

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2013.05.010

下向流曝气生物滤池工艺处理藻浆压滤液 特性及微生物种属分析

张文艺¹, 罗鑫^{1,2}, 韩有法¹, 李仁霞¹, 刘芳¹

(1. 常州大学 环境与安全工程学院, 江苏 常州 213164; 2. 南通市产品质量监督检验所, 江苏 南通 226002)

摘要:对从太湖打捞的蓝藻进行离心脱水后获得藻浆压滤液, 其中含有大量藻类细胞液, N、P 以及微囊藻毒素(MC-LR)含量较高, 如不经处理直接排放, 必将引起二次污染。采用下向流曝气生物滤池(BAF)工艺处理藻浆压滤液, 考察了对 COD、氨氮、TN、TP、MC-LR 等污染物的去除效果。结果表明, 当水力负荷为 $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时, 出水 COD、氨氮、TN、TP、MC-LR 平均去除率分别为 73.4%、91.6%、39.6%、13.2% 和 88.3%。出水 COD、氨氮达到《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918-2002)》中的一级 A 标准, MC-LR 低于《生活饮用水卫生标准(GB 5749-2006)》的限值。对 BAF 系统中微生物种属进行分析, 通过构建系统发育树确定其优势菌种分别为赖氨酸杆菌、气单胞菌、芽孢杆菌、不动杆菌、无色菌、梭状杆菌和假单胞菌, 启动期投加的藻毒素降解菌 T1 在 BAF 系统中生长良好并形成优势菌种。

关键词:藻浆压滤液; 曝气生物滤池; 生物降解; DNA 提取; 菌种鉴定; 系统发育

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2013)05-0055-07

Biological Aerated Filter for Algae Pulp Filtrate Treatment and the Analysis of Microbial Species

Zhang Wenyi¹, Luo Xin^{1,2}, Han Youfa¹, Li Renxia¹, Liu Fang¹

(1. School of Environmental and Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, Jiangsu, P. R. China;

2. Nantong Products Quality Supervision and Inspection Institute, Nantong 226002, Jiangsu, P. R. China)

Abstract: When the salvaged cyanobacteria was dehydrated by centrifugation, the algae pulp filtrate produced. And there were a large number of algae cell sap, nitrogen, phosphorus, and algae toxin. If it is discharged into water directly, it would cause secondary pollution. The downward-flow biological aerated filter was used to treat the algae pulp filtrate, and the removal effect of COD, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN, TP and MC-LR was investigated. The result showed that the average removal rate of COD, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN, TP and MC-LR were 73.4%, 91.6%, 39.6%, 13.2% and 88.3% respectively under the condition that the hydraulic loading was for $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. The COD and $\text{NH}_3\text{-N}$ meet standard A of the first class in "Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant"(GB18918-2002), and the concentration of MC-LR is lower than the limit of "Standards for Drinking Water Quality"(GB 5749-2006). The microbial species in biological aerated filter was analyzed. The dominant bacteria were Lysinibacillus, aeromonas, bacillus, acinetobacter, achromobacter, bacillus, fusiformis, and pseudomonas respectively determined by constructing phylogenetic tree. The cyanobacteria toxin degradation bacterium of T1 which was put in biological aerated filter in start-up grew well and form certain advantages.

收稿日期: 2012-09-09

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07301-001); 江苏省自然科学基金(BY2012100); 安徽省自主创新专项(12010402103)

作者简介: 张文艺(1968-), 男, 博士, 教授, 主要从事水污染控制与生态修复研究, (E-mail) zwy@jpu.edu.cn.

Key words: algae pulp filtrate, biological aerated filter, biodegradation, DNA extraction, strain identification, phylogeny

近 20 年来,由于水体富营养化导致湖泊和水库水华频发现象引起了公众的关注。“三湖”之一的太湖水体富营养化严重,几乎每年夏季爆发蓝藻水华。2007 年太湖蓝藻事件以来,环太湖沿岸地区已相继建设了数十个蓝藻集中打捞点和藻水分离站,在每年的 4 月初至 10 月底这段蓝藻爆发期间运行,处理方法主要是先用吸藻船打捞出蓝藻藻液并输送至分离站,再经气浮后形成藻浓度更高的藻浆,藻浆经加药絮凝后离心脱水,脱水后的固体物为泥渣,液体称之为压滤液。这种蓝藻打捞及藻浆压滤处理的方法为中国太湖等少数蓝藻爆发地区特有的应急处理方法,国外未见报道,中国也未见藻浆压滤液处理的报道。

