

# 高效硝化菌 *Alcaligenes faecalis* CL-8 降解特性及其应用研究

古才荣\*

(中国石油化工股份有限公司茂名分公司, 广东 茂名 525000)

**摘要:**为进一步提高前期筛选获得的 *Alcaligenes faecalis* CL-8 菌株的硝化效率, 对该菌株在硝化过程中的发酵条件进行优化, 通过对碳源种类、碳源浓度、初始 pH、培养温度、摇床转速进行单因素实验, 确定了 *Alcaligenes faecalis* CL-8 的最适培养条件为: 乙酸钠为碳源、C/N=10、培养温度为 28℃、摇床转速为 160 r/min、pH=7.2。实验证明钙离子的存在会对菌株 CL-8 产生抑制作用, 钙离子浓度越高抑制作用越强。将菌株投入废水中进行污水处理实验, 结果表明, *Alcaligenes faecalis* CL-8 对废水处理有积极作用, 且能够在高氨氮废水处理中占据种群优势。

**关键词:**高氨氮废水; 硝化细菌; 降解特性; 污水处理; 粪产碱杆菌

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2022)08-0193-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2022.08.038

## Degradation characteristics of *alcaligenes faecalis* CL-8 and its application in wastewater treatment

GU Cai-rong\*

(Sinopec Maoming Petrochemical Company, Maoming 525000, China)

**Abstract:** *Alcaligenes faecalis* CL-8, an efficient nitrifying strain, is preliminarily screened out from active sludge. In order to improve the nitrifying efficiency of the strain, the fermentation conditions of the strain in the nitrification process are optimized. Through single factor experiments on carbon source type, carbon source concentration, initial pH, culture temperature and shaking table speed, the optimum culture conditions for *alcaligenes faecalis* CL-8 are determined as follows: sodium acetate is used as carbon source, C/N = 10, culture temperature is at 28℃, pH = 7.2, and the shaking table speed is 160 rpm. It is proved that the presence of calcium ion has an inhibitory effect on CL-8 strain, and the higher the calcium ion concentration, the stronger the inhibitory effect. *Alcaligenes faecalis* CL-8 is proved to have a positive effect on wastewater treatment, and is able to dominate the population in the initial stage of inoculation.

**Key words:** wastewater with high concentration of ammoniacal nitrogen; nitrifying bacteria; degradation characteristics; wastewater treatment; *alcaligenes faecalis*

石化工业废水富含氮、磷, 具有排放大、毒性强、组分复杂及处理困难等特点<sup>[1]</sup>。废水中 COD 约 1 200~1 400 mg/L、BOD 约 400~500 mg/L、氨氮约 200~350 mg/L, 废水如果不经过处理大量流入河流将会导致水体溶解氧的减少和富营养化, 对环境造成巨大破坏, 同时影响废水的循环利用<sup>[2]</sup>。因此, 越来越多的国家制定了严格的氨氮排放标准。如中国城市污水处理厂出水氨氮和总氮的质量浓度应分别小于 5 mg/L 和 15 mg/L (GB 18918—2002)。因此, 快速降解化工废水中的氨氮已成为众多石化企业迫切需要解决的问题。

目前, 高氨氮废水的处理方法主要有物理化学法及生物降解法。其中, 物理化学法处理工艺复杂、

设备成本和运行成本高昂、推广难度大、易造成二次污染。生物降解法具有反应条件温和、反应高效彻底、处理成本低、二次污染低等优点<sup>[3-5]</sup>。此外, 生物降解法还具有微生物来源广、繁殖快、环境适应性强等特点, 是一种性价比高的污水处理技术。一般认为生物脱氮必须经过好氧硝化和厌氧反硝化过程。硝化过程分为亚硝化和硝化反应。这 2 个过程是由氨氧化菌和硝化菌共同完成的。氨氧化菌将氨氮转化为亚硝酸盐, 硝化菌将亚硝酸盐转化为硝酸盐<sup>[6-8]</sup>, 在这 2 个步骤中, 作为处理步骤启动菌的氨氧化菌是污水处理过程中的核心功能菌。氨氧化细菌大多是自养细菌<sup>[9-11]</sup>。他们的氨氧化效率受到碳氮比的严格控制。当碳氮比大于 0.25 时, 氨氧化会

收稿日期: 2022-02-15; 修回日期: 2022-06-07

作者简介: 古才荣(1968-), 男, 工学硕士, 高级工程师, 主要从事石油化工环保安全治理技术研究, 通讯联系人, gucair.mmsh@sinopec.com。

受到限制,甚至停止。除这些自养氨氧化细菌外,一些异养微生物也能进行氨氧化。与传统氨氧化菌相比,异养氨氧化菌受碳源影响较小,具有较好的脱氮能力<sup>[12-14]</sup>。

