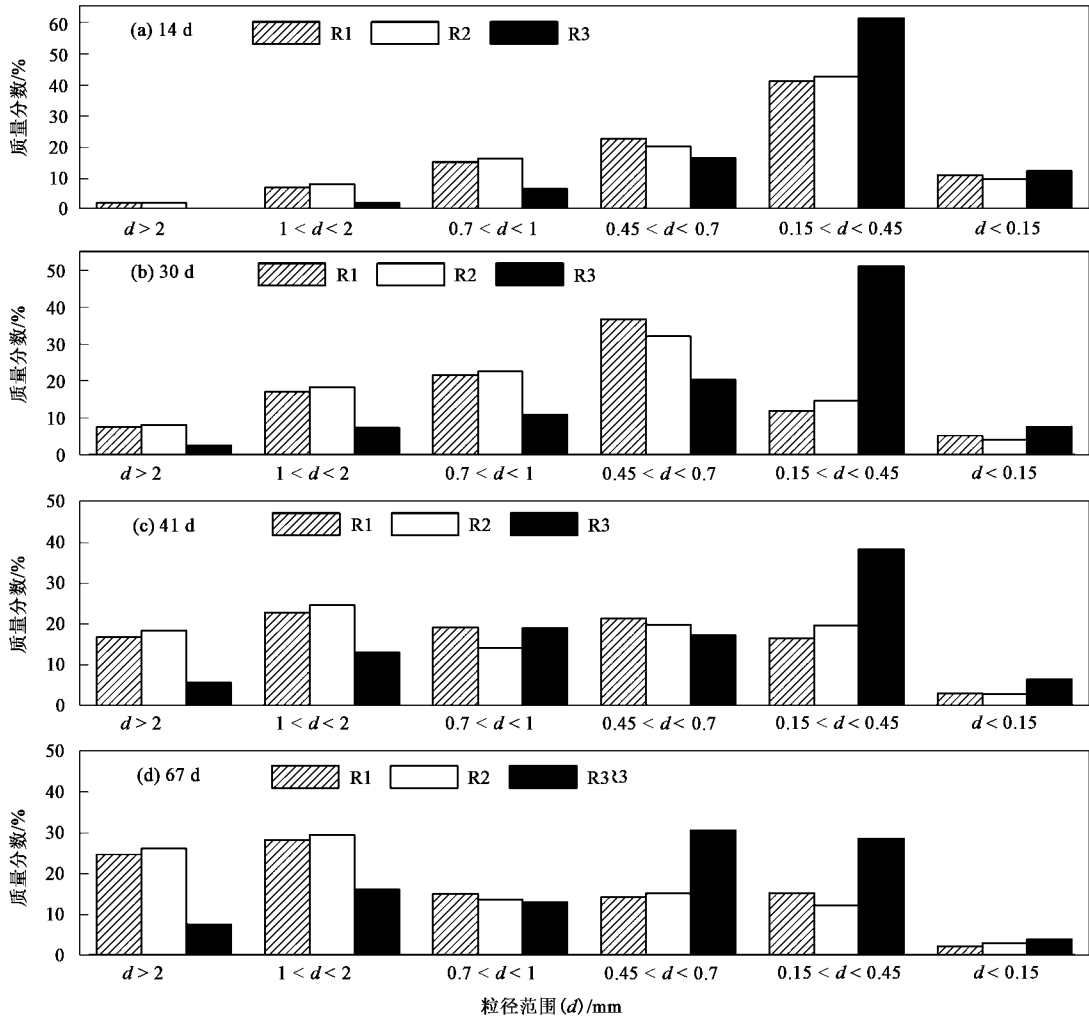


图 3 各反应器粒径分布
Fig.3 Granular size range in different reactors

表 3 平均粒径随时间变化/mm			
Table 3 Variation of average diameter/mm			
运行时间/d	R1	R2	R3
14	0.56	0.57	0.40
30	0.84	0.86	0.54
41	1.02	1.04	0.70
67	1.18	1.21	0.76

