

高浓度 Vc 生产废水培养好氧颗粒污泥的试验研究

汪善全, 张胜, 李晓娜, 竺建荣*

(北京师范大学环境学院, 北京 100875)

摘要:采用高浓度难降解的 Vc 生产废水可以在 SBR 反应器中培养出好氧颗粒污泥. 转化母液反应器中污泥实现完全颗粒化, 得到的好氧颗粒污泥粒径为 0.2 ~ 1 mm, 平均沉降速度为 31.2 m·h⁻¹; 精制或提取母液反应器中污泥部分颗粒化, 得到的颗粒粒径为 0.5 ~ 2.5 mm, 平均沉降速度为 26.3 m·h⁻¹. 由于形成好氧颗粒污泥, 反应器系统表现出良好的运行性能, 在进水 COD 1 000 ~ 1 500 mg·L⁻¹ 时去除率达到 80% 左右. 如果反应器进水中补充加入一定浓度的易降解有机物, 处理系统的去除效率还可进一步提高并能缩短启动时间. 通过观察和比较不同进水反应器中的生物相发现, 好氧颗粒污泥中出现的原后生动物种类及生物相丰富程度不仅与反应器运行状态有关, 更重要的是取决于反应器中的进水水质. 实验中好氧颗粒污泥的形成过程经历了污泥复活、污泥驯化和污泥颗粒化 3 个阶段. 在运行控制过程中通过将沉降时间作为培养好氧颗粒污泥的一个关键控制参数, 它既可以去除反应器中沉降性差的污泥还可以在短时间内调节反应器中的运行负荷, 从而促进反应器中好氧污泥快速实现颗粒化.

关键词: 好氧颗粒污泥; Vc 废水; SBR

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2243-06

Experimental Investigation of Aerobic Granule Cultivation in High Strength Vc Wastewater

WANG Shan-quan, ZHANG Sheng, LI Xiao-na, ZHU Jian-rong

(School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: Aerobic granular sludge was cultivated in sequencing batch reactors (SBRs) fed with high strength and refractory real Vc wastewater. In the reactor treated transformation residues, it was achieved a completely aerobic granulation, and the sludge was 0.2 ~ 1 mm in diameter, average settling velocity 31.2 m·h⁻¹. In another reactor treated refinery or extracted residue, partially granular formation was reached, and the sludge was 0.5 ~ 2.5 mm in diameter, average settling velocity 26.3 m·h⁻¹. The formation of good aerobic granules contributed a good operational property. When influent COD was 1 000 ~ 1 500 mg·L⁻¹, COD removal efficiency was maintained approximately 80%. It could be improved better by adding biodegradable organic matters in feed. Through microscopic observation of sludge from two different reactors, the protozoa and biodiversity of microorganisms in reactors were determined not only by the operational parameters, but also by the influent composition. The granulation process in the experiment was proceeded through three stages, i. e. sludge activation phase, acclimatization phase and aerobic granulation phase. In operation control, the settling-time was used as the key factor for the formation of aerobic granules, which could decant the flocculent sludge and regulate the organic loading, and eventually promote the granulation process.

Key words: aerobic granules; Vc wastewater; SBR

Vc 生产过程中产生的废水主要由高浓度废水和低浓度废水 2 部分组成. 高浓度废水主要分为转化母液、精制母液和提取母液 3 部分, COD 在 500 ~ 700 g·L⁻¹, BOD₅/COD 低于 0.1 并且含盐量高, 属于高浓度难生物降解的有机废水; 低浓度废水主要由酸洗水、碱洗水和厂区生活污水所组成. 迄今为止, 关于 Vc 制药废水的生物处理主要采用厌氧工艺^[1,2], 而对 Vc 生产中各工艺段产生的废水的好氧生物处理的研究还鲜见报道, 并且一般的好氧生物处理工艺很难取得较好的处理效果. 目前好氧颗粒污泥技术已成为国内外研究的热点, 它是将生物自絮凝原理应用于好氧反应系统使好氧污泥在一定工艺条件下实现颗粒化, 好氧颗粒污泥具有沉降性好、