笔者从茂名石化 A/O 生化池活性污泥中筛选出一株高效异养好氧硝化细菌 *Alcaligenes faecalis* CL-8,并对其脱氮性能开展一系列研究。对该菌株在硝化过程中的降解条件进行优化,并将菌株投入工业废水中进行 40 L SBR 中试。

## 1 实验部分

### 1.1 培养基

无碳培养基 (1L): 0.382 g  $\text{NH}_4\text{Cl}$ 、0.05 g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.2 g  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ 、0.12 g  $\text{NaCl}$ 、0.01 g  $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、0.01 g  $\text{FeSO}_4$ 、pH 为 7.0~7.4。

### 1.2 菌株 CL-8 降解实验方法

#### 1.2.1 碳源种类和碳氮比对菌株 CL-8 降解效率的影响

选取 10 种常用碳源进行碳源优化实验,以碳源种类为唯一变量,控制碳元素质量浓度均为 500 mg/L,分别将碳源加入 10 组无碳培养基,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察碳源种类对细菌生长和硝化作用的影响。

设置 12 组不同碳氮比的实验组,以碳氮比为唯一变量,将碳源按比例接入无碳培养基,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察碳氮比对细菌生长和硝化作用的影响。

#### 1.2.2 温度和初始 pH 对菌株 CL-8 降解效率的影响

设置 6 组不同初始 pH 的实验组,以 pH 为唯一变量,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察 pH 对细菌生长和硝化作用的影响。

设置 5 组不同培养温度的实验组,以温度为唯一变量,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察培养温度对细菌生长和硝化作用的影响。

#### 1.2.3 转速和 $\text{Ca}^{2+}$ 质量浓度对菌株 CL-8 降解效率的影响

设置 4 组不同摇床转速的实验组,以转速为唯一变量,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天

测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察摇床转速对细菌生长和硝化作用的影响。

设置 5 组  $\text{Ca}^{2+}$  质量浓度不同的实验组,以钙离子质量浓度为唯一变量,培养基其他部分参照复筛培养基,细菌以 10% 的接种量接入培养基中,每天测定其氨氮、亚硝酸盐氮、pH 和  $\text{OD}_{600}$ ,每组设置 2 个平行实验,考察  $\text{Ca}^{2+}$  对细菌生长和硝化作用的影响。

#### 1.2.4 菌株 CL-8 处理高氨氮污水试验

设置 8 个不同组合的实验组,按实验设置投加 20 mL 废水、20 mL 活性污泥、乙酸钠和菌株,分别装入 150 mL 锥形瓶。预先测定模拟废水中氨氮浓度,需投加碳源的实验组以 C/N=10 的比例加入乙酸钠。需投加菌种的实验组以 10% 的接种量接入菌株 CL-8。实验组成分如表 1 所示。每天测定模拟废水中氨氮质量浓度变化情况,当出现 1 个实验组中氨氮降解完全后,将所有实验组模拟废水分别收集离心,弃去上清,重新加入 20 mL 废水,投加碳源的实验组进行碳源补充,验证活性污泥与菌株的氨氮处理能力的稳定性。

表 1 摇瓶小试实验组成分表

实验组	成分
1	40 mL 废水
2	20 mL 废水+20 mL 污泥
3	40 mL 废水+菌株 CL-8
4	20 mL 废水+20 mL 污泥+菌株 CL-8
5	40 mL 废水+乙酸钠
6	20 mL 废水+20 mL 污泥+乙酸钠
7	40 mL 废水+乙酸钠+菌株 CL-8
8	20 mL 废水+20 mL 污泥+乙酸钠+菌株 CL-8

### 1.3 分析方法

对废水环境中的微生物进行群落分析,能更加清晰了解菌株 CL-8 在反应器中群落占比,结合中试过程中氨氮、COD 变化情况,分析菌株 CL-8 对原生菌群和脱氮效率的影响。每天收集 40 L 中试装置中的废水、活性污泥,送至上海生物工程有限公司进行高通量测序。

氨氮和亚硝酸盐氮分别采用纳氏试剂分光光度法 (HJ 535—2009) 和水质亚硝酸盐氮的测定分光光度法 (GB/T 7493—1987) 进行测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 碳源种类对 CL-8 降解效率的影响

