

低碳氮比猪场废水短程硝化反硝化-厌氧氨氧化脱氮

王欢^{1,2}, 裴伟征³, 李旭东^{1*}, 郝纯^{1,2}, 曾抗美¹

(1. 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 四川大学建筑与环境学院, 成都 610065)

摘要:针对低碳氮比猪场废水传统脱氮法碳源不足的问题, 采用 SBBR 反应器进行短程硝化反硝化-厌氧氨氧化联合脱氮, 实验表明, 短程硝化反硝化预处理可为厌氧氨氧化创造良好的进水条件; 经预处理的猪场废水厌氧氨氧化脱氮效果显著, 氨氮、亚硝态氮和总氮的平均去除率分别为 91.8%、99.3%、84.1%, 废水中残留有机物未对厌氧氨氧化效果产生明显影响, 氨氮、亚硝态氮、硝态氮平均变化量之比为 1:1.21:0.24。色质联用分析结果显示, 猪场废水中有机物成分在厌氧氨氧化反应前后未发生明显变化, 主要化合物为酯类和烷烃类物质; 特殊功能菌种检测结果表明, 实验条件下的微生物系统是一个厌氧氨氧化菌与硝化菌、亚硝化菌和反硝化菌共存的系统, 厌氧氨氧化菌是该系统主要脱氮功能菌。

关键词:厌氧氨氧化; 短程硝化反硝化; 猪场废水; 低碳氮比

中图分类号: X713 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)03-0815-07

Removing Nitrogen from Low-C/N-Piggery-Wastewater Using Shortcut Nitrification/denitrification-ANAMMOX

WANG Huan^{1,2}, PEI Wei-zheng³, LI Xu-dong¹, HAO Chun^{1,2}, ZENG Kang-mei¹

(1. Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Architecture and Environment, Sichuan University, Chengdu 610065, China)

Abstract: Aiming at the problem of deficiency of organic carbon source in piggery wastewater treatment by traditional method, shortcut nitrification/denitrification-ANAMMOX was used to remove nitrogen in piggery wastewater with low C/N in SBBR reactors. The results showed that shortcut nitrification/denitrification provided good influent conditions for ANAMMOX. High nitrogen removal efficiency of piggery wastewater by ANAMMOX was achieved and the average removal percentage of ammonium, nitrite and total nitrogen reached 91.8%, 99.3%, 84.1%, respectively. The performance of ANAMMOX process was not affected by the residual organic compounds in piggery wastewater. The average variation ratio of ammonium, nitrite and nitrate was 1:1.21:0.24. The analysis of GC/MS showed that there was little difference between the organic compounds in influent and effluent of ANAMMOX, and main organic compounds were saturated hydrocarbon and ester. The microorganism system was composed of anammox bacteria, ammonium oxidizer, nitrite oxidizer and denitrification bacteria together, and ANAMMOX bacteria was the main functional bacteria for nitrogen removal in this system.

Key words: ANAMMOX; shortcut nitrification/denitrification; piggery wastewater; low C/N

集约化养猪场废水一直是农村水污染的主要来源, 废水若不经处理直接排放, 可导致水质恶化、人畜传染病蔓延, 给生态环境带来严重危害^[1]。猪场废水处理的难点在于脱氮, 因其氨氮浓度高、碳氮比(C/N)低, 采用传统硝化反硝化法处理成本高、效率低。短程硝化反硝化可以减少硝化过程的耗氧量、投碱量、反硝化过程所需碳源及缩短反应时间, 因而成为废水生物脱氮研究的热点^[2]。但是对于经厌氧消化后的低 C/N 猪场废水, 碳源不足仍然是影响短程硝化反硝化处理效果的主要因素^[3]。厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)因具有不需供给有机碳源、无需供氧等优势而受到关注^[4,5], 但厌氧氨氧化过程很容易因水中有有机物和溶解氧而受到抑制, 故其对进水的要求较高。目前国内外所采用的厌氧氨氧化前置工艺均为短程硝化, 其研究的

重点在于如何实现亚硝化、如何控制出水氨氮与亚硝态氮比例^[6~8], 但是多数研究并未对前处理出水进行后续厌氧氨氧化运行效果考察, 而仅经过短程硝化的废水总氮负荷并未降低, COD 去除不彻底, 这并不利于实际废水的厌氧氨氧化运行。在有机物对厌氧氨氧化过程影响方面的考察, 目前相关研究多采用添加单种有机物质的方式进行, Pathak 等^[9]、Chamchoi 等^[10]和朱静平等^[11]分别以己内酯、全脂牛奶和葡萄糖为有机碳源, 考察有机物对厌氧氨氧化的影响, 其研究表明在有机碳源存在的条件下, 厌氧