抗冲击负荷、可在反应器中持留很高生物量并能有效脱氮除磷^[3]等优点, 而且它还能集不同性质微生物(好氧、兼氧和厌氧微生物)于一体, 因此好氧颗粒污泥可以应用于工业废水中难降解有机物的去除. 目前, 国内外关于实际废水中好氧颗粒污泥的培养主要集中在一些与食品工业相关的易生物降解废水中^[4], 而利用制药废水中难生物降解物作为基质培养好氧颗粒污泥及其处理效果方面的报道还没有,

收稿日期: 2006-10-11; 修订日期: 2006-12-31

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z318)

作者简介: 汪善全(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: wangshanquan1982@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: zjrtshua@sohu.com

因此本研究采用 2 套 SBR 工艺系统分别对转化母液、精制母液和提取母液进行处理,通过控制运行过程中各工艺参数使反应器快速实现污泥颗粒化并考察反应器中形成好氧颗粒污泥以后可以达到的处理效果及颗粒污泥的性质.

1 材料与方法

1.1 试验水质及装置

试验采用的废水来自某 Vc 制药公司,其主要废水是高浓度难降解的转化母液和精制母液,还有少量高浓度的提取母液.这 3 种废水的水质情况分别列于表 1.根据 2 种废水来源和实际工程需要,采用 2 套 SBR 工艺对有代表性的转化母液和精制母液进行试验研究,其中 1 号反应器用转化母液,2 号反应器用精制母液.后来,因企业生产流程调整导致原精制母液废水为提取母液废水所取代,所以,2 号反应器进水在运行 2 个月后改为提取母液.2 套 SBR 反应装置如图 1 所示.反应装置的主体部分采用序批式间歇反应器(SBR),整个控制系统采用时间程序控制器进行控制.反应器均由有机玻璃制成,呈圆柱状,但 2 套反应系统中的 SBR 反应器尺寸不同,SBR1 反应器的 $D \times H = 90\text{ mm} \times 1\,620\text{ mm}$,有效体积为 9.8 L, SBR2 反应器的 $D \times H = 140\text{ mm} \times 1\,620\text{ mm}$,有效体积为 22 L, SBR 反应器的运行周期均设定为 8 h,其中进水 20 min,缺氧段 2 h,曝气运行 5 h,静置沉淀根据反应器运行情况和污泥形态变化前期设为 30 min,后逐渐依次调整为 20、15、10、5 min,出水时间设定为 3 min.

表 1 各部分废水水质情况

Table 1 Composition of the wastewater in the experiment			
废水名称	COD/g·L ⁻¹	所含废水	主要污染物
转化母液	500 ~ 600	二次母液	甲醇、Vc 等有机物
		甲醇塔残液	甲醇等有机物
精制母液	500 ~ 700	多次残液	Vc 等有机物
提取母液	500 ~ 550	树脂再生水	无机盐、有机物等
		古龙酸母液	古龙酸、蛋白质等
		乙醇塔残液	乙醇等有机物

1.2 分析方法

试验中 COD、MLSS 和 SVI 的测定均采用标准方法^[5],pH 通过雷磁 pH 计进行测定.好氧反应器中 COD、MLSS 和 SVI 平均每 3 d 测定 1 次.好氧颗粒污泥的活性以耗氧呼吸速率(OUR)为指标,测量方法见文献^[6],测试污水为充分曝气的各实际母液进水.