由于离心压滤过程中大量藻细胞破损或死亡,使得藻细胞内物质释放到水体中,造成藻浆压滤液含有高浓度的 N、P 以及微囊藻毒素(microcystins, MCs)^[1]。N、P 是引起水体富营养化的主要因素之一,微囊藻毒素具有强肝毒性^[2-4]和“三致”效应,这些污染物若不经处理直接排放,会对周边水体造成二次污染,藻水分离站对蓝藻的分离处理也变成“去藻不去污”。

目前,对于藻浆压滤液的研究还处于起步阶段,未见相关研究报道。藻水分离站也仅进行回流处理,污染物质仍被间接排入水体,不能从根本上去除。因此,急需一种有效、快速的藻浆压滤液的处理方法。下向流曝气生物滤池(BAF)兼具物理过滤和生物降解作用,近年来在污水处理领域应用较多。本试验采用该工艺处理藻浆压滤液,考察 COD、氨

氮、TN、TP 以及 MC 的去除效果,对 BAF 系统内生物膜进行分离纯化,分析其中的优势菌种,以为藻浆压滤液的有效处理提供技术参考。

1 材料和方法

1.1 试验工艺流程

试验工艺流程如图 1 所示,下向流 BAF 试验装置有效体积 1.68 L,有效高度 1.0 m,内径 46.79 mm。填料为经 NaCl 改性的斜发沸石,沸石粒径 4~6 mm,孔隙率为 52.47%。

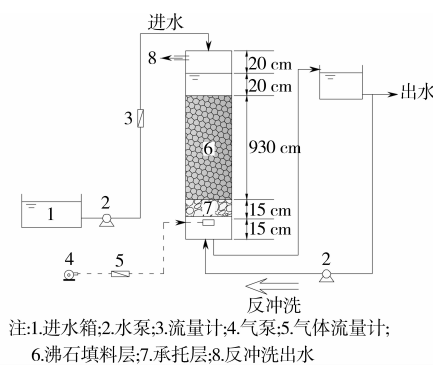


图 1 下向流 BAF 工艺流程示意图

1.2 试验水质

试验用水为常州市武进区蓝藻污水处理站的藻浆压滤液。为了保证良好的脱水效果,藻浆压滤前加入了适量聚丙烯酰胺(PAM),故压滤液中仍会残留部分 PAM,使压滤液中藻类逐渐沉降,水质变清。试验水质指标如表 1 所示。

表 1 试验水质指标

项目	COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	MC-LR/(μg·L ⁻¹)	pH
浓度	41.7~131.2	40.4±2.2	61.08±2	6.03±0.05	2.56±0.18	6~7

1.3 BAF 的启动与运行

启动:反应器以 0.15 m³/(m²·h) 的滤速进行自然挂膜。初期采用生活污水,7 d 后改进试验用水。14 d 后出水 COD 和氨氮去除率均大于 70% 且趋于稳定,表明挂膜成功。

为了提高下向流 BAF 对压滤液中藻毒素的生物降解能力,在挂膜进水中加入 1% 的藻毒素降解菌菌液。菌液制备方法:将藻毒素降解菌接种于液体牛肉膏蛋白胨培养基,于 30 ℃、100~120 r/min 的条件下在恒温摇床中培养 24~48 h。藻毒素降解

菌(被命名为 T1)是由张艺艺等^[5]从太湖底泥中筛选所得,保存在中国微生物菌种保藏管理委员会(登记入册编号为:CGMCC4498)。

运行:运行期按水力负荷的递增分为 0.15、0.40、0.65、0.90 m³/(m²·h) 4 个阶段,每运行 5 d 反冲洗 1 次。采用气水联合反冲洗,方法是:先曝气 10 min,曝气强度为 40~50 m³/(m²·h);再气水联合反冲洗 10 min,进水流速为 15~20 m³/(m²·h);然后停止曝气,用水反冲洗 10 min;在一定的水力负荷条件下稳定 24 h 后进行取样测定。

1.4 水质分析方法

按中国国家标准法^[6]:其中 COD_{Cr}采用密闭消解法,氨氮采用蒸馏法,TN采用碱性过硫酸钾消解分光光度法,TP采用钼酸铵分光光度法。藻毒素(MC-LR)的测定采用比克(Beacon, America)公司的微囊藻毒素检测试剂盒(酶联免疫法)。

1.5 微生物的分离纯化

待BAF稳定运行时,从反应器内取出100 mL填料置于三角瓶中,加入100 mL无菌水,置于120 r/min的摇床中,30 min后将其静置5 min,并吸取上清液10 mL于100 mL液体培养基中,于30℃摇床转速120 r/min下富集培养24 h。将富集培养后的菌液用无菌水进行倍比稀释,吸取100 μL稀释后的菌液至NB固体培养基,平板涂布后于30℃恒温生化培养箱中进行培养。24~48 h后,进行菌落形态特征观察,选择性地分别挑选单一菌落进行平板划线,重复划线2~3次,获得纯化的单一菌株。

