

高硫抗生素废水微好氧连续处理系统的进水负荷效应研究

李慧君, 孙晶艳, 张燕燕, 郑少奎*

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875)

摘要: 在 14~18℃ 条件下探讨了不同进水负荷对高硫抗生素废水微好氧连续处理系统的处理效果和污泥中细菌、酵母菌含量的影响。结果表明, 在低负荷 [$\text{COD} = 2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$] 条件下, 污泥以细菌为优势菌群(细菌含量为 96%), 污泥浓度和污泥脱氢酶活性($\text{TF}/\text{MLSS} \cdot t$) 分别为 $300 \text{ mg}/\text{L}$ 、 $4\,300 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 污泥 $\text{SVI} = 35 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, COD 去除率仅为 13%; 当升高负荷至初始负荷的 5 倍和 10 倍时, 污泥中以酵母菌为优势菌(酵母菌含量分别为 67% 和 71%), 污泥浓度分别为 $2\,300$ 、 $1\,500 \text{ mg}/\text{L}$, 污泥 DHA 活性($\text{TF}/\text{MLSS} \cdot t$) 分别为 $9\,600$ 、 $10\,800 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 污泥 SVI 值分别为 160、110 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$, COD 去除率升高到 40%~50%, 进水负荷对污泥微生态构成和系统处理效果均具有显著影响。

关键词: 负荷; 微生态; 抗生素废水; 酵母菌; 细菌

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)09-2598-05

Performance of Micro-aerobic Continuous Treatment System for Sulfate-Ridden Antibiotic Wastewater at Varied Influent Loadings

LI Hui-jun, SUN Jing-yan, ZHANG Yan-yan, ZHENG Shao-kui

(State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: Performance of a lab-scale micro-aerobic continuous treatment system for sulfate-ridden antibiotic wastewater, i. e., the treatment efficiencies, sludge SVI values and DHA activities, and the contents of yeasts and bacteria in sludge, were investigated at 14-18℃ when varied influent loadings COD of 2-21 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ were used. At an influent loading COD of 2 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, bacteria were preponderant in the microbial community in the sludge with a content of 96%, the sludge had MLSS , DHA activity ($\text{TF}/\text{MLSS} \cdot t$), and SVI levels of $300 \text{ mg}/\text{L}$, $4\,300 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, and $35 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, respectively, the system achieved a COD removal of 13%. When the influent loadings went up to 5 and 10 times higher than that at the first phase, i. e., 9 and 21 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, it was yeasts' turn to be preponderant in the sludge with contents of 67% and 71%, respectively, the MLSS levels amounted to 2 300 and 1 500 mg/L respectively, the DHA activity ($\text{TF}/\text{MLSS} \cdot t$) of 9 600 and 10 800 $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, and the SVI values of 160 and 110 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$, were achieved individually, the COD removal was greatly improved up to 40%-50%. It showed that influent loadings had remarkable influence on the treatment performance and microbial community structure of the system.

Key words: loading; microecology; antibiotic wastewater; yeast; bacterium

长期以来, 90% 以上的城市污水处理厂都以活性污泥法作为处理工艺的核心^[1], 它以细菌作为曝气池污泥优势微生物, 进水有机负荷 COD 较低 [$0.6 \sim 0.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]^[2], 当有机负荷过高时易发生污泥膨胀, 因而活性污泥法通常用于低浓度污水如城市污水的处理。与之相应, 近 20 年来出现的酵母菌处理技术则以酵母菌为优势微生物, 该技术能耐受极高的进水有机负荷 [BOD_5 通常为 $8 \sim 10 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$], 最高可达到 $18 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]^[3-5], 是常规活性污泥法适用负荷的数倍, 被应用于 BOD_5 达到数万 mg/L 的高浓度有机废水(如高含油废水、味精发酵废水等)的处理^[6]。除 pH 控制水平不同外(活性污泥系统在中性条件下运行, 而酵母处理技术在弱酸性条件下运行), 在这 2 类生物处理系统中不仅存在有机负荷水平的巨大差别, 而且还存在酵母