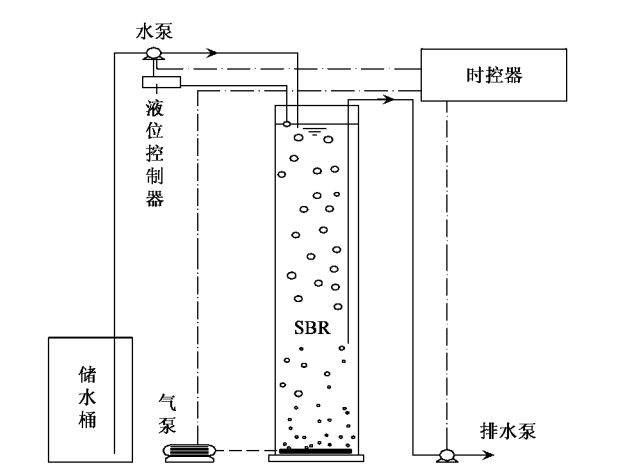


图 1 试验装置示意
Fig.1 Schematic diagram of the reactor

污泥观察采用 Olympus 光学显微镜并采用配套的数码相机进行拍照,为了更真实反映反应器中形成颗粒污泥的状态,颗粒污泥泥样采自曝气时完全混合状态下的泥水混合液,并且拍照前未进行任何淘洗处理.

颗粒污泥沉降速度测定方法:取反应器中完全混合状态下的混合液 1 mL,对其中颗粒污泥逐个放入装满自来水的 1 L 大量筒中,分别记录各颗粒污泥开始从量筒中液面静止处到沉入量筒底部所花时间 t ,测量量筒中液面高度 H 并按 H/t 计算出各颗粒的沉降速度,由此可以得到该反应器中颗粒污泥沉降速度的范围和平均沉降速度.

2 结果与讨论

2.1 SBR1 反应器处理效果及污泥形态的转变

SBR1 反应器接种压滤后的好氧污泥,闷曝 1 个周期,此时反应器中的污泥浓度为 $8.98\text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,曝气量为 $41.7\text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.启动时反应器进水 COD 为 $619.4\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,实际废水浓度占一半,以后逐步提高实际废水浓度,在浓度达到 $1\,500\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 后,逐步降低其中的人工配水比例直到进水全部为实际废水. SBR1 反应器交换比为 62.8%.图 2 是反应器中 COD 去除的具体情况,图 3 为反应器中污泥性质随系统运行过程的变化情况.

在试验之初对转化母液进行了 GC/MS 水质分析,结果表明,转化母液中含有大量 10C 以上的长直链或双苯环等结构的难生物降解物.由图 2 反映的 COD 去除情况可以看出,在反应器启动过程中,当葡萄糖 COD 为 $300\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,虽然反应器中总 COD