收稿日期: 2008-03-31; 修订日期: 2008-07-05

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-442); 四川省科技攻关项目(05SG012-001); 四川省公益性研究计划项目(2008NG0006)

作者简介: 王欢(1978~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: wanghuan_cib@163.com

* 通讯联系人, E-mail: lixd@cib.ac.cn

氨氧化菌可与反硝化菌共存,但是其竞争力小于后者,厌氧氨氧化是否受到抑制取决于有机物浓度和 C/N; Guven 等^[12]研究表明,甲醇和乙醇对厌氧氨氧化菌有抑制作用,葡萄糖、甲酸和丙胺酸则影响不大.但是,以成分复杂的猪场废水为对象的研究尚少见报道.

本研究以低 C/N 猪场废水为对象,将短程硝化反硝化作为厌氧氨氧化的前置工艺,前者可为后者创造去除可降解 COD、降低总氮负荷、控制基质比例等进水条件,而后者可在无需外加碳源的条件下进一步脱氮,二者的结合可成为高氨氮、低 C/N 废水脱氮的新途径.此外,为了增强厌氧氨氧化工艺的实用性,实验在启动和运行过程中,均未对废水进行脱氧处理,利用微生物的共生作用使水中溶解氧得以去除.

1 材料与方法

1.1 废水来源及水质

猪场废水取自四川简阳某养猪场沼气池出水口,主要水质指标如表 1.

表 1 猪场废水主要水质指标

Table 1 Main index of piggery wastewater				
COD	氨氮	亚硝态氮	硝态氮	pH
/mg·L ⁻¹	/mg·L ⁻¹	/mg·L ⁻¹	/mg·L ⁻¹	
800 ~ 1 400	400 ~ 700	< 1	20 ~ 30	7.3 ~ 7.5

由表 1 可见,经过厌氧消化后的猪场废水 C/N 在 2 左右,不能满足传统硝化反硝化的要求.

厌氧氨氧化挂膜及启动阶段采用模拟废水,模拟废水成分见文献[13],待启动成功以后,以经短程硝化反硝化预处理后的猪场废水为进水.

1.2 实验装置及运行方式

短程硝化反硝化反应器(R₁)和厌氧氨氧化反应器(R₂)均采用自制 SBBR (sequencing batch biofilm reactor)反应器,由有机玻璃制成.其中, R₁ 高 50 cm, 内径 8 cm, 有效体积为 2 L; R₂ 高 52 cm, 内径 13 cm, 有效体积为 6 L, 反应器表面固定黑色塑料纸以避光, 反应器内置亲水性软性纤维填料.

短程硝化反硝化反应均在常温(13 ~ 20℃)、不人为调节 pH 的条件下进行;间歇换水,每次换水 1 L,每个周期停留时间为 24 h;操作方式为缺氧/曝气交替进行,缺氧时间范围为 15 ~ 2 0h,曝气时间范围为 3.5 ~ 6.0 h,根据猪场废水原水浓度确定具体反应时间.

厌氧氨氧化反应器反应温度控制在 30℃ ± 2℃,不人为调节 pH;间歇换水,每次换水 3 L,每个周期停留时间为 24 h;反应产生的气体由排气管进入液封瓶,根据液封瓶排出液体的体积估计排气量.反应器用模拟废水启动成功以后,逐步过渡到以经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水为进水,稳定运行后的工艺流程如图 1.

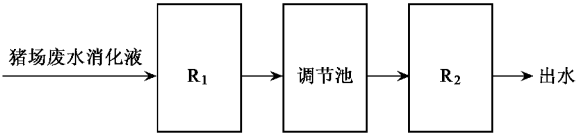


图 1 短程硝化反硝化-厌氧氨氧化工艺流程示意

Fig.1 Schematic diagram of shortcut nitrification/ denitrification-ANAMMOX process

1.3 检测与分析方法

1.3.1 常规水质分析

COD: 重铬酸钾法 + 微波消解快速测定法(WC-I 微波消解仪,长沙湘蓝科学仪器有限公司);溶解氧: HI2400 型台式溶解氧仪(Hanna Instrument);氨氮: 纳氏试剂分光光度法(GB/T 7479-1987);亚硝态氮: N-(1-萘基)-乙二胺二盐酸分光光度法(GB/T 7493-1987);硝态氮: 紫外分光光度法(HJ/T 346-2006);总氮: 过硫酸钾紫外分光光度法(GB/T 11894-1989); pH: PHSJ-3F 型 pH 计(雷磁 PHSJ-3F,上海精密科学仪器有限公司).