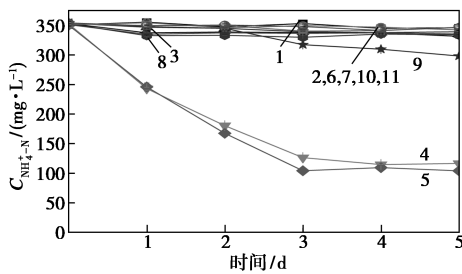
碳源种类对 CL-8 降解效率的影响如图 1 所

示。由图 1(a)中可知,柠檬酸钠和乙酸钠对菌株氨氮降解有良好的促进作用,与毕春雪、王希睿等的研究结果一致<sup>[15]</sup>,甲酸对菌株氨氮降解有一定作用。由图 1(b)中可以看出,仅有以柠檬酸钠和乙酸钠为碳源的实验组培养液中检测到亚硝酸盐,其余实验组中未检测出含有亚硝酸盐。由图 1(c)中可以看出,柠檬酸钠和乙酸钠对菌株 CL-8 的生长繁殖有较强的促进作用。结合实验结果分析发现,柠檬酸钠和乙酸钠为较适于 *Alcaligenes faecalis* CL-8 生长和氨氮降解的碳源,但由于两者最终效果相差不大,

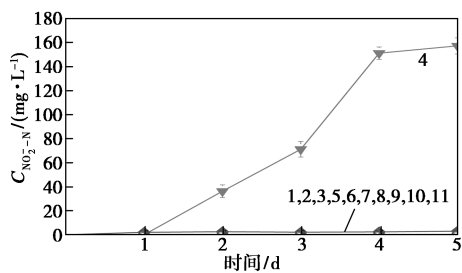
并且柠檬酸钠价格更高,作为工业碳源使用会增加成本,所以选择乙酸钠作为菌株培养的最优碳源。

### 2.2 碳氮比对 CL-8 降解效率的影响

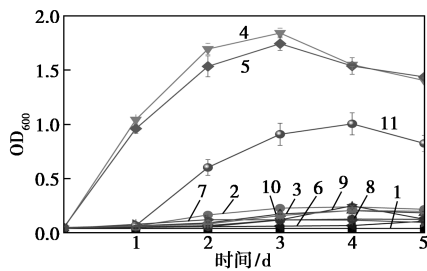
碳氮比对 CL-8 降解效率的影响如图 2 所示。由图 2(a)中可以看出,当 C/N = 10 时氨氮降解最快,2 d 内的氨氮降解速率达 122.39 mg/(L·d)。C/N 由 0 升至 10 的过程中,氨氮降解效率逐步提高,而当 C/N 继续增加时,氨氮降解效率逐渐减少。由图 2(b)中可以看出,当 C/N = 10 时,亚硝酸盐氮产量最高,当 C/N 为 2、3、5、20 时,有少量亚硝酸盐氮



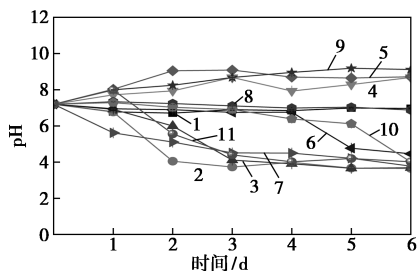
(a) 高氨氮废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度变化



(b) 废水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度变化



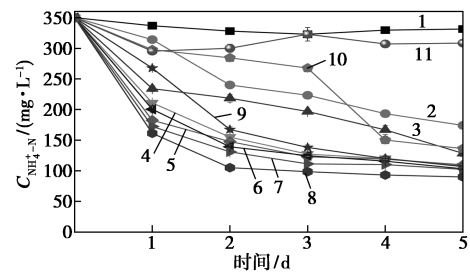
(c) 废水 OD 含量变化



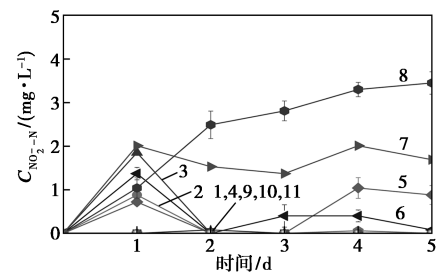
(d) 废水 pH 变化

1—CK;2—葡萄糖;3—蔗糖;4—柠檬酸钠;5—乙酸钠;  
6—甲醇;7—乙醇;8—乳酸;9—甲酸;10—山梨醇;11—果糖

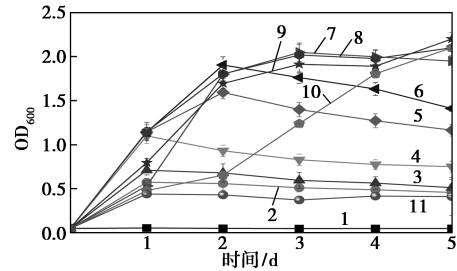
图 1 碳源种类对 CL-8 降解效率的影响



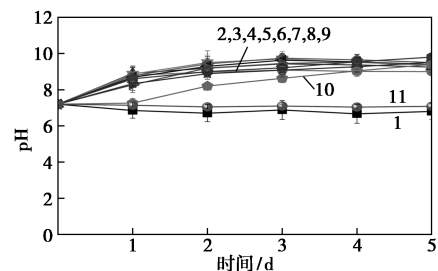
(a) 高氨氮废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度变化