NB培养基配方:牛肉膏3 g、蛋白胨10 g、NaCl 5 g、琼脂15~20 g(仅配制固体培养基时加入)、蒸馏水1 000 mL、pH 7.0~7.2。灭菌条件:121℃,103 kPa,20 min。

1.6 细菌计数

BAF运行稳定时,从反应器内取出100 mL填料于三角瓶中,加入100 mL无菌水,置于120 r/min的摇床中,30 min后吸取10 mL作为检测水样进行倍比稀释直至10⁻⁸。吸取不同稀释倍数的水样1 mL至无菌培养皿,在每个培养皿中倒入冷却至50℃左右的NB培养基20 mL,迅速转动培养皿使之混匀,置水平位置静止后使之凝固,倒置后于30℃恒温培养箱中培养24 h,选取适宜的稀释倍数下的平板进行菌落计数,同一稀释倍数计数3个取平均值。

1.7 DNA提取及同源性分析

DNA提取采用上海捷瑞生物工程有限公司的细菌基因组DNA提取试剂盒(离心柱型),菌种鉴定采用16S rDNA序列分析法。PCR正向引物为5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3',反向引物为5'-CTACGGTTACCTTGTTACGAC-3',体系50.0 μL(25.0 μL 2倍浓度含染料Taq Master Mix,1.0 μL正向引物,1.0 μL反向引物,1.0 μL DNA模板,22.0 μL双蒸水)。反应条件为:预变性94℃,5 min;变性94℃,45 s;退火56℃,45 s;延伸72℃,1 min 50 s;最后延伸72℃,10 min;循环30次。

DNA的测序工作委托南京昆泰生物科技有限公司完成,测序结果通过DNAMAN软件进行拼接并去

除载体序列的影响,将获得的16S rDNA菌株序列在NCBI(美国国家生物技术信息中心,http://www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST)网上进行BLAST,与GenBank数据库中的16S rDNA基因序列进行同源性比较分析。使用MEGA 5.0软件采用邻位连接法(Neighbour Joining)绘制系统发育树,各分枝的重复性采用Bootstrap method程序分析,重复数为1 000,根据菌株的16S rDNA序列在系统发育树中的地位判断其分类归属。

2 结果与分析

2.1 COD去除效果

图2为水力负荷分别为0.15、0.40、0.65、0.90 m³/(m²·h)4个阶段的COD去除效果。废水生物处理过程中,由于水温、溶解氧(DO)及进水COD波动,BAF出水指标总有少量波动;同一水力负荷下,COD去除率通常有10%左右的波动。为避免这种情况对分析造成的影响,取5组数据的平均去除率进行分析,以消除这种波动。由该图可见,随着水力负荷的增加,COD的去除率总体呈下降的趋势。水力负荷从0.15 m³/(m²·h)增加为0.40 m³/(m²·h)时,平均去除率由77.13%降至73.39%;再增加至0.65 m³/(m²·h)时,去除率基本保持持平;增加至0.90 m³/(m²·h)时,去除率降为63.88%。水力负荷为0.15~0.90 m³/(m²·h)时,出水均能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918-2002)》一级A标准(≤50 mg/L)。水中COD_{Cr}的去除主要依赖物理截留和微生物的分解作用。本试验中COD_{Cr}去除率下降主要是因为随着水力负荷的增大,污水与BAF中微生物接触的时间缩短,水中有机物被降解的机率减小;另外,流速增大使得水对生物膜的冲击力增大,生物膜易脱落,影响出水COD值。

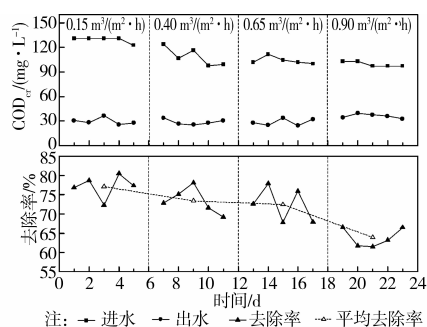


图2 水力负荷对COD去除的影响

2.2 氨氮去除分析

图3为水力负荷分别为0.15、0.40、0.65、0.90 m³/(m²·h)4个阶段的氨氮去除效果。由该图

可见,水力负荷在 $0.15 \sim 0.90 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 范围内时,BAF 反应器对氨氮都有比较好的去除效果,去除率均大于 80% 。水力负荷为 $0.15 \sim 0.65 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,去除率相差不大,平均去除率为 91.6% ;水力负荷提高至 $0.90 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,去除率轻微下降至 83.5% 。水力负荷为 $0.15 \sim 0.65 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,出水氨氮能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918—2002)》一级 A 标准($\leq 5 \text{ mg/L}$)。