和细菌含量的差别^[3-5]。有机负荷水平是否是连续处理系统中酵母菌和细菌含量的主要影响因素, 有机负荷水平与 pH 水平对连续处理系统中酵母菌和细菌含量的影响和相互关系, 均有待深入研究。

本实验以厌氧工艺难以直接处理的难降解高硫酸盐高浓度抗生素废水(简称高硫抗生素废水)作为研究对象, 探讨不同容积负荷 COD [2 、 21 、 $9 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$] 下高硫抗生素废水微好氧连续处理系统中细菌、酵母菌含量变化情况以及相应的污染物去除效果, 试图阐明酵母处理技术作为一种新兴废水生物处理技术的适用范围和基本特征, 以期为其在

收稿日期: 2008-10-14; 修订日期: 2008-12-29

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2006CB403306)

作者简介: 李慧君(1981~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: lihuijunle@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zshaokui@yahoo.com.cn

高浓度有机废水中的广泛应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 抗生素废水与降解菌群

试验用抗生素废水取自华北制药厂三废治理中心,以青霉素为主,还含有少量的头孢类抗生素,其水质特征如下: COD 10 000 ~ 16 000 mg•L⁻¹, SS 100 ~ 1 500 mg•L⁻¹, BOD₅ 4 000 ~ 10 000 mg•L⁻¹, TN 450 ~ 750 mg•L⁻¹, TP 80 ~ 150 mg•L⁻¹, SO₄²⁻ 7 000 ~ 8 000 mg•L⁻¹, pH 3.0 ~ 5.0.在原废水中通过补加食品级葡萄糖来获得较高的 COD 浓度(用于高负荷运行阶段),同时按原废水 BOD₅/N/P 水平等比例补加氮磷.

微生物土样取自北京师范大学生物园果树下的表层土壤,其富集培养采用经典的多次批量培养方法,详细过程参照文献[7],待培养结束后离心收集培养物,作为接种微生物.

1.2 连续小试装置和操作条件

连续小试处理系统装置主要包括配水箱、曝气柱与沉淀柱 3 个部分,如图 1 所示,配水箱(体积为 10 L 的下口瓶)中的废水经隔膜泵泵入有机玻璃曝气柱(φ20 cm×100 cm,有效容积 25 L),曝气柱顶部盖板上固定有 pH 电极、ORP 电极、加热棒等,底部安装有曝气砂头,由流量计控制气体流量,出水自流入沉淀柱(φ 10 cm×30.6 cm,有效容积 2.4 L).

在曝气柱中加入已调好 pH 的废水(4.0 ~ 4.5),通过自控系统使柱中 pH 维持在 4.5 左右,控制通气 DO 保持在 0 ~ 0.5 mg•L⁻¹,进水流量控制在 3.5 mL•min⁻¹,水力停留时间为 120 h.系统运行 35 d,在整个连续小试试验期间曝气柱混合液温度为 14 ~ 18℃,每天测试曝气柱进水、沉淀柱出水 pH、COD 以及曝气柱 MLSS、污泥 SVI 值和脱氢酶活性(DHA)等指标.在稳定运行期采用扫描电镜(SEM)观察曝气柱污泥显微形态,并采用荧光原位杂交-流式细胞术(FISH-FCM)方法分析污泥中酵母和细菌比例.在系统运行过程中没有污泥回流.连续小试 3 阶段进水 COD 浓度、通气量和容积负荷如表 1 所示.

表 1 连续试验不同时期的进水 COD 及容积负荷和通气量

Table 1 Influent COD, loading volume and air volume at different stages

指标	时间/d		
	1 ~ 8	9 ~ 20	21 ~ 35
进水 COD/mg•L ⁻¹	10 600 ± 100	104 000 ± 1 200	43 200 ± 900
通气量/L•d ⁻¹	12 ± 0	48 ± 0	60 ± 0
容积负荷(COD)	2 ± 0	21 ± 0	9 ± 0
/kg•(m ³ •d) ⁻¹			