(b) 废水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度变化



(c) 废水 OD 含量变化



(d) 废水 pH 变化

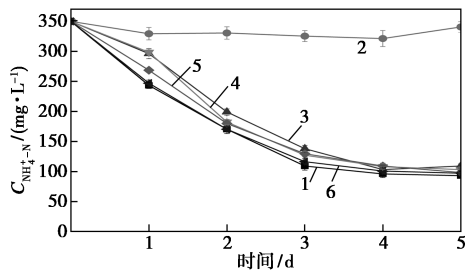
1—CK;2—1/3;3—1/2;4—1;5—2;6—3;7—5;8—10;  
9—15;10—20;11—30

图 2 碳氮比对 CL-8 降解效率的影响

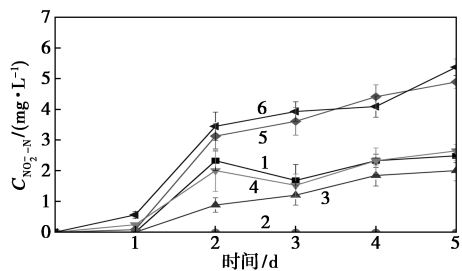
积累,而其他各组在第 5 d 均未检测到亚硝酸盐。由图 2(c)中可以看出,当 C/N 在 5~20 之间时,菌体生长情况良好,至第 5 d  $OD_{600}$  数值均在 2.0 左右,而当 C/N 为 1/2、1/3、30 时菌体仅在第 1 d 内有少量增值,后续培养过程中菌体几乎不生长。结合 4 种曲线变化情况发现,低 C/N 时,较低的碳源浓度会限制菌体生长;当 C/N = 30 时,过量的碳源同样会抑制菌体生长。由此,碳源不足和碳源过量均不利于 CL-8 菌株的生长和硝化作用。

### 2.3 初始 pH 对 CL-8 降解效率的影响

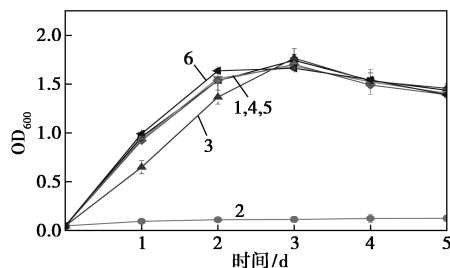
初始 pH 对 CL-8 降解效率的影响如图 3 所示。由图 3(a)中可以看出,随着 pH 的增高,菌株生长及氨氮降解效率逐渐增加,而当 pH = 6 时,菌株停止生长,氨氮降解过程停止,说明菌株 CL-8 在低 pH 环境中无法生存。由图 3(b)可知,高 pH 的情况下,亚硝酸盐氮质量浓度较高,说明碱性环境更有利于菌株 CL-8 的硝化作用中亚硝酸盐的积累。考虑到



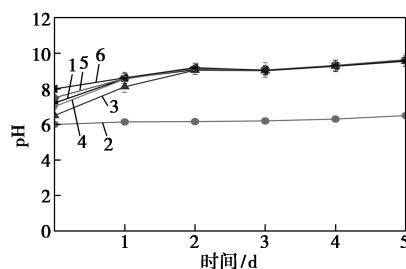
1—CK; 2—pH=6; 3—pH=6.5; 4—pH=7; 5—pH=7.5; 6—pH=8  
(a) 高氨氮废水中  $NH_4^+-N$  质量浓度变化



1—CK; 2—pH=6; 3—pH=6.5; 4—pH=7; 5—pH=7.5; 6—pH=8  
(b) 废水中  $NO_2^- - N$  质量浓度变化



1—pH=7.2; 2—pH=6; 3—pH=6.5; 4—pH=7; 5—pH=7.5; 6—pH=8  
(c) 废水 OD 含量变化



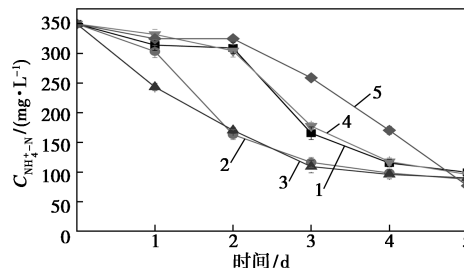
1—CK; 2—pH=6; 3—pH=6.5; 4—pH=7; 5—pH=7.5; 6—pH=8  
(d) 废水 pH 变化