1.3.2 气相组成分析

(1)氮气与氧气 仪器型号: GC-1690 气相色谱仪(杭州科晓化工仪器设备有限公司).载气: 氩气,流速: 30 mL/min;色谱柱: TDX-01, 3 m × 3 mm;检测器温度: 80℃,进样口温度: 60℃;柱温: 30℃.

(2)二氧化碳 仪器型号: SP-1200 气相色谱仪(北京分析仪器厂).载气: 高纯氮,流速: 0.1 MPa;色谱柱: TDX-01, 1.5 m × 3 mm;柱温: 90℃,进样口: 120℃,检测器: 120℃.

1.3.3 有机物成分分析

色谱/质谱仪: HP6890/5973.毛细柱: AB-5MS(30 m × 0.25 mm × 0.25 μm).色谱条件: 载气(He)流速为 0.8 mL/min;进样口温度为 260℃,柱箱程序升温: 从 50℃开始,以 8℃/min 升至 280℃;质谱条件: 电子轰击能量为 70 eV;质量扫描范围: 20 ~ 500 u.

1.3.4 微生物总 DNA 提取

微生物总 DNA 的提取按照文献[14]的方法进行.

1.3.5 PCR 扩增引物及扩增条件

厌氧氨氧化菌、亚硝化菌和硝化菌的特异性引物序列及扩增条件见文献[15~17]。所有扩增产物用 1.5% 琼脂糖凝胶电泳检测 PCR 产物。

2 结果与讨论

2.1 猪场废水短程硝化反硝化

在常温(20℃)、不人为调节 pH 的条件下,以 1.1 所述的猪场废水为对象,进行基于厌氧氨氧化的短程硝化反硝化预处理研究,具体过程已另文讨论^[18]。实验所得主要结果如下。

(1) 首先通过反硝化过程,上一周期残留的亚硝态氮可以得到彻底去除;总氮和 COD(按照每 mg 亚硝态氮产生 1.1 mg COD,已从测得的 COD 值中扣除了亚硝态氮的贡献,下同)平均去除率分别为 50%、42%;pH 由进水 7.3 上升至 8 左右;氨氮浓度在反硝化过程中几乎不变。

(2) 接下来经过亚硝化过程,废水中氨氮与亚硝态氮浓度之比可控制在 1:1 左右,亚硝化率为 100%;COD 平均去除率约为 24.5%;pH 由 8.2 下降至 7.8 左右。

(3) 稳定运行后,猪场废水经过短程硝化反硝化处理,COD 和总氮的平均去除率分别为 64.5%、49.1%,出水氨氮和亚硝态氮浓度范围为 80~120 mg/L,出水 pH 在 7.8 左右。

通过以上结论可知,经过短程硝化反硝化,猪场废水的总氮负荷可以得到明显降低,易降解的 COD 得以去除,出水氨氮与亚硝态氮浓度比例在 1:1 左右、pH 在 7.8 左右。可见,短程硝化反硝化作为前处理,可为厌氧氨氧化创造良好的进水条件。

2.2 厌氧氨氧化启动及运行

2.2.1 污泥驯化及挂膜

污泥取自成都市三瓦窑城市污水处理厂污泥浓缩池。在 SBR 反应器内加入污泥、软性纤维填料和模拟废水,间歇曝气。经过 30 d 污泥驯化,挂膜成功,将填料转移至厌氧氨氧化反应器内。

2.2.2 厌氧氨氧化启动过程

采用模拟废水,在温度为 30℃±2℃、不人为调节 pH、进水不作脱氧处理的条件下进行厌氧氨氧化反应器启动。整个启动可分为 3 个阶段。第 1 阶段:迟滞期(第 0~80 d),进水氨氮与亚硝态氮浓度在 60 mg/L 左右,该阶段厌氧氨氧化菌尚未占优势,未见明显效果;第 2 阶段:负荷提高期(第 80~100 d),出水氨氮和亚硝态氮浓度逐渐降低,厌氧氨氧化特征开

始明显,将进水氨氮、亚硝氮浓度逐步提高到 100 mg/L;第 3 阶段:稳定期(第 100~140 d),该阶段氨氮态与亚硝态氮均按比例稳定得以去除,硝态氮伴随增加,厌氧氨氧化启动成功。稳定期主要指标变化如图 2、图 3。