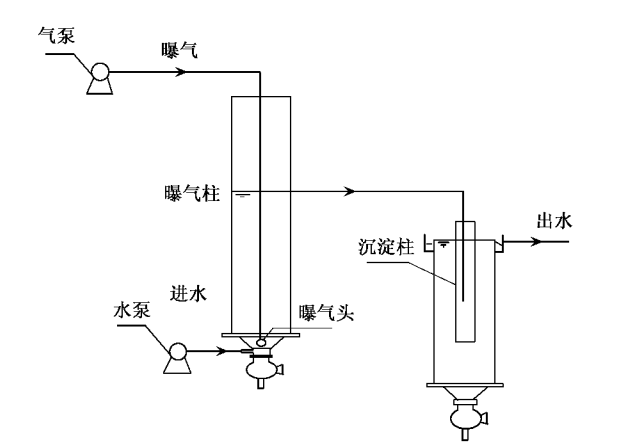


图 1 连续小试处理系统示意
Fig.1 Sketch of the continuous treatment system

1.3 FISH-FCM 分析方法

采用细菌通用探针 EUB338^[8],探针核苷酸序列为 5'-GCTGCCTCCCGTAGGACT -3', 5'端用荧光染料 Cy5 修饰(激发波长 649 nm,最大发射波长 670 nm,荧光颜色为紫色);通用酵母探针为 PF2^[9],探针的核苷酸序列为 5'-CTCTGGCTTCACCCTATTC-3', 5'端用荧光染料 Cy3 修饰(激发波长 550 nm,最大发射波长 570 nm,荧光颜色为红色).将离心后微生物样品与 4%的多聚甲醛溶液混合,在 4℃条件下避光固定 4 h,然后用磷酸盐缓冲溶液(PBS, pH7.2)离心洗涤 3 次,用 PBS/乙醇 = 1/1(质量比)液稀释至 10⁸ ~ 10⁹ 个/mL,放置于 -20℃下备用.

向 92.5 μL 已预热至 46℃的杂交缓冲液(0.9 mol/L NaCl, 0.01% SDS, 20 mmol/L Tris-HCl, 20% 甲酰胺, pH 7.2)中依次加入 5 μL 已固定的微生物样品和 2.5 μL 浓度为 100 ng•μL⁻¹的探针(EUB338 或 PF2),在 46℃恒温下杂交 3 h.将杂交后的微生物样品离心、洗涤 20 min(洗涤液成分为 0.01% SDS, 20 mmol/L Tris-HCl, 148 mmol/L NaCl, 预热至 46℃)后备用.流式细胞仪(FACSCalibur, Becton Dickinson, USA)内含 488 nm 氩离子激光器和 635 nm 红色二极管激发器.对于 SYTOX 染料与核酸结合所发出的荧光同时使用 FL1 通道(515 ~ 545 nm)和 FL2 通道(564 ~ 606 nm)检测,对于探针上标记的 Cy3 和 Cy5 发出的荧光,通过 FL2 通道(564 ~ 606 nm)和 FL4 通道(653 ~ 667 nm)来检测,并测量前向散射光(FSC-H)和测向散射光(SSC-H).将已杂交或染色处理的微生物样品加入绝对计数管中(TruCount tube, Becton Dickinson, USA)并送入流式细胞仪,根据 CellQuest 软件(Becton Dickinson, USA)分析结果即可计算出样品

中微生物浓度。

1.4 水质分析方法

废水水质指标检测均采用国家标准方法,其中 COD 采用重铬酸钾法(GB11914-89); MLSS 采用重量法(GB11901-89), BOD₅ 采用 BOD 测定仪; pH 采用 HI8124 便携式 pH 计; DO 采用 HI9143 便携式 DO 仪; 脱氢酶活性的测定采用 TTC-脱氢酶活性测定法^[10]。