图 3 初始 pH 对 CL-8 降解效率的影响

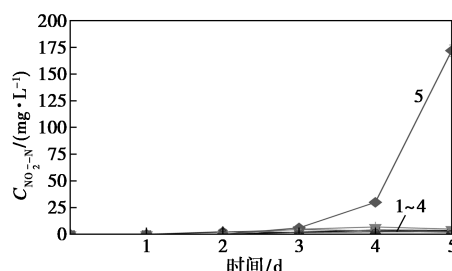
综合效果、工业碱成本和废水微生物群落的生存环境,最终选择 pH = 7.2 的中性环境对菌株进行培养。

### 2.4 温度对 CL-8 降解效率的影响

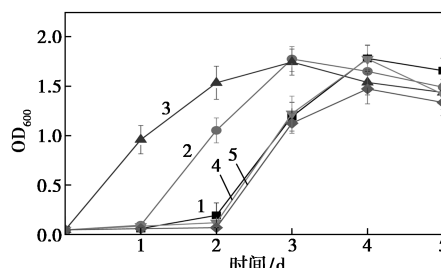
温度对 CL-8 降解效率的影响如图 4 所示。由图 4(a)可知,菌株在 24℃ 和 28℃ 的培养条件下,在开始的 4 d 内氨氮降解效率最高,而在相同的时间里 20℃ 和 32℃ 时降解效果稍弱,37℃ 的降解效率最低。第 5 d 时 37℃ 条件下的剩余氨氮质量浓度在 5 组中最低,达到 76.83 mg/L,而其他 4 个实验组氨氮质量浓度差距不大。由图 4(b)中可以看出,37℃ 时亚硝酸盐氮质量浓度达到 171.89 mg/L,显著高



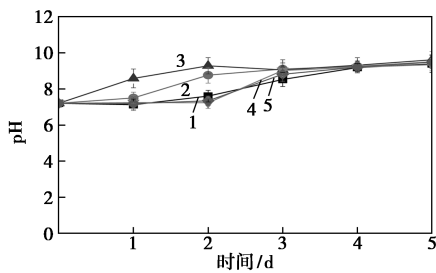
(a) 高氨氮废水中  $NH_4^+-N$  质量浓度变化



(b) 废水中  $NO_2^- - N$  质量浓度变化



(c) 废水 OD 含量变化



(d) 废水 pH 变化

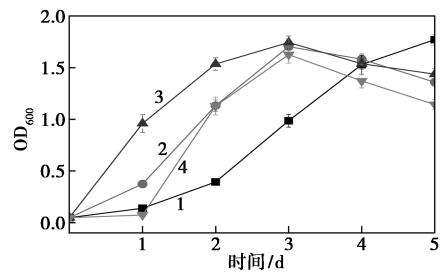
1—20℃; 2—24℃; 3—28℃; 4—32℃; 5—37℃

图4 培养温度对 CL-8 降解效率的影响

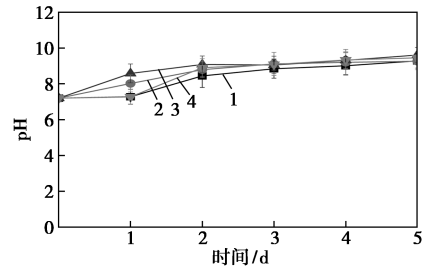
于其他温度,因此,较高的培养温度对菌株硝化能力有较大促进,考虑到高质量浓度亚硝酸盐对微生物有较强毒性,并且废水温度控制在 37℃ 左右消耗的能量成本过高,所以实际生产中生化反应池并不采用过高温,而最优培养温度 28℃ 时,CL-8 的氨氮降解效率、生长速率最高,且并不会产生过多亚硝酸盐。

### 2.5 摇床转速对 CL-8 降解效率的影响

摇床转速对 CL-8 降解效率的影响如图 5 所示。由图 5 中可以看出,菌株氨氮降解速率与摇床转速基本成正比,当摇床转速为 200 r/min 时,菌株培养液中氨氮剩余质量浓度仅为 66.02 mg/L。由图 5(b)中可以看出,在 200 r/min 转速下培养的菌株硝化作用有所提高,至第 5 d 亚硝酸盐氮积累量为 17.39 mg/L,120 r/min 和 160 r/min 实验组亚硝酸盐氮积累量为 2 mg/L 左右。由图 5(c)中可以看出,120、160 r/min 和 200 r/min 实验组细菌密度在第 3 d 达到峰值,而 80 r/min 实验组中菌株生长较为缓慢,5 d 内尚未到达峰值。由于 *Alcaligenes*



(c) 废水 OD 含量变化



(d) 废水 pH 变化

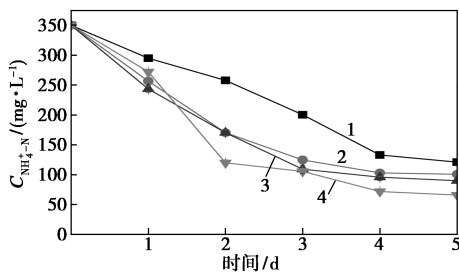
1—80 r/min; 2—120 r/min; 3—160 r/min; 4—200 r/min