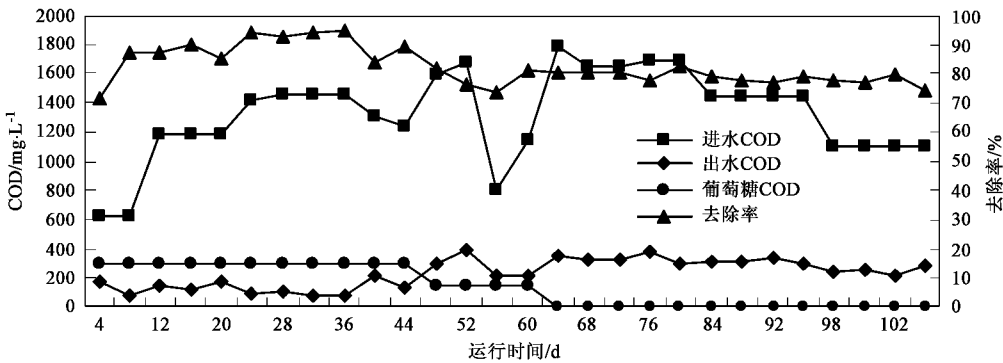


图 2 SBR1 反应器的 COD 去除效果

Fig.2 COD removal profile in SBR1 reactor

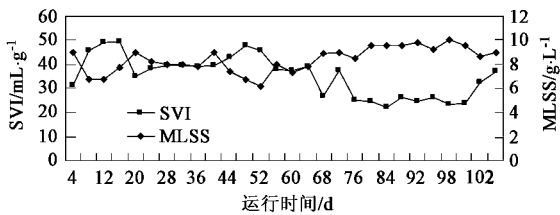


图 3 SBR1 反应器中 SVI、MLSS 测定

Fig.3 Measurements of SVI and MLSS in SBR1 reactor

达到 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,但其出水水质较好,出水 COD 一般在 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,去除率也基本稳定在 90% 以上,但是当将葡萄糖 COD 降到 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时出水 COD 突然升高,去除率也首次降到 80% 以下.继续提高实际废水的比例,使进水全部为实际废水并且 COD 维持在 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,系统的去除率只稳定在 70% ~ 80%,大大低于含葡萄糖 COD 为 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 90% 去除率水平.因此,由上述结果可知,在处理转化母液的好氧系统中加入葡萄糖或是其它易降解有机物并且 COD 占到 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上时,可以大大改善好氧系统整体的处理效果,并能够缩短启动时间.在反应器达到稳定运行状态后,为研究进水 COD 为 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平的处理情况,降低进水的废水浓度,但从图 2 的试验结果可知,反应系统的去除率仍低于 80% 而维持在 75% ~ 80%,因此当进水 COD 处在 $1\,000\sim 1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内时,SBR 系统的去除率水平由进水中易降解有机物浓度决定.

从图 3 中反映的反应器中污泥形态转变过程发现,反应器中 SVI 的变化可以分为 3 个阶段:①污泥复活阶段.反应器接种污泥为二沉池压滤污泥,在启动为期 1 周的时间里,反应器中 SVI 由 $31.2\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 缓慢上升至 $49.4\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$,对应的 MLSS 在降低,这

个阶段可以认为是污泥的复活期;②驯化阶段.在启动阶段后为期 40 d 的时间里,SVI 稳定在 $40\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 左右的水平,进水中实际废水浓度在不断增加,这个阶段为反应器中微生物的驯化阶段;③污泥颗粒化阶段.驯化期后的 35 d 中,反应器中污泥的沉降性能进一步得到改善,SVI 大幅下降并维持在 $30\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下,MLSS 也处在很高的水平,接近 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,在 10 倍显微镜下对反应器中污泥形态进行观察时,发现反应器中出现大量的好氧颗粒污泥晶核并且污泥部分实现好氧颗粒化(如图 4),此时沉降时间设定为 20 min,因此可以把此阶段认为是污泥的颗粒化阶段.图 3 中污泥颗粒化阶段后期 SVI 略有上升趋势,这主要是由反应器中进水 COD 浓度降低所导致(图 2),因为反应器中有机负荷会影响污泥的沉降性能,一般情况下,有机负荷较高的条件能得到沉降性能更好的好氧颗粒污泥^[7].反应器中污泥的颜色一直为黑褐色,并且进行生物相观察时发现,出现的原后生动物主要为轮虫而极少出现钟虫和其它原后生动物,并且在试验过程中发现相同运行条件下的 SBR2 反应器中污泥的生物相虽然也是以轮虫为主,但有钟虫、瓢体虫等其它原后生动物出现,同时将此结果与国内最早报道好氧颗粒污泥

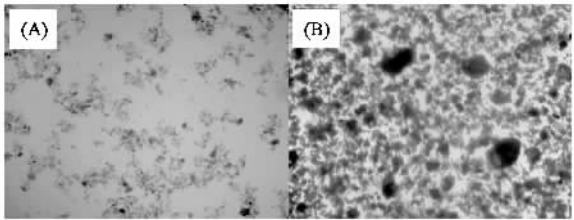


图 4 SBR1 反应器接种污泥(A)和运行后处于颗粒化阶段的污泥(B)

Fig.4 Inoculated sludge(A) and developed granules(B) from SBR1 reactor

的竺建荣等从人工模拟生活污水中得到的好氧颗粒污泥生物相描述结果进行了比较^[8],笔者认为反应器中生物相不仅决定于反应器的运行状态,更重要的是取决于反应器的进水水质.

2.2 SBR2 反应器处理效果及污泥形态的转变

SBR2 反应器启动方式与 SBR1 反应器一样,接种污泥为压滤后的好氧污泥,接种后首先闷曝 1 周

期,此时反应器中的污泥浓度为 $6.51\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,曝气量为 $83.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,启动时反应器进水 COD 为 $620.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,实际废水浓度占一半,以后逐步提高实际废水浓度,在浓度达到 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,逐步降低其中的人工配水比例直到进水全部为实际废水,SBR2 反应器交换比为 72.8%.图 5、图 6 分别给出了 SBR2 反应器中 COD 去除情况和污泥性质的变化过程.