2 结果与讨论

2.1 不同负荷阶段处理效果

连续小试试验过程中该系统 COD 去除效果见图 2 所示,根据 COD 去除情况确定稳定运行期,在各阶段稳定运行期内各指标值情况列于表 2 中。结合图 2 和表 2 可以看出,在第 I 阶段容积负荷 COD 为 2 kg/(m³·d),通气量为 12 L·d⁻¹就可保证系统处于微好氧状态(表 1),COD 去除率为 13%,曝气柱 MLSS 浓度为 300 mg·L⁻¹,污泥 DHA 活性(TF/MLSS·t)为 4 343 mg/(g·h),污泥 SVI 值仅为 35 mL·g⁻¹;在第 II 阶段,随着进水负荷升至初始负荷的 10 倍[21 kg/(m³·d)],系统通气量必须达到第 I 阶段 4 倍时才能保证系统 DO 条件的稳定(表 1),此时 COD 去除率可达到 46%~50%,MLSS 值、DHA 值和 SVI 值分别达到第 I 阶段的 5 倍、2 倍和 5 倍;在第 III 阶段,当进水负荷降至初始负荷的 5 倍时,与第 II 阶段相比,COD 去除率下降了 10%,SVI 值降低了 1/4,通气量与曝气柱 MLSS 浓度均略有增加,污泥 DHA 活性值几乎保持不变。在上述 3 个阶段内,污泥黏度较低,且维持在相同水平。

2.2 微生态分析结果

2.2.1 扫描电镜分析结果

不同负荷条件下污泥的电镜扫描照片(×5 000)

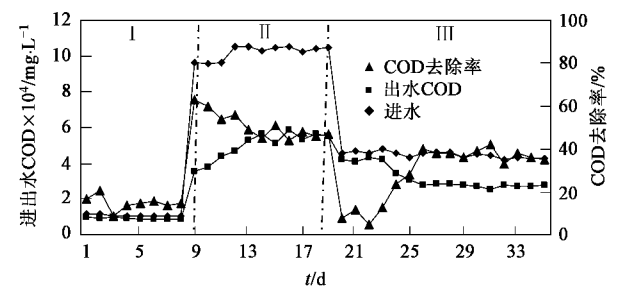


图 2 不同负荷阶段 COD 去除效果

Fig.2 COD removal at different loading stages

表 2 不同负荷阶段稳定期系统运行效果

Table 2 Performance of the treatment system at three steady stages

指标	阶段 I	阶段 II	阶段 III
进水 COD/mg·L ⁻¹	10 600 ± 100	104 000 ± 1 200	43 200 ± 9 00
出水 COD/mg·L ⁻¹	9 100 ± 200	54 400 ± 2 100	30 200 ± 800
COD 去除率/%	13 ± 2	48 ± 2	38 ± 3
曝气柱中 MLSS /mg·L ⁻¹	300 ± 30	1 500 ± 50	2 300 ± 70
DHA 活性/ mg·(g·h) ⁻¹	4 300 ± 300	10 800 ± 500	9 600 ± 300
黏度/mPa·s	4	4	4
SVI/mL·g ⁻¹	35 ± 4	160 ± 10	110 ± 10

如图 3 所示,可以看出,在第 I 阶段(图 3a),降解菌群中主要是一些杆状的微生物,宽度 1 μm 左右,初步分析认为是杆状细菌。在第 II、III 阶段(图 3b、图 3c),从扫描电镜照片可以看到,2 个阶段污泥中微生物形态和大小非常相似,并与第 I 阶段(图 3a)有显著差别,其优势微生物形态大小单一,直径均较大(达到 3~5 μm),圆形或椭圆形,有的细胞上有明显的出芽繁殖现象,据此初步判断 II、III 阶段优势微生物为酵母菌。

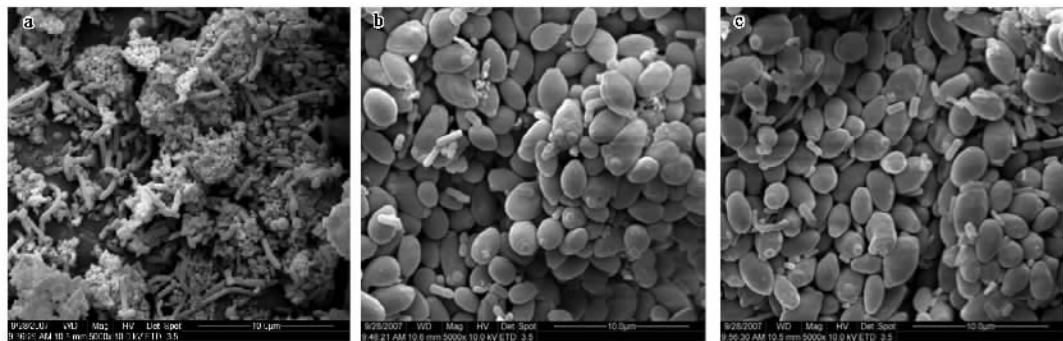


图 3 不同负荷条件下微生物形态的扫描电镜图(×5 000)