图5 摇床转速对 CL-8 降解效率的影响

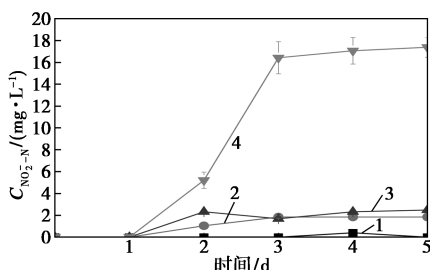
*faecalis* CL-8 属好氧硝化菌,所以溶氧越高的环境,菌株硝化作用越强,但 SBR 装置中好氧菌厌氧菌同时存在,过度溶氧会导致 SBR 工艺中厌氧反硝化菌生存受到影响,导致整体脱氮效果降低,所以溶氧条件不宜过高,最终选择 160 r/min 为后续菌株驯化的摇床转速。

### 2.6 钙离子质量浓度对 CL-8 降解效率的影响

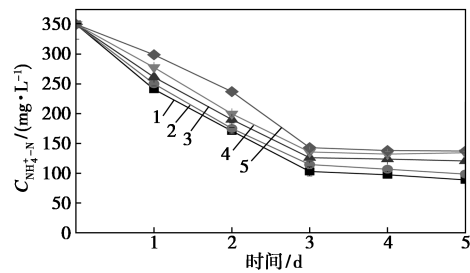
钙离子质量浓度对 CL-8 降解效率的影响如图 6 所示。由图 6 中可以看出,培养液中钙离子的存在会对菌株 CL-8 的氨氮降解效率、增殖和产碱有抑制作用,抑制作用强度与钙离子质量浓度成正比。



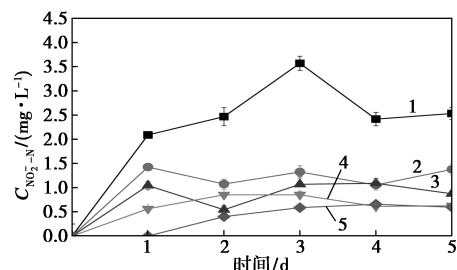
(a) 高氨氮废水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度变化



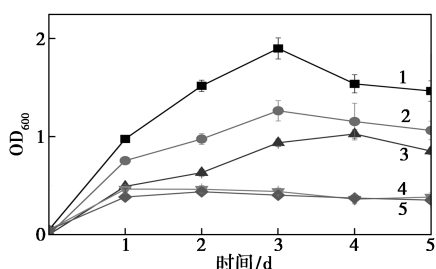
(b) 废水中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度变化



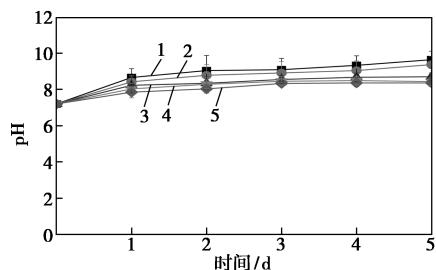
(a) 高氨氮废水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度变化



(b) 废水中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度变化



(c) 废水 OD 含量变化



(d) 废水 pH 变化

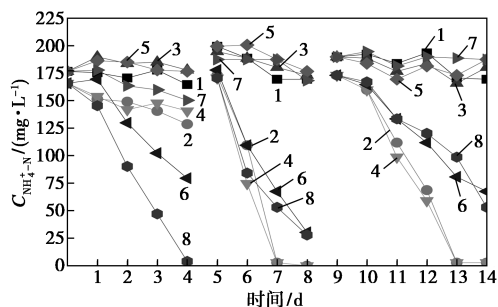
1—0 mg/L; 2—50 mg/L; 3—100 mg/L; 4—300 mg/L; 5—500 mg/L

图 6 钙离子对 CL-8 降解效率的影响

受钙离子质量浓度影响最大的为  $OD_{600}$  变化曲线, 说明钙离子的存在对菌株的生长增殖起到较大抑制作用。

### 2.7 菌株 CL-8 处理高氨氮污水试验

运行 3 个周期的菌株 CL-8 处理高氨氮污水试验结果如图 7 所示。第 1 个周期进行 4 d, 氨氮最先降解完成的为废水+乙酸钠+活性污泥+菌株 CL-8 的实验组, 降解速率达  $40.47 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ; 其次为废水+乙酸钠+活性污泥的实验组, 第 4 d 废水中氨氮质量浓度降至  $79.49 \text{ mg}/\text{L}$ 。第 2 个周期中, 氨氮降解最快的为废水+活性污泥+菌株 CL-8 和废水+活性污泥的实验组, 二者在实验第 3 d 氨氮剩余质量浓度均小于  $3 \text{ mg}/\text{L}$ , 2 个实验组前 3 d 的处理效率分别为  $56.75 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$  和  $55.95 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ , 其次为废水+乙酸钠+活性污泥+菌株 CL-8 和废水+乙