3 讨论

3.1 微生物絮凝剂 MBF21 对厌氧颗粒污泥物理性

能的影响

厌氧颗粒污泥的物理性能包括粒径、强度、密度、沉降性能等 4 个方面,前面的研究表明微生物絮凝剂 MBF21 在 Ca^{2+} 的协同作用下,与对照组相比,厌氧污泥颗粒化进程、颗粒尺寸、密度、强度、沉降性能均有大幅提高,这一点与阳离子 PAM 的作用相似,但作用途径不同。阳离子 PAM 是单一高分子絮凝剂对厌氧污泥的絮凝作用,主要作用机制是吸附架桥,而微生物絮凝剂与 Ca^{2+} 的协同作用分为 2 个方面,其中 Ca^{2+} 的作用主要体现在^[22]: ① Ca^{2+} 与

CO_3^{2-} 、 PO_4^{2-} 等形成的沉积物为厌氧微生物的聚集提供了微小内核;② Ca^{2+} 与细菌表面带负电荷的 $-\text{COO}^-$ 、 PO_4^{2-} 具有强的电中和作用;③ Ca^{2+} 在 ECP 类物质和细菌之间起到桥梁作用,促进了 ECP 类物质与细菌的紧密结合;④ Ca^{2+} 与胞外多聚物 ECP 类物质中的 $-\text{OH}$ 等基团的作用改变了 ECP 类物质自然状态下的线性结构,使 ECP 类物质弯曲、折叠,有利于提高细菌聚集体的结构强度. ECP 对厌氧污泥颗粒化的促进作用有较多报道^[23-26],综合起来,在厌氧污泥颗粒化过程中, ECP 的作用体现在:① 促进细胞的凝聚和吸附,并在维护聚集体结构中发挥重要作用;② 改变细胞表面负电荷,使细胞-ECP-惰性无机粒子形成一个稳定的三维结构. 本试验采用的微生物絮凝剂 MBF21 是霉菌代谢产生的 ECP 类物质,分子中含有大量的 $-\text{COOH}$ 、 $-\text{OH}$ 等基团,能与细菌以及 Ca^{2+} 紧密结合,从而改善了厌氧颗粒污泥的物理性能.

3.2 微生物絮凝剂 MBF21 对厌氧颗粒污泥生化、生理性能的影响

厌氧颗粒污泥的生化、生理性能可从 SMA、VSS/SS、微生物相等 3 个方面考察. 试验证明微生物絮凝剂 MBF21 组厌氧颗粒污泥的生物活性和活性组分含量均大于阳离子 PAM 组,这是因为微生物絮凝剂 MBF21 是 ECP 类物质,与微生物有良好的相容性,且能生物降解,阳离子 PAM 是合成的高分子絮凝剂,难以生物降解,在颗粒污泥表面或内部局部区域积聚后会阻碍微生物间基质传递,另外残余的单体对微生物有一定的毒副作用. 因此,根据前人的研究成果^[21-25],结合本试验采用的微生物絮凝剂 MBF21 特点,笔者认为微生物絮凝剂 MBF21 和 Ca^{2+} 配合使用对厌氧颗粒污泥生化、生理性能的影响体现在 2 个方面:① 微生物的聚集加快了质子、内代谢产物的传递,促进了微生物的共代谢,有利于产酸菌和产甲烷菌的代谢活性和繁殖速度的提高;② 在高底物浓度条件下,聚集体内厌氧微生物对底物的竞争抑制了丝状菌的生长和繁殖,有利于产酸菌和产甲烷菌的倍增,因此,在颗粒化后期,颗粒污泥表面微生物相的电镜观察中主要是杆菌和球菌.

4 结论

(1)微生物絮凝剂 MBF21 和阳离子 PAM 对厌氧污泥颗粒化均有明显的促进作用,两者在提高厌氧颗粒污泥的物理性能方面效果接近,而在提高颗粒污泥的生理、生化性能方面,微生物絮凝剂 MBF21

比阳离子 PAM 更具优势,这归因于微生物絮凝剂 MBF21 与厌氧微生物更好的生物相容性.

(2)反应器运行 67 d 后,微生物絮凝剂 MBF21 组、阳离子 PAM 组和对照组中污泥颗粒粒径增长的速度分别是 15.37 、 15.82 和 $9.10 \mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$. 与对照组相比,微生物絮凝剂 MBF21 组、阳离子 PAM 组的污泥颗粒粒径增长的速度分别提高了 68.9% 和 73.8%.

(3)电镜扫描观察显示, UASB 处理高浓度废水时,污泥表面微生物由丝状菌占优逐渐向杆菌、球菌占优的方向转化.