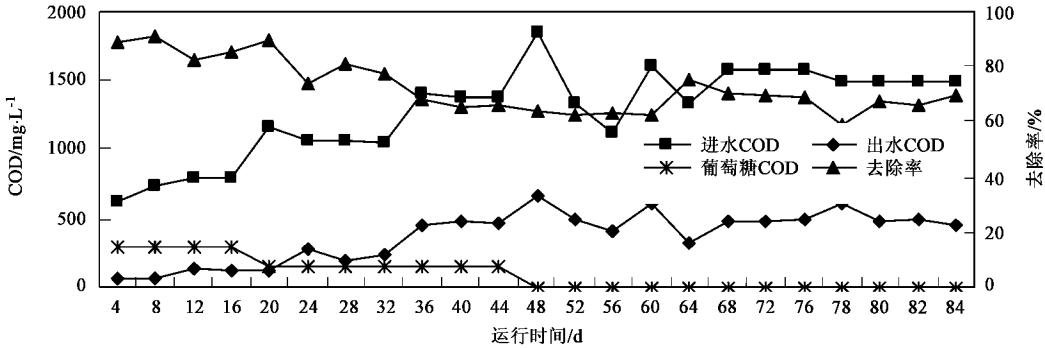


图 5 SBR2 反应器的 COD 去除效果
Fig.5 COD removal profile in SBR2 reactor

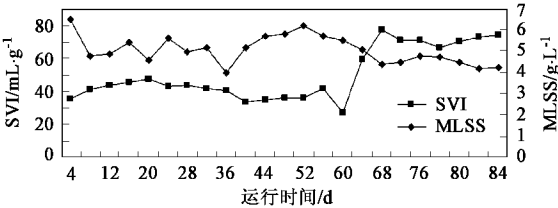


图 6 SBR2 反应器中 SVI、MLSS 测定
Fig.6 Measurements of SVI and MLSS in SBR2 reactor

由图 5 可以看出,在启动期间的 1 周时间,SBR2 反应器与 SBR1 反应器相似,由于进水中葡萄糖 COD 占 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,虽然废水浓度不断增加,但是去除率维持在 80% 以上的较高水平.在接下来的 50 d 里,由于实际废水比例的进一步增加和葡萄糖进水比例的减少,SBR2 反应器 COD 去除率较启动期间其去除率低很多,只维持在 60% 左右.在反应器启动 58 d 后系统进水由精制母液全部替换为提取母液,虽然去除率较精制母液的去除率高但一直低于 80%.因此,处理精制母液和提取母液的好氧系统也有必要加入易降解有机物来改善系统进水可生化性从而促进原实际废水中有机物的去除.对比 SBR1 反应器对冲击负荷的反应情况,可以知道 SBR2 反应器对于进水冲击负荷较为敏感,导致这种现象的原因有 2 个:首先,各种水质的冲击负荷对其驯化得到的微生物影响程度不同;此外,由于 SBR1 反应器

中生物量较 SBR2 反应器高很多并且大部分污泥都实现了污泥颗粒化,这些都使得 SBR1 反应器在抗冲击负荷和 COD 去除方面优于 SBR2 反应器.图 5 反映的是进水由精制母液替换为提取母液前后系统去除率变化情况,可以知道提取母液要较精制母液更容易降解,并且好氧系统中由精制母液驯化得到的微生物可以很快适应提取母液并取得较好的去除效果.

从图 6 可以看出,在 SBR2 反应器中污泥性质的变化虽然不是很明显但与 SBR1 反应器中污泥形态的变化相似,也是经历了污泥复活和微生物的驯化阶段,并且进行污泥形态观察时,也发现有颗粒污泥出现,但没有表现出明显的污泥颗粒化阶段,这是由试验的进水水质性质所决定的.后期,当 SBR2 反应器进水由精制母液改为提取母液后,COD 去除率上升的情况下,污泥的 SVI 持续上升也间接证实了这点(反应器从启动到此阶段,沉淀时间设定为 20 min).这说明污泥颗粒化过程不仅与进水水质有关,而且也与运行参数有关,这个结果与 Jiang 等的报道不同^[9],后者认为反应器中能否培养出好氧颗粒污泥,主要由反应器的运行参数等条件决定而不是进水水质,只是在不同基质中培养出好氧颗粒污泥所需要的工艺条件不同.