1—CK 水; 2—水+泥; 3—水+菌; 4—水+泥+菌; 5—水+乙酸钠;  
6—水+乙酸钠+泥; 7—水+乙酸钠+菌; 8—水+乙酸钠+泥+菌

图 7 摇瓶小试氨氮变化情况

酸钠+活性污泥实验组, 至第 4 d 2 组氨氮质量浓度降至  $30 \text{ mg}/\text{L}$  左右, 剩余 4 个实验组降解能力较差, 4 d 总计降解量不到  $50 \text{ mg}/\text{L}$ 。第 3 个周期与第 2 周期的情况基本保持一致, 但第 3 周期中各实验组降解等量氨氮较第 2 周期耗时更长。

通过对污水处理过程中微生物群落变化研究发现, 对照组的群落结构基本变化不大, 仅 *Lysinibacillus* 占比降低较大, *Acinetobacter* 和 *Hyphomicrobium* 为最优势菌属, 占样本空间的 10% 左右, *Alcaligenes* 菌属占比相对较少, 在金陵石化 SBR 生化池中为弱勢菌种。微生物主要以 *Acinetobacter*、*Hyphomicrobium*、*Aridibacter*、*Romboutsia*、*Lysinibacillus* 等菌属为主, 其中多数菌株具有脱氮功能。而在接入 CL-8 菌株的中试装置微生物群落中, *Alcaligenes* 能够占据样本种群优势, 投菌初期为优势菌种并且占比有所增加, 但第 4 d 开始样本空间逐渐缩小, 至第 9 d 时 *Alcaligenes* 占比已不足全部样本的 5%, 因此, 在实际应用中需要及时补充该菌株。

### 3 结论

对 *Alcaligenes faecalis* CL-8 菌株在硝化过程中的发酵条件进行优化, 通过对碳源种类、碳源浓度、初始 pH、培养温度、摇床转速进行单因素实验, 确定了 *Alcaligenes faecalis* CL-8 的最适培养条件为: 乙酸钠为碳源、 $\text{C}/\text{N} = 10$ 、培养温度为  $28^\circ\text{C}$ 、摇床转速为  $160 \text{ r}/\text{min}$ 、 $\text{pH} = 7.2$ 。通过研究钙离子质量浓度对菌株生长和氨氮降解的影响, 证明钙离子的存在会对菌株 CL-8 产生抑制作用, 钙离子质量浓度越高抑制作用越强。将菌株投入废水中进行污水处理试验, 证实 *Alcaligenes faecalis* CL-8 对真实废水处理有积极作用, 对生物处理过程中微生物群落结构进行分析发现, *Alcaligenes faecalis* CL-8 能够在投菌初期占据种群优势。

### 参考文献

- [1] Sancho I, Licon E, Valderrama C, et al. Recovery of ammonia from domestic wastewater effluents as liquid fertilizers by integration of natural zeolites and hollow fiber membrane contactors [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, s584/585: 244-251.
- [2] 韩静. 高浓度氨氮废水的危害及主要治理技术 [J]. *北方环境*, 2011, 23(12): 120-122.
- [3] Yu X J, Ning L H. Removal of ammonia nitrogen by combining the ammonia stripping with electrochemical oxidation [J]. *Advanced Materials Research*, 2013, 664: 454-457.

(下转第 203 页)