Fig.3 SEM photos of cultures obtained at different loading levels(×5 000)

2.2.2 FISH-FCM 分析

本研究采用 FISH-FCM 方法检测了不同负荷条件下污泥中细菌和酵母菌的含量,FCM 结果如图 4 所示,在流式细胞仪双通道散点图中,细菌集中在左上区域,酵母则集中在右下区域,而左下区域和右上区域分别为双阴性区域和双阳性区域,圆点密度代表相应微生物的浓度水平.通过流式细胞仪对样品

中的酵母与细菌数量分别计数后,由 CellQuest 统计检验细菌和酵母含量表明:第Ⅰ阶段细菌含量高达 96%,酵母菌含量仅为 4%,细菌占明显优势;在第Ⅱ阶段酵母菌含量增至 71%,而细菌含量降至 29%,酵母菌成为优势菌;第Ⅲ阶段,酵母菌含量降至 67%,细菌含量则增至 33%,但酵母菌仍为优势菌.FISH-FCM 结果验证了通过 SEM 显微照片观察到的结果.

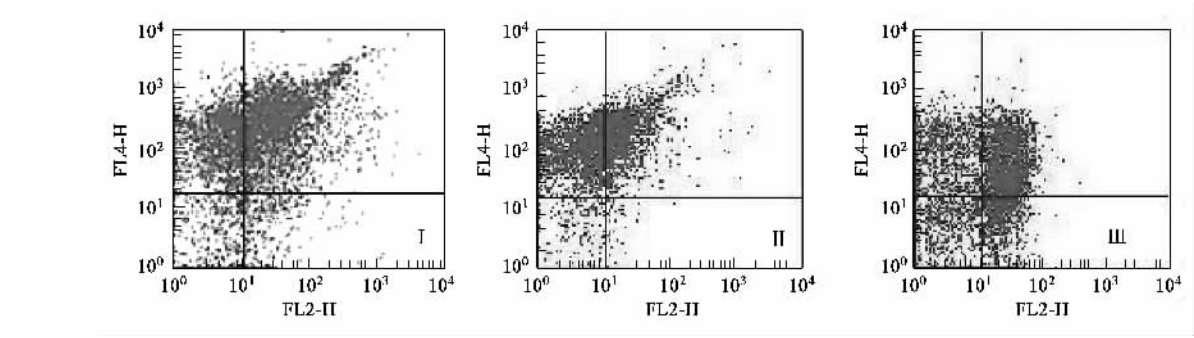


图 4 FCM 二维散点图
Fig.4 FCM analysis of three different cultures

2.3 高硫抗生素废水连续处理系统的进水负荷效应

从高硫抗生素废水微好氧连续处理系统在不同进水负荷条件下的运行效果可以看出,在接近常规活性污泥法的低负荷条件下运行时,污泥中细菌占据绝对优势地位(96%),并且曝气柱 MLSS 浓度较低;而进水负荷升高至初始负荷 5 倍和 10 倍时不仅曝气柱 MLSS 浓度明显上升,而且酵母菌开始在污泥中占据优势地位(67%~71%).由此可见,进水负荷会极大地影响连续流处理系统中细菌和酵母菌含量,较高(低)的进水负荷有利于酵母菌(细菌)形成优势群体,或者说,只有在较高的进水负荷下酵母菌才能在处理系统中形成优势群体.汪严明等^[11]在利用酵母菌处理油田钻井废水时也观察到由于有机物缺乏酵母菌细胞出现解体,在短时间内导致酵母菌生物量迅速下降,这从另外一个侧面反映了酵母菌作为一种耐高渗、耐高糖基质微生物对生存环境中底物浓度的要求,由此可见,酵母菌处理技术与常规活性污泥系统在负荷水平上的巨大差异实际上是由于酵母菌和细菌适应不同的废水负荷范围而产生的.