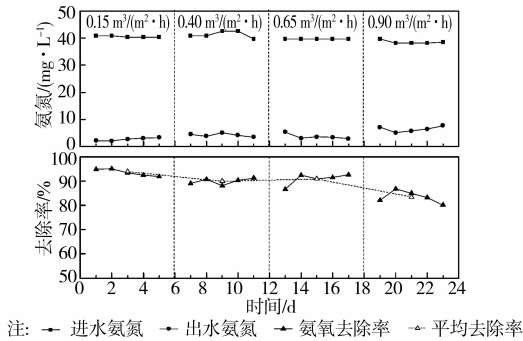


图 3 水力负荷对氨氮去除的影响

下向流 BAF 对藻浆压滤液中氨氮的去除机理主要表现在如下 3 个方面:1)某些微生物如芽孢杆菌^[7],通过合成代谢将氨氮转化为自身细胞成分从而减少水中的氨氮含量;2)氨氮在硝化细菌的作用下转化为 NO_2^- 、 NO_3^- ;3)BAF 填料—NaCl 改性沸石对氨氮有物理吸附和离子交换的作用^[8-10]。

2.3 总氮去除分析

图 4 为水力负荷分别为 0.15 、 0.40 、 0.65 、 $0.90 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 4 个阶段的总氮去除效果。由该图可见,总氮的去除率呈先上升后下降的趋势。水力负荷 $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,平均去除率最高,为 39.6% 。分析认为,水力负荷 $0.15 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,一方面,水力负荷低时,产生的 NO_2^- 和 NO_3^- 浓度就高, NO_2^- 抑制了好氧反硝化细菌的活性,降低了对 NO_3^- 的转化;另一方面,虽然污染物与微生物的接触时间较长,但气、水的传质速率受到影响,不利于总氮的去除;水力负荷大于 $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 后,气、水的传质速率已不再是影响总氮去除的因素,而由于与微生物的接触时间缩短,去除率一直减小。

去除总氮主要有 3 个途径:1)氮被填料表面微生物转化为自身组成成分后随着反冲洗水排出;2)BAF 反应器具有同步反硝化作用^[11-13],在反硝化细菌的作用下 NO_2^- 和 NO_3^- 被转化成 N_2 释放到空气中;3)NaCl 改性沸石对氮的物理吸附和离子交换作用。BAF 反应器对总氮的去除率并不高,主要是缺少缺氧的环境,导致反硝化作用效率低,对此可增加

一级 BAF,为反硝化反应提供缺氧的环境。

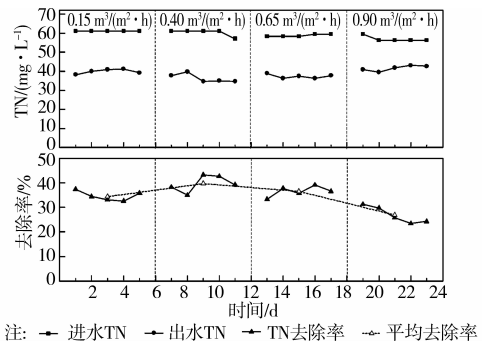


图 4 BAF 连续运行对 TN 的处理效果

2.4 总磷的去除分析

图 5 为不同水力负荷条件下总磷的去除效果。由该图可见,随着水力负荷的上升,总磷的去除率一直下降,4 个阶段的去除率分别为 16.5% 、 13.2% 、 9.2% 、 6.6% 。总磷去除率下降的主要原因是水力负荷增加导致与微生物接触的时间缩短。

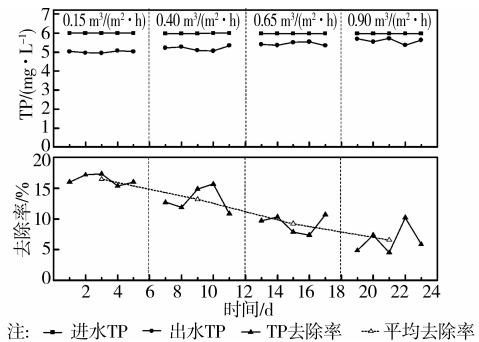


图 5 BAF 连续运行对 TP 的处理效果

下向流 BAF 对藻浆压滤液中 TP 的去除率较低,主要是由于 BAF 反应器的结构比较简单,不能满足生物除磷通常需要的厌氧、好氧交替进行的运行条件,其工作原理主要是好氧生物氧化和物理截留,故 BAF 反应器难以取得理想的生物除磷效果^[14]。对此,可以在系统前增加厌氧反应池,以便聚磷菌在后续好氧段大量吸收磷,提高总磷去除率。