- properties of synthesised silver nanoparticles [J]. *Micro Nano Letters*, 2017, 12:223–226.
- [7] Chen X, Zheng Z, Ke X, *et al.* Supported silver nanoparticles as photocatalysts under ultraviolet and visible light irradiation [J]. *Green Chemistry*, 2010, 12:414–419.
- [8] Wood A, Giersig M. Fermi level equilibration in quantum dot-metal nanojunction [J]. *The Journal of Physical Chemistry B*, 2001, 105: 8810–8815.
- [9] 孙连志, 赵圣哲, 高志伶, 等. Ag/ZnO 纳米纤维的制备及光催化性能 [J]. *高等化学学报*, 2017, 38:907–914.
- [10] Wang Y, Wan D, Xie S, *et al.* Synthesis of silver octahedra with controlled sizes and optical properties via seed-mediated growth [J]. *ACS Nano*, 2013, 7:4586–4594.
- [11] Zeng J, Zheng Y, Rycenga M, *et al.* Controlling the shapes of silver nanocrystals with different capping agents [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2010, 132:8552–8553.
- [12] Coskun S, Aksoy B, Unalan H. Polyol synthesis of silver nanowires: An extensive parametric study [J]. *Crystal Growth & Design*, 2011, 11:4963–4969.
- [13] Haber J, Sokolov K. Synthesis of stable citrate-capped silver nanoprisms [J]. *Langmuir: the ACS Journal of Surfaces and Colloids*, 2017, 33:10525–10530.
- [14] Mallick K, Witcomb M J, Scurrell M S. Self-assembly of silver nanoparticles in a polymer solvent: Formation of a nanochain through nanoscale soldering [J]. *Materials Chemistry and Physics*, 2005, 90: 221–224.
- [15] Li Z, Wang L, Chen S, *et al.* Facile green synthesis of silver nanoparticles into bacterial cellulose [J]. *Cellulose*, 2015, 22:373–383.
- [16] Omrani A A, Taghavinia N. Photo-induced growth of silver nanoparticles using UV sensitivity of cellulose fibers [J]. *Applied Surface Science*, 2012, 258:2373–2377.
- [17] Darroudi M, Ahmad M B, Zak A K, *et al.* Fabrication and characterization of gelatin stabilized silver nanoparticles under UV-light [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2011, 12:6346–6356.
- [18] Qian G M, Liu W, Zheng L, *et al.* Facile synthesis of three dimensional porous hydroxyapatite using carboxymethylcellulose as a template [J]. *Results in Physics*, 2017, 7:1623–1627.
- [19] Guo X, Yan H, Zhao S, *et al.* Effect of calcining temperature on particle size of hydroxyapatite synthesized by solid-state reaction at room temperature [J]. *Advanced Powder Technology*, 2013, 24: 1034–1038.
- [20] Xu Z, Qian G, Feng M. Using polyacrylamide to control particle size and synthesize porous nano hydroxyapatite [J]. *Results in Physics*, 2020, 16:102991.
- [21] Zhang Q, Du C, Zhao Q, *et al.* Visible light-driven the splitting of ethanol into hydrogen and acetaldehyde catalyzed by fibrous AgNPS/Cds hybrids at room temperature [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2019, 102:182–189.
- [22] Slepko A, Demkov A A. First principles study of hydroxyapatite surface [J]. *Journal of Chemical Physics*, 2013, 139:044714.
- [23] Xu B, Li Y, Gao Y, *et al.* Ag-AgI/Bi<sub>3</sub>O<sub>4</sub>Cl for efficient visible light photocatalytic degradation of methyl orange: The surface plasmon resonance effect of Ag and mechanism insight [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2019, 246:140–148. ■

(上接第 198 页)

- [4] Kosari S F, Rezaei B, Lo K V. Operational strategy for nitrogen removal from centrate in a two-stage partial nitrification-Anammox process [J]. *Environ Technol Lett*, 2014, (35):1110–1120.
- [5] Huang C, Luo M T, Chen X F, *et al.* Recent advances and industrial viewpoint for biological treatment of wastewaters by oleaginous microorganisms [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 232: 398–407.
- [6] Shaban M, Abukhadra M R, Nasief F M, *et al.* Removal of ammonia from aqueous solutions, ground water, and wastewater using mechanically activated clinoptilolite and synthetic zeolite-A: Kinetic and equilibrium studies [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2017, 228(11):450–466.
- [7] Fitzgerald C M, Camejo P, Oshlag J Z. Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen [J]. *Water Research*, 2015, (70):38–51.
- [8] Ingo S, Olav S, Markus S, *et al.* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater [J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2003, 27(4):481–92.
- [9] Anderson I C, Poth M, Homstead J A. A comparison of NO and N<sub>2</sub>O production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis* [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1993, (59):3525–3533.
- [10] Kumar M, Lin J G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal—Strategies and issues [J]. *J Hazardous Materials*, 2010, (178):1–9.
- [11] Okabe S, Oozawa Y, Hirata K. Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios [J]. *Water Research*, 1996, (30):0–1572.
- [12] Germán B, Ariel G. Characterization of the microorganisms from an acclimated activated sludge degrading phenolic compounds [J]. *Water Science and Technology*, 1996, (34):289–294.
- [13] Matsuzaka E, Nomura N, Nakajima-Kambe T. A simple screening procedure for heterotrophic nitrifying bacteria with oxygen-tolerant denitrification activity [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2003, (95):409–411.
- [14] Guo J, Wu X, Liu S, *et al.* Screening of three ammonia-oxidizing bacteria and construction of compound agent CCZU C6 in high-efficiency ammonia-oxidizing [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 40:101862.
- [15] Bi C, Yu D, Wang X, *et al.* Performance and microbial structure of partial denitrification in response to salt stress: Achieving stable nitrite accumulation with municipal wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 311:123559. ■