此前许多研究均已表明,酵母菌系统可以获得远高于细菌系统的基质比去除速度,从而能够更快地降解有机污染物^[3,5],本研究也表明当酵母菌形成优势群体时污泥 DHA 活性达到细菌系统的 2 倍,COD 去除率也显著增加.然而,即使在高负荷条件

下酵母菌已在降解菌群中占据了优势地位,但处理系统中仍存在较高浓度的细菌(29%~33%),表明酵母菌处理系统并非纯粹的酵母菌处理系统,而是一种以酵母菌为主体而以细菌为辅的生物处理系统.

在本研究中,进水负荷的提高使酵母菌含量和曝气柱 MLSS 浓度大幅度增加的同时,SVI 值也达到第 1 阶段的 3~5 倍.常规活性污泥法在负荷过高时出现 SVI 偏高的现象被认为与大量有机物未及代谢而在胞外形成大量黏性的多糖类物质有关,此时菌体的亲水性增加,很难沉淀压缩而导致污泥沉降性能变差^[12],而本研究中由于存在微生物生物量的显著增加而难以采用 SVI 值作为污泥沉降性的判据,这可从本研究 3 阶段污泥黏度值保持不变可以看出(表 2).

本研究 3 阶段污染物去除率均较低,特别是酵母占优势的第Ⅱ、Ⅲ段 COD 去除率远低于同类研究水平.例如,当油脂加工废水 COD、BOD₅ 分别为 39 300、18 200 mg·L⁻¹时,酵母菌处理技术中试装置 1 a 内 COD、BOD₅ 去除率均稳定在 93%以上^[3];利用酵母菌系统处理高氨味精废水(COD 25 000 mg·L⁻¹)时,COD 去除率维持在 80%以上^[4].与上述 2 类废水相比,尽管高硫抗生素废水生物可降解性极差,但前期研究表明 COD 去除率仍可达到 61%^[7],远高于本研究的 COD 去除率,并且在第Ⅱ和Ⅲ阶段,由于食品级葡萄糖的添加,废水中可生物降解有机物浓

度显著增大,此时较低的 COD 去除率绝不能简单地归结为废水水质特征的影响,分析可能有如下 2 个原因:①低温.酵母菌最适生长温度为 25 ~ 30℃,研究报道的酵母菌处理系统大多都在 28 ~ 30℃ 下运行^[4,5,13],而本研究中处理系统在 14 ~ 18℃ 之间运行,而温度影响微生物生长和繁殖,同时也影响微生物对污染物的代谢速度和活性^[12,14];②缺乏降解菌群富集培养过程.针对废水水质特征通过批量富集培养方式获得降解能力突出的降解菌群已被许多研究者所接受,其优良的降解效果也已得到证明^[4,5,15,16],而本研究中酵母菌系统的形成是由于污泥负荷的升高在开放式反应器中自然形成的,并没有经过筛选驯化过程,因此可能导致连续处理系统的污染物去除率较低.

利用酵母和细菌在最适 pH 范围的差异,pH 在批量处理系统中可以成功用于调控酵母和细菌含量,在 pH 4.0 ~ 5.0 和 pH 6.5 ~ 7.5 的范围内分别得到了酵母菌和细菌占绝对优势的降解菌群(分别为 88% 和 98%)^[7].而从第 I 阶段运行情况可以看出,尽管曝气柱 pH 控制在 4.5 的较低水平,系统中并未出现酵母菌占优势的情况,反而细菌占据了绝对优势地位,较低的 pH 水平尽管能够显著影响批量处理系统中酵母和细菌含量,但并不影响连续处理系统中 2 类微生物含量.分析认为批量培养过程之初基质浓度以及 F/M 值处于较高水平,在较低 pH 水平控制下更适应高浓度基质的酵母菌快速生长起来,并迅速形成优势群体,这与本研究中较低 pH 条件下由于进水负荷大幅升高酵母菌开始形成优势群体的现象相一致,由此可见,在连续处理系统中只有影响酵母菌和细菌含量的因素(低 pH 和高负荷)同时具备的条件下才有利于酵母菌形成优势群体,在其它情况都有可能形成细菌占优势的局面.此外,本研究结果表明,即使在较低温度条件下酵母仍能形成优势,表明温度并不是影响连续处理系统中酵母和细菌含量的关键因素.