参考文献:

- [1] 王进,张振家,张志峰.加速厌氧污泥颗粒化的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备,2006,7(6):19-23.
- [2] Hyun S J, Yong H K, Sung H Y, et al. Facilitated UASB granule formation using organic inorganic hybrid polymers[J]. Process Biochem, 2005,40:89-94.
- [3] El-Mamouni R, Leduc R, Guiot S R. Influence of synthetic granulation and natural polymers on the anaerobic granulation process[J]. Water Sci Technol, 1998,38:341-347.
- [4] 岳秀萍,李亚新,刘美霞.聚季铵盐对厌氧生化反应器中微生物自身固定化的促进作用[J].化工学报,2004,55(3):418-421.
- [5] 李旭.微生物絮凝剂产生菌的发酵培养及在污泥脱水中的应用[D].长沙:湖南大学,2007.16-17.
- [6] 朱晓江,尹双凤,桑军强.微生物絮凝剂的研究和应用[J].中国给水排水,2001,17(6):19-22.
- [7] 毛艳丽,闫永胜,刘瑞群,等.微生物絮凝剂及其产生菌的研究新进展[J].微生物学通报,2008,35(10):1616-1620.
- [8] 阮敏,杨朝晖,曾光明,等.多粘类芽孢杆菌 GA1 所产絮凝剂的絮凝性能研究及机理探讨[J].环境科学,2007,28(10):2336-2341.
- [9] Kumar C G, Joo H S, Choi J W. Purification and characterization of an extracellular polysaccharide from haloalkalophilic *Bacillus* sp. I-450[J]. Enzyme Microb Technol, 2004,34:673-681.
- [10] 何宁,李寅,陈坚,等.谷氨酸棒杆菌合成新型生物絮凝剂分批发酵过程的溶解控制模式[J].环境科学学报,2004,24(3):492-497.
- [11] Li Y, He N, Guan H, et al. A novel polygalacturonic acid bioflocculant REA-11 produced by *Corynebacterium glutamicum*: a proposed biosynthetic pathway and experimental confirmation[J]. Appl Microb Biotechnol, 2003,63:200-206.
- [12] 刘春秀,何秀萍,将思欣,等.絮凝性强的优良面包酵母菌株的选育[J].微生物学报,2003,43(5):659-665.
- [13] 张娜,尹华,秦华明,等.微生物絮凝剂的稳定性及其对城市污水厂浓缩污泥的絮凝脱水[J].微生物学通报,2008,35(5):685-689.
- [14] 成文,胡勇有.四种微生物絮凝剂特性的研究[J].精细化工,2004,21(2):141-143.

[15] 成文,胡勇有.四种微生物絮凝剂的相对分子量及化学组成[J].环境化学,2004,**23**(2):240-241.

[16] 王劲松,胡勇有.微生物絮凝剂对厌氧污泥生物絮凝作用的研究[J].工业用水与废水,2005,**36**(2):4-7.

[17] 王劲松,胡勇有.微生物絮凝剂促进厌氧污泥颗粒化及其机制的研究[J].环境科学学报,2005,**25**(3):361-366.

[18] 贺延龄.废水的厌氧生物处理[M].北京:中国轻工业出版社,1998.502-506.

[19] 赵一章,张辉,唐一,等.高活性厌氧颗粒污泥微生物特性和形成机理的研究[J].微生物学报,1994,**34**(1):45-54.

[20] 郭晓磊.极低浓度生活污水 UASB 处理技术及促进厌氧污泥颗粒化技术研究[D].广州:华南理工大学,2001.12-15.

[21] Show K Y, Wang Y, Foong S F, *et al.* Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors[J]. Water Res, 2004, **38**: 2293-2304.

[22] Yu H Q, Tay J H, Fang H P. The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up[J]. Water Res, 2001, **35** (4): 1052-1060.

[23] Liu Y, Xu H L, Yang S F, *et al.* Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor[J]. Water Res, 2003, **37**: 661-673.

[24] Liu Y, Xu H L, Show K Y, *et al.* Anaerobic granulation technology for wastewater treatment[J]. World J Microbiol Biotech, 2002, **18**: 99-113.

[25] Hulshoff Pol L W, de Castro Lopes S I, Lettinga G, *et al.* Anaerobic sludge granulation[J]. Water Res, 2004, **38**: 1376-1389.

[26] Uyanik S, Sallis P J, Anderson G K. The effect of polymer addition on granulation in an anaerobic baffled reactor (ABR). Part II: compartmentalization of bacterial populations[J]. Water Res, 2002, **36**: 933-943.