从 2 套反应器的运行过程可以看出,由于形成

好氧颗粒污泥,反应器系统表现出良好的运行性能,在进水 COD 1 000 ~ 1 500 mg·L⁻¹时去除率达到 80% 左右.处理 Vc 生产废水的 SBR 系统在进水中保证一定浓度的易降解有机物如葡萄糖或生活污水等可以大大提高 SBR 系统的 COD 去除率,并且可以缩短反应器启动时间.

2.3 调控运行参数实现反应器中好氧颗粒污泥的形成

为了在 2 套反应器系统中实现更好的污泥颗粒化,分别将 2 套系统的沉淀时间依次由 20 min 调整到 15、10、5 min,并在每种状态下稳定运行 1 周.期间,由于实际工程需要将进水 COD 调到 600 ~ 800 mg·L⁻¹范围,测定进出水 COD 时发现在各沉淀时间条件下的 COD 去除率由于 MLSS 的降低而稍有下降但变化幅度不大.因此,试验中分别测定了各沉淀时间条件下达到稳定状态时 2 套反应器中 MLSS 和 SVI 变化情况(图 7、图 8).

由图 7 可以看出,在沉降时间减少的过程中,2 套反应器中污泥的 SVI 值都在减少,说明反应器中污泥的沉降性能都在逐步得到改善.SBR1 反应器中污泥 SVI 由 36.5 降到 23.5,说明反应器中好氧污泥基本实现完全颗粒化^[10],从反应器中取出的曝气时未加任何淘洗处理的污泥照片也很好说明了这点[图 9(A)];SBR2 反应器中污泥 SVI 由 71.1 到 54.5,高于完全颗粒化时 SVI 值范围,由 SBR2 反应器中颗粒污泥照片[图 9(B)]可以知道,在沉降时间为 5 min 时,反应器中仍然存在部分絮状污泥,并有少量丝状微生物存在于絮状污泥中,因此,未完全颗粒化和丝状微生物的生长是造成 SBR2 反应器中污泥沉降性能较差的根本原因.图 8 中,沉降时间是作为培养好氧颗粒污泥的一个选择压,短的沉降时间会使

反应器中沉降性能差的污泥随出水被排出,从而使 2 套反应器中 MLSS 减少,这就使反应器中的污泥负荷在短时间内发生变化,这种效果是单单减少污泥量或仅仅提高有机负荷所不能实现的,这也是本试验中通过调整沉降时间达到 2 反应器好氧污泥颗粒化的根本原因.2 套反应器中生物量不高说明反应器还未达到稳定状态,当污泥完全颗粒化并逐步实现稳定的过程中 MLSS 会随着颗粒化的不断进行而不断上升,但本试验由于一些实际问题只作到污泥好氧颗粒化后就终止了试验.