2.5 藻毒素去除分析

藻毒素包括胞内藻毒素和胞外藻毒素。胞内藻毒素主要存在于藻细胞内,若将藻类去除,胞内藻毒素也随之去除,而胞外藻毒素的去除主要依靠微生物降解。图 6 为不同水力负荷条件下对藻毒素 MC-LR 的检测结果。由图可见,随着水力负荷的增加,出水 MC-LR 逐渐增大,其去除率逐渐降低。水力负荷增加到 $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,MC-LR 去除率略有降低,增加到 $0.65 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,去除率降低明显,再增加到 $0.90 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,去除率降

低幅度减小。由试验结果得出,出水 MC-LR 浓度低于世界卫生组织颁布的《饮用水卫生准则》和中国《生活饮用水卫生标准(GB 5749-2006)》的限值(1.0 $\mu\text{g/L}$)。

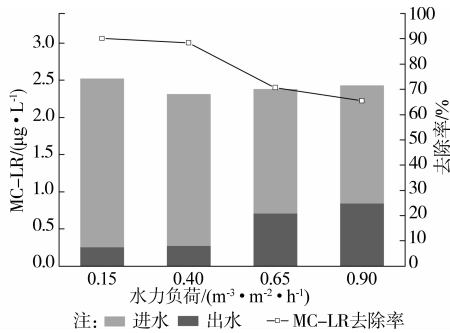


图6 水力负荷 MC-LR 去除的影响

试验中 BAF 反应器对 MC-LR 有较好的去除效果,主要因为:1)由于滤料的过滤作用,藻细胞被拦截,由此便去除了大部分胞内藻毒素;2)改性沸石可能存在对藻毒素的吸附作用;3)所投加的 MC 降解菌以及反应器内某些微生物对藻毒素的生物降解作用,这是胞外藻毒素降解的主要机制。

本试验所投加的 MC 降解菌 T1 为张文艺等^[5]

从太湖底泥中筛得。研究表明,T1 对初始浓度为 250 $\mu\text{g/L}$ 的 MC-LR 的去除率可达 60%~70%。而本试验中 MC-LR 的浓度较低,为 2.5 $\mu\text{g/L}$ 左右,且污水成分复杂,微生物可利用的碳源除 MC-LR 外还有很多,在与多种碳源共存的条件下,MC-LR 的去除率仍达到 75%左右,这说明 T1 对藻毒素的降解具有一定的专一性,不会因为其他碳源的存在而影响其对 MC-LR 的利用。这一现象也说明了 T1 具有开发工程菌的价值,即用于处理成分复杂的实际污水时也可保持与静态实验相当的效果。

2.6 微生物分离结果

经过分离纯化,共分得 15 株菌株,其中革兰氏阳性菌 5 株,阴性菌 10 株,对它们纯培养得到的菌落形态特征及革兰氏染色结果总结于表 2。

2.7 细菌计数结果

每毫升生物膜震荡混合液中各菌数量见表 2,各菌数量由多到少依次是:1[#]、3[#]、7[#]、5[#]、6[#]、2[#]、4[#]、9[#]、8[#]、10[#]、12[#]、15[#]、13[#]、14[#] 和 11[#]。其中 1[#]~7[#] 的数量均多于其他菌类,它们在下向流 BAF 处理藻浆压滤液系统中占优势,为它们分别编号为 BL1~BL7,作为进一步研究的对象。

表 2 细菌菌落形态特征、革兰氏染色结果以及细菌数量统计

编号	大小	颜色	形状	表面	边缘	隆起	透明度	革兰氏染色	菌体形态	细菌数量/(10^5 mL^{-1})
1 [#]	较大	浅黄	圆形	光滑	整齐	凸脐状	半透明	-	短杆/球	12.0
2 [#]	一般	浅黄褐	圆形	粗糙	波浪状	低凸	不透明	+	长杆菌	5.7
3 [#]	一般	浅黄	圆形	光滑	整齐	低凸	半透明	-	短杆菌	8.8
4 [#]	较大	粉红	圆形	光滑	整齐	台状	不透明	-	短杆菌	5.5
5 [#]	较小	乳白	圆形	皱纹	整齐	褶皱凸面	不透明	+	短杆/球	7.5
6 [#]	小	浅黄	圆形	光滑	整齐	凸起	半透明	-	短杆菌	7.2
7 [#]	较大	浅黄	圆形	光滑	整齐	低凸	不透明	+	长杆菌,有芽孢	7.7
8 [#]	较小	黄色	圆形	光滑	整齐	凸起	不透明	-	球菌	2.5
9 [#]	小	浅黄	圆形	光滑	整齐	凸起	不透明	-	短杆菌	4.2
10 [#]	小	浅黄	圆形	光滑	整齐	凸起	不透明	+	短杆菌	2.3
11 [#]	大	乳白	卷发状	粗糙	锯齿状	扁平	不透明	+	长杆菌	0.1
12 [#]	较小	金黄	圆形	光滑	整齐	凸起	半透明	-	短杆菌	1.2
13 [#]	一般	浅橘红	圆形	光滑	整齐	凸起	半透明	-	短杆菌	0.9
14 [#]	较大	乳白	圆形	粗糙	整齐	凸脐状	不透明	-	短杆/球	0.3
15 [#]	较大	浅黄	圆形	光滑	整齐	凸起	不透明	-	短杆/球	1.1