3 结论

(1) 容积负荷对抗生素废水连续处理系统中降解菌群的构成具有显著影响.在初始低负荷[COD = 2 kg/(m³·d)]条件下,污泥浓度为 300 mg·L⁻¹时,降解菌群以细菌为优势菌群,细菌比例达到 96%;当进水负荷提高到初始负荷的 5 倍和 10 倍,污泥浓度分别为 2 300、1 500 mg·L⁻¹时,降解菌群均是以酵母

菌为优势菌,酵母菌比例达到 67% ~ 71%,而且有机物去除率也大幅度升高到 46% ~ 50%.只有当高负荷和低 pH 值同时满足时酵母菌才能在处理系统中占据优势地位.

(2) 酵母菌处理技术与常规活性污泥系统在负荷水平上的巨大差异实际上是由于酵母菌和细菌适应不同的废水负荷范围而产生的.

参考文献:

- [1] Ilse Y S, Ephraim N B, Jeroen D, *et al.* Dynamic modeling of filamentous bulking in lab-scale activated sludge processes[J]. *J Process Contr*, 2006, **16**: 313-319.
- [2] 郑少奎.酵母菌处理技术在色拉油加工废水处理中的应用研究[D].北京:中国科学院生态环境研究中心,2001.
- [3] Chigusa K, Hasegawa T, Yamamoto N. Treatment of wastewater from oil manufacturing plant by yeasts[J]. *Wat Sci Technol*, 1996, **34**: 51-58.
- [4] Yang Q X, Yang M, Zhang S J, *et al.* Treatment of high strength fermentative wastewater with successive yeast and activated sludge system[J]. *Process Biochem*, 2005, **40**(7): 2483-2488.
- [5] Zheng S K, Yang M, Li W Z, *et al.* Study on sludge expansion during the treatment of salad oil manufacturing wastewater by yeasts[J]. *Environ Technol*, 2001, **22**: 533-542.
- [6] 杨清香,贾振杰,潘峰,等.酵母菌在废水处理中的应用[J].*环境污染治理技术与设备*, 2005, **6**(2): 1-5.
- [7] 全铁铮,张燕燕,郑少奎,等.抗生素废水批量处理的 pH 调控及其影响[J].*环境科学*, 2008, **29**(2): 338-343.
- [8] Amann R I, Krumholz L, Stahl D A. Fluorescent-oligo-nucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology[J]. *J Bacteriol*, 1990, **172**: 762-770.
- [9] Kempf V A J, Trebesius K, Autenrieth I B. Fluorescent *In Situ* Hybridization Allows Rapid Identification of Microorganisms in Blood Cultures[J]. *J Clin Microb*, 2000, **38**(2): 830-838.
- [10] 朱南文,闵航,陈美慈. TTC-脱氢酶测定方法的探讨[J]. *中国沼气*, 1996, **14**(2): 3-5.
- [11] 汪严明,杨敏,郑少奎,等.用酵母菌处理油田钻井废水的研究[J]. *环境科学*, 2002, **23**(5): 72-75.
- [12] 李建政.环境工程微生物学[M].北京:化学工业出版社,2004. 86-87.
- [13] 黑亮,杨清香,杨敏,等.利用酵母菌处理高浓度味精废水的连续小试[J]. *环境科学*, 2002, **23**(4): 62-66.
- [14] 杨柳燕,肖琳.环境微生物技术[M].北京:科学出版社,2004. 41.
- [15] Zheng S K, Yang M, Yang Z F, *et al.* Biomass production from glutamate fermentation wastewater by the co-culture of *Candida halophila* and *Rhodot orulaglutinis*[J]. *Bioresource Technol*, 2005, **96**: 1522-1524.
- [16] Yang Q X, Yang M, Hei L, *et al.* Using ammonium-tolerant yeast isolates: *candida halophila* and *rhodotorula glutinis* to treat high strength fermentative wastewater[J]. *Environ Technol*, 2003, **24**: 383-390.