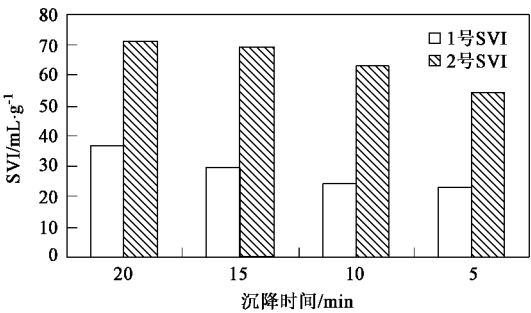


图 7 反应器中 SVI 测定
Fig. 7 SVI measurements

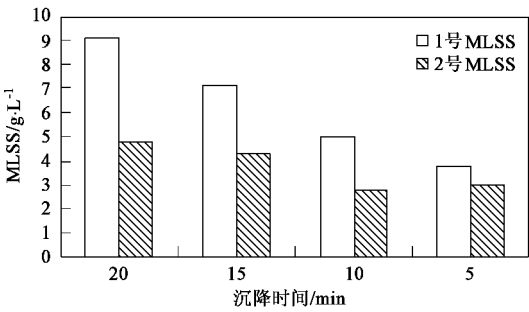


图 8 反应器中 MLSS 测定
Fig. 8 MLSS measurements

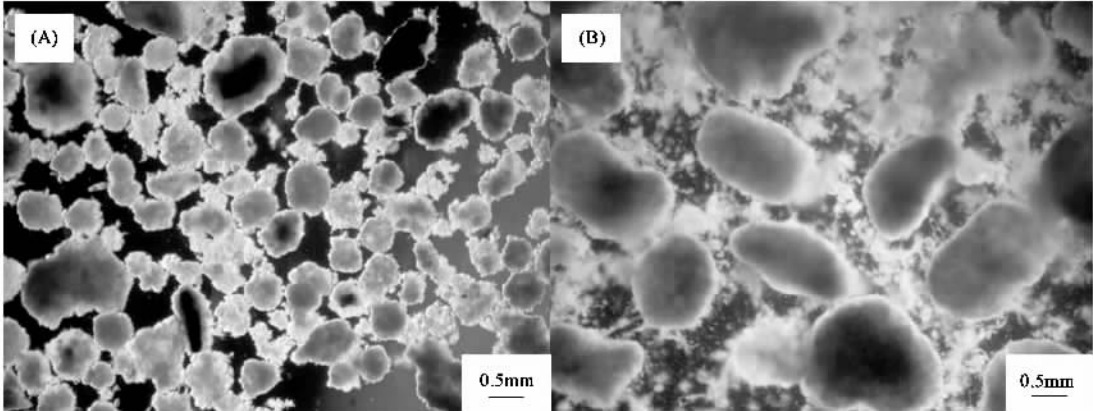


图 9 SBR1(A)和 SBR2(B)反应器中未经淘洗处理的好氧颗粒污泥照片
Fig. 9 Photographs of the granules in SBR1(A) and SBR2(B)

图 9 为反应器中沉降时间为 5 min 时未加任何淘洗处理的颗粒污泥照片。由图 9 可知,由于进水水质不同,2 套反应器在相同的工艺条件下得到的颗粒污泥性质不同。在 SBR1 反应器中,污泥实现完全颗粒化,得到的颗粒粒径为 0.2 ~ 1 mm,沉降速度为 9.6 ~ 53.2 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$,平均沉降速度 31.2 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$; SBR2 反应器中污泥部分颗粒化,得到的好氧颗粒粒径范围为 0.5 ~ 2.5 mm,沉降速度处于 9.6 ~ 47.5 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$,平均沉降速度 26.3 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

为考察反应器中培养出的好氧颗粒污泥活性,分别测定了 2 套反应器中颗粒污泥的耗氧呼吸率和各自的 VSS/SS,如图 10、11 所示。从图 10 知道,2 套反应器中得到的好氧颗粒污泥的活性较接种污泥都有了很大幅度的提升;另一方面,SBR2 反应器中污泥活性要高于 SBR1 反应器中颗粒污泥活性,可能的原因有 2 点:①SBR2 反应器中 MLSS 较低使得其负荷较 SBR1 反应器污泥负荷高,一般情况下高有机负荷易于形成活性较高的好氧颗粒污泥;②SBR2 系统中污泥的 VSS/SS 较 SBR1 系统高(如图 11 所示),因此单位重量的污泥所含的微生物数量也较多从而也会导致 2 号系统中污泥 OUR 较高。