2.8 优势菌 DNA 鉴定

对 BL1~BL7 进行 DNA 提取和测序,将序列提交到 GenBank 数据库,获得 BL1~BL7 登录号分

别为 JQ923439、JQ923440、JQ923441、JQ923442、JQ923443、JQ923444、JQ923445。将序列在 GenBank 中进行 BLAST,与已知的有代表性序列进行

比对,构建系统发育树,结果如图 7 所示。

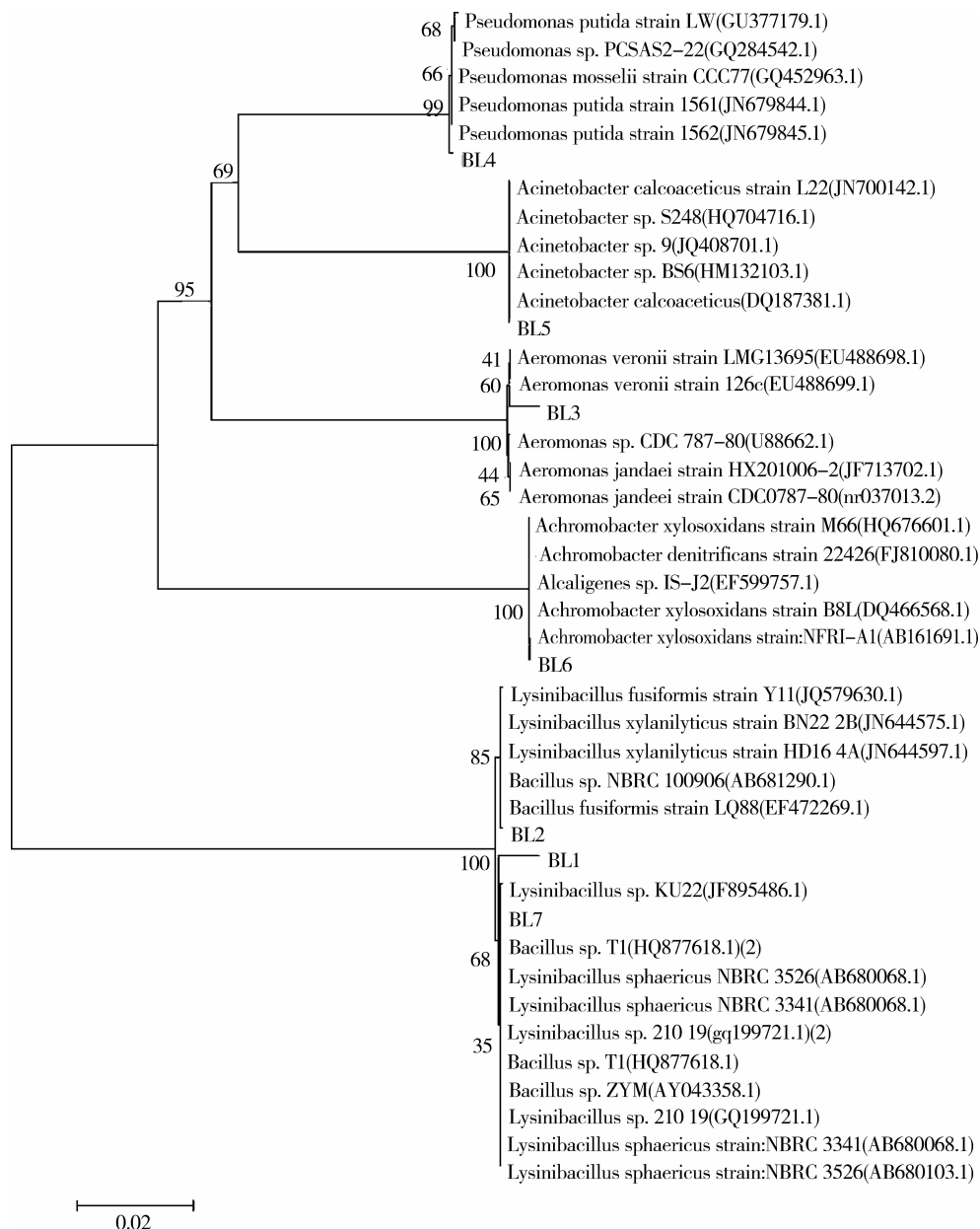


图 7 BAF 系统中 7 株优势菌的 16S rDNA 序列与 GenBank 中最相似序列的系统进化树

同源性分析和系统进化表明, BL1 与 *Lysinibacillus sphaericus* (球形赖氨酸杆菌) 最为相似; BL2 与 *Bacillus fusiformis* (梭状杆菌)、BL3 与 *Aeromonas veronii* (维氏气单胞菌)、BL4 与 *Pseudomonas putida* (恶臭假单胞菌)、BL5 与 *Acinetobacter calcoaceticus* (醋酸钙不动杆菌)、BL6 与 *Achromobacter xylosoxidans* (木糖氧化无色杆菌)、BL7 与 *Lysinibacillus sphaericus* (球形赖氨酸杆菌) 最相似。结合菌株的形态学和生理学特性, 初步鉴定 BL1 为赖氨酸杆菌属, BL2 为梭状杆菌属, BL3 为气单胞菌属, BL4 为假单胞菌属, BL5 为不动杆菌属,

BL6 为无色菌属, BL7 为芽孢杆菌属。其中, BL1、BL2、BL7 三株菌的亲缘关系较近。