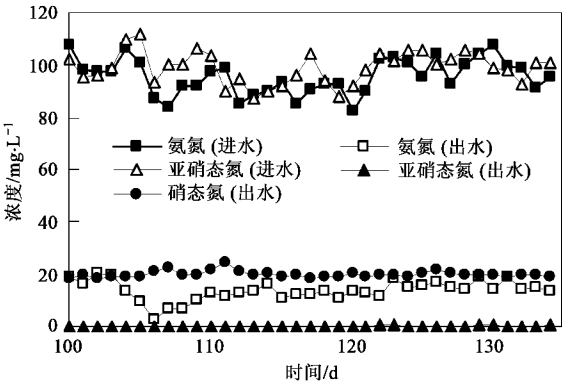


图 2 模拟废水厌氧氨氧化基质变化

Fig.2 Variation of substrates in simulated wastewater by ANAMMOX

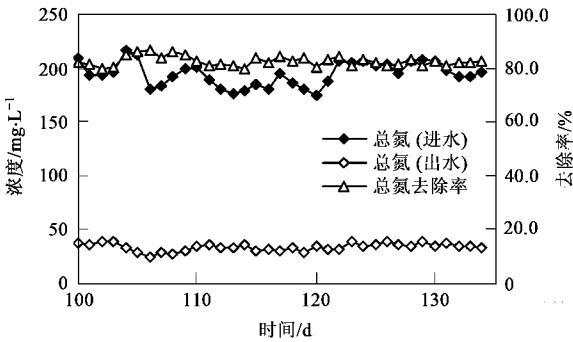


图 3 模拟废水厌氧氨氧化总氮变化

Fig.3 Variation of total nitrogen in simulated wastewater by ANAMMOX

如图 2、图 3,在稳定运行期内,氨氮和亚硝态氮进水浓度比约为 1:1,经过厌氧氨氧化反应,出水亚硝态氮浓度 < 1 mg/L,出水氨氮浓度为 10~15 mg/L,硝态氮浓度保持在 20 mg/L 左右;经计算,氨氮去除率为 78.1%~96.7%,亚硝态氮去除率均 > 99%,总氮去除率保持在 79%~86%;氨氮去除量、亚硝态氮去除量和硝态氮生成量之比平均为 1:1.20:0.24,与理论比例接近^[19]。

2.3 猪场废水厌氧氨氧化脱氮效果考察

在温度为 30℃±2℃、不人为调节 pH、进水不作脱氧处理的条件下,以经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水为进水,进行厌氧氨氧化脱氮考察。经过近 1 个月的运行,主要水质指标的变化如图 4~图 6。