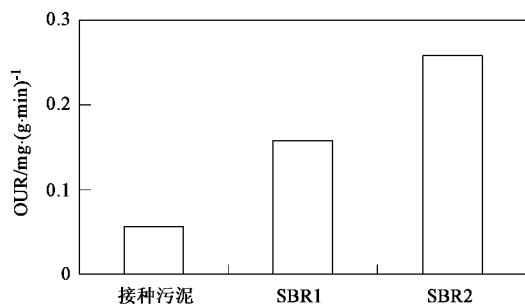


图 10 SBR1 和 SBR2 中污泥活性测定

Fig. 10 OUR in SBR1 and SBR2

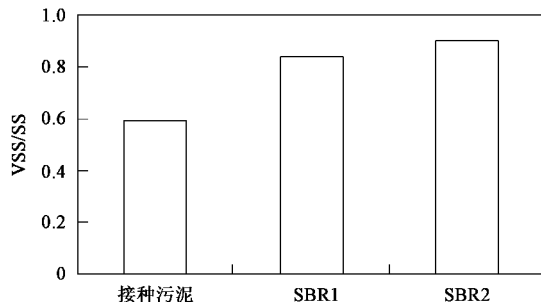


图 11 SBR1 和 SBR2 污泥 VSS/SS 测定

Fig. 11 VSS/SS in SBR1 and SBR

3 结论

(1)利用高浓度难生物降解 V_c 生产废水可以培

养出好氧颗粒污泥,其形成过程经历了污泥复活、污泥驯化和污泥颗粒化 3 个阶段。其中,处理转化母液反应器中污泥实现完全颗粒化,得到的好氧颗粒污泥粒径为 0.2 ~ 1 mm,沉降速度处于 9.6 ~ 53.2 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$,平均沉降速度 31.2 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$;处理精制或提取母液反应器中污泥部分颗粒化,得到的颗粒粒径范围为 0.5 ~ 2.5 mm,沉降速度处于 9.6 ~ 47.5 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$,平均沉降速度 26.3 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

(2)由于形成好氧颗粒污泥,反应器系统表现出良好的运行性能,在进水 COD 1 000 ~ 1 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时去除率达到 80% 左右。如果反应器进水中补充加入一定浓度的易降解有机物,处理系统的去除效率还可进一步提高并能缩短启动时间。

(3)通过观察和比较进水水质不同的好氧反应器中颗粒污泥生物相发现,颗粒污泥中出现的原后生动物的种类及生物相的丰富程度不仅与反应器的运行状态有关,更重要的是取决于反应器中的进水水质。

(4)在反应器运行控制过程中沉降时间是培养好氧颗粒污泥的一个关键控制参数,它既可以去除反应器中沉降性差的絮状污泥还可以在短时间内调节反应器中的运行负荷,从而促进反应器中好氧污泥的颗粒化。

参考文献:

- [1] 杨景亮, 罗人明, 黄群贤. UASB + AF 处理维生素 C 废水的研究[J]. 环境科学, 1994, 15(6): 54 ~ 58.
- [2] 李亚静, 孙力平. 水解酸化提高维生素 B_1 生产废水可生化性试验研究[J]. 天津城市建设学院学报, 2005, 11(1): 56 ~ 58.
- [3] Zhu J R, Liu C X, Wilderer P A. Bio-P removal profile of aerobic granular activated sludge (AGAS) from an anaerobic/aerobic SBR system[A]. In: IWA. 1st International Symposium on Aerobic Granule Sludge Workshop[C]. Germany: Munich, 2004.
- [4] Schwarzenbeck N, Wilderer P A. Treatment of food industry effluents in a granular sludge SBR[A]. In: WEM. Aerobic Granular Sludge[C]. 2005. 95 ~ 102.
- [5] 国家环保局. 水与废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 106 ~ 110, 354 ~ 367.
- [6] 刘红, 闫怡新, 王文燕, 等. 低强度超声波改善污泥活性[J]. 环境科学, 2005, 26(4): 124 ~ 128.
- [7] 王芳, 杨凤林, 张兴文, 等. 不同有机负荷下好氧颗粒污泥的特性[J]. 中国给水排水, 2004, 20(11): 46 ~ 48.
- [8] 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒污泥的培养及理化特性的研究[J]. 环境科学, 1999, 20(2): 38 ~ 41.
- [9] Jiang H L, Tay J H, Tay S T L. Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol[J]. Lett Appl Microbiol, 2002, 35: 439 ~ 445.
- [10] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. Water Res, 1999, 33: 2283 ~ 2290.