根据细菌计数结果, BAF 反应器内 BL1~BL7 数量由多到少依次是: BL1、BL3、BL7、BL5、BL6、BL2 和 BL4。可见 BAF 反应器中占优势菌类依次为赖氨酸杆菌、气单胞菌、芽孢杆菌、不动杆菌、无色菌、梭状杆菌和假单胞菌。其中, BL7 与所投加的藻毒素降解菌 T1 (登录号 HQ877618.1) 的相似性为 99%, 且同为芽孢杆菌属。根据进化树种的亲缘关系, 基本可以确定 BL7 与 T1 为同一种菌, 即为 T1 后代。由此从遗传学的角度证实了 T1 菌在 BAF 反

反应器内生长良好并形成了一定的优势。

3 结 论

1)下向流 BAF 处理藻浆压滤液的最佳的水力负荷为 $0.40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。此条件下出水 COD_{Cr} 、氨氮、TN、TP、MC-LR 平均去除率分别为 73.4%、91.6%、39.6%、13.2%和 88.3%。出水 COD、氨氮达到《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918-2002)》中的一级 A 标准,TP 基本满足《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918-2002)》三级标准,MC-LR 低于《生活饮用水卫生标准(GB 5749-2006)》的限值。

2)通过分离纯化,从下向流 BAF 反应器中共获得 15 株菌株,分别命名为 BL1~BL15,其中 BL1~BL7 为优势菌株,通过 DNA 提取、PCR 扩增、测序和构建系统发育树,确定其种属分别为芽孢杆菌、梭状杆菌、气单胞菌、假单胞菌、不动杆菌、无色菌和芽孢杆菌。

3)通过菌种数量统计和菌种鉴定表明,启动期投加的藻毒素降解菌 T1 菌在 BAF 反应器内生长良好并形成了优势菌种。

参考文献:

- [1] 肖兴富,李文奇,刘娜,等.富营养化水体中蓝藻毒素的危害及其控制[J].中国水利水电科学研究院学报,2005,3(2):116-123.
Xiao X F, Li W Q, Liu N, et al. Harmful effects of cyanobacterial toxins and their control in eutrophic freshwater [J]. Journal of China Institute of Water, 2005, 3(2): 116-123.
- [2] Anna L, Lukasz K, Joanna G, et al. DNA damage and repair in human peripheral blood lymphocytes following treatment with microcystin-LR [J]. Mutation Research-Reviews In Mutation Research, 2004, 559 (122): 131-142.
- [3] Geoffrey A C, Louise F M, James S M. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection [J]. Toxicology and Applied Pharmacology, 2005, 203 (3): 264-272.
- [4] 左金龙,崔福义,刘智晓.饮用水中蓝藻毒素污染研究进展[J].环境污染治理技术与设备,2006,7(3):8-13.
Zuo J L, Cui F Y, Liu Z X. A review of studies on pollution of cyanobacterial toxins in drinking water [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006, 7(3): 8-13.
- [5] 张文艺,姚立荣,李秋艳,等.微囊藻毒素降解菌株及其降解 MC-LR 的方法:中国,201110004314.5[P]. 2011-08-17.
- [6] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002.
- [7] 郝桂玉,徐亚同,黄民生,等.芽孢杆菌脱氮作用的研究[J].环境科学与技术,2004,7(1):20-21.
Hao G Y, Xu Y T, Huang M S, et al. A study on denitrification of bacillus [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 7(1): 20-21.
- [8] 温东辉,唐孝炎.天然斜发沸石对溶液中 NH_4^{+} 的物化作用机理[J].中国环境科学,2003,23(5):509-514.
Wen D H, Tang X Y. Mechanism for physico-chemical actions of natural zeolite on NH_4^{+} in solution [J]. China Environmental Science, 2003, 23(5): 509-514.
- [9] 林建伟,詹艳慧.氯化钠改性沸石对氨氮的吸附作用[J].上海海洋大学学报,2010,19(5):693-697.
Lin J W, Zhan Y H. Removal of ammonium from aqueous solution using NaCl modified zeolite [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2010, 19(5): 693-697.
- [10] 姜霞,周小宁,丁明玉,等.天然沸石及改性沸石去除低浓度氨氮的研究[J].环境科学研究,2008,21(5):38-42.
Jiang X, Zhou X N, Ding M Y, et al. Study on low concentration ammonia nitrogen removal by natural and modified clinoptilolites [J]. Research of Environmental Sciences, 2008, 21(5): 38-42.
- [11] 张文艺,陆丽巧,姚立荣,等.BAF 反应器中好氧反硝化细菌的筛选分离及反硝化特性研究[J].中国农村水利水电,2011(1):59-64.
Zhang W Y, Lu L Q, Yao L R, et al. Isolation of aerobic denitrification bacteria and denitrifying character of BAF bioreactor [J]. China Rural Water and Hydropower, 2011 (1): 59-64.
- [12] 邓康,黄少斌,胡婷.曝气生物滤池好氧反硝化脱氮的研究[J].环境科学,2010,31(2):2946-2948.
Deng K, Huang S B, Hu T. Study on aerobic denitrification in BAF [J]. Environmental Science, 2010, 31(2): 2946-2948.
- [13] 章胜红,陈季华,孙志国.曝气生物滤池废水深度处理同步硝化反硝化机理及影响因素[J].东华大学学报:自然科学版,2007,33(1):126-129.
Zhang S H, Chen J H, Sun Z G. Mechanism and affecting factors of simultaneous nitrification and denitrification in water deep treating using biological aerated filter (BAF) [J]. Journal of Donghua University: Natural Science, 2007, 33(1): 126-129.

- [9] 王元,徐志兵,彭方明. SBR 工艺处理腈纶混合废水试验研究[J]. 安庆师范学院学报:自然科学版,2004,10(2):88-89.
Wang Y, Xu Z B, Peng F M. Experimental study on the treatment of wastewater mixed with acrylic fiber by SBR process [J]. Journal of Anqing Teachers College: Natural Science Edition, 2004,10(2):88-89.
- [10] Pereira M A, Roest K, Stams A J M, et al. Molecular monitoring of microbial diversity in expanded granular sludge bed (EGSB) reactors treating oleic acid [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2002,41:95-103.
- [11] Kirby R M, Bartram J, Richard C. Water in food production and processing: quantity and quality concerns [J]. Food Control, 2003,14(5):283-299.
- [12] Lee H S, Park S J, Yoon T L. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor using powdered minerals: Effects of organic loading rates on COD removal and nitrification [J]. Process Biochemistry, 2002,38(1):81-88.
- [13] Collins G, Woods A, McHugh S, et al. Microbial community structure and methanogenic activity during start-up of psychrophilic anaerobic digesters treating synthetic industrial wastewaters [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2003,46(2):159-170.
- [14] Daidou Ahn T, Tsuneda S, Hirata A. Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay [J]. Water Research, 2002,36:403-412.
- [15] 国家环境保护局. 水与废水检测分析方法 [M]. 3 版. 北京:中国环境科学出版社,1997,233-237.

(编辑 胡 玲)

(上接第 61 页)

- [14] 闫立龙. BAF 工艺处理高浓度尿素废水试验研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学博士学位论文,2007:68-69.
Yan L L. Study on treatment of high concentration urea wastewater with BAF technology [D]. Haerbin: Harbin Institute of Technology, 2007: 68-69.
- [15] 曾龙云,杨春平,郭俊元,等. 间歇曝气生物滤池生物除磷性能研究[J]. 环境科学,2012,33(1):198-200.
Zeng LY, Yang C P, Guo J Y, et al. Biological phosphorus removal in intermittent aerated biological filter [J]. Environmental Science, 2012, 33(1): 198-200.
- [16] 陈永志,彭永臻,王建华,等. A²/O-曝气生物滤池工艺处理低 C/N 比生活污水脱氮除磷[J]. 环境科学学报, 2010,30(10):1958-1960.
Chen Y Z, Peng Y Z, Wang J H, et al. Biological phosphorus and nitrogen removal in low C/N ratio domestic sewage treatment by a A²/O-BAF combined system [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(10): 1958-1960.

(编辑 罗 敏)