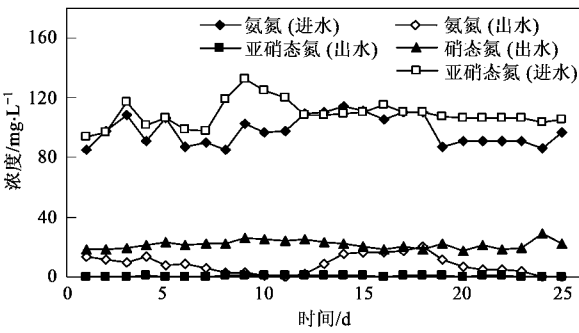


图 4 猪场废水厌氧氨氧化基质变化

Fig.4 Variation of substrates in piggery wastewater by ANAMMOX

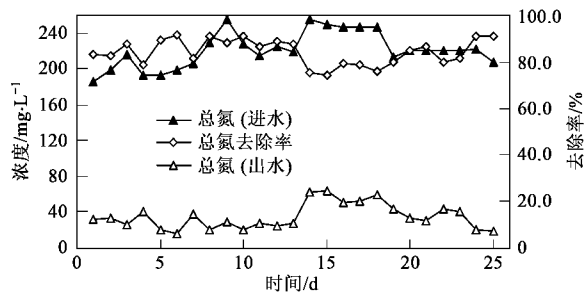


图 5 猪场废水厌氧氨氧化总氮变化

Fig.5 Variation of total nitrogen in piggery wastewater by ANAMMOX

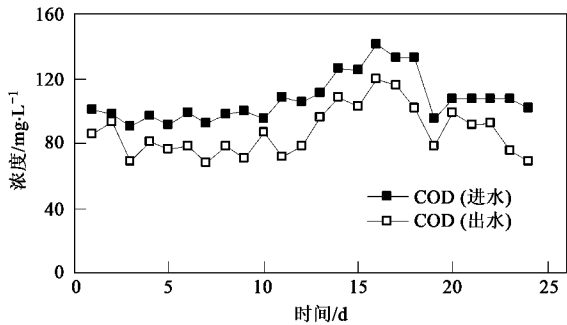


图 6 猪场废水厌氧氨氧化 COD 变化

Fig.6 Variation of COD in piggery wastewater by ANAMMOX

如图 4~图 6, 稳定运行 25 d 内, 氨氮和亚硝态氮进水浓度为 80~120 mg/L, 二者比例约为 1:1, 进水 COD 为 90~140 mg/L. 反应后, 亚硝态氮出水浓度 < 1 mg/L, 氨氮出水浓度为 5~20 mg/L, COD 浓度降低较小. 经计算, 氨氮、亚硝态氮、总氮、COD 的平均去除率分别为 91.8%、99.3%、84.1%、18.1%, 氨氮、亚硝态氮和硝态氮平均变化量之比为 1:1.21:0.24, 与模拟废水厌氧氨氧化相比, 三者比例几乎不变, 总氮去除率接近. 可见, 以经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水为进水, 厌氧氨氧化过程仍然可以正常进行.

2.4 气相组成分析

为分析模拟废水厌氧氨氧化脱氮系统(系统 I)、猪场废水厌氧氨氧化脱氮系统(系统 II)的主要反应类型, 分别在系统 I、系统 II 进行气体采样(用 5 mL 注射器在反应器排气管采样, 采样后立即进行分析), 作气相色谱分析. 测试结果如图 7、图 8.

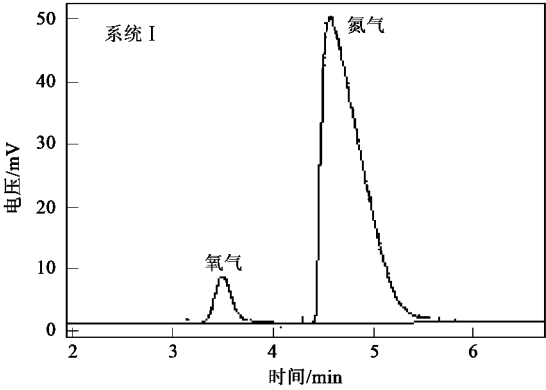


图 7 模拟废水厌氧氨氧化产气分析

Fig.7 Analysis on gas produced by ANAMMOX of simulated wastewater

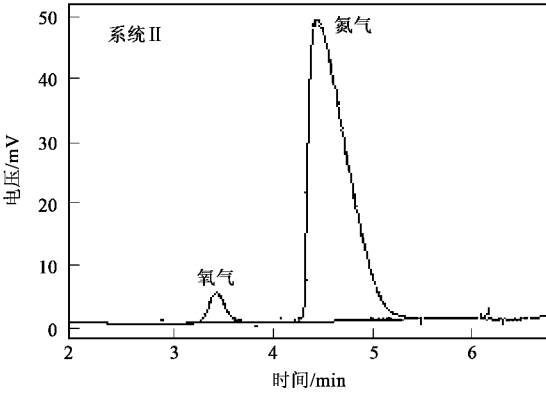


图 8 猪场废水厌氧氨氧化产气分析

Fig.8 Analysis on gas produced by ANAMMOX of piggery wastewater

可以看出, 系统 I、系统 II 的气体分析图谱没有明显变化, 主要成分均为氮气, 体积分数分别约为 94.9%、96.5%. 同时, 2 个系统的气体中均含有少量氧气, 所占体积分数分别约为 5.1%、3.5%. 样品中氧气的主要来源, 一方面是由于反应器存在轻微漏气, 另一方面可能是采样过程中有空气进入, 此外废水中带入的溶解氧, 也可能有一定贡献.

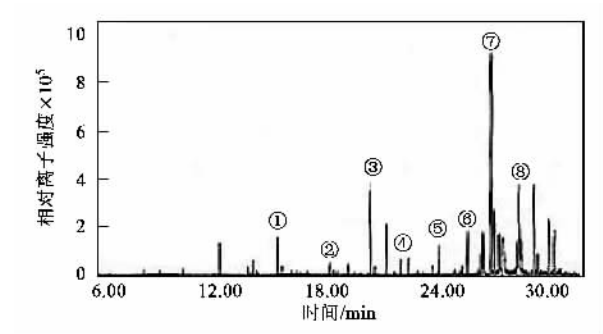
另外, 2 个系统产生的气体中, 均未检出二氧化碳. 产生该结果的原因, 一方面是因为经过短程硝化反硝化预处理后, 猪场废水可生化性差, 水中有机物难以被反硝化菌利用, 系统中没有发生明显的反硝化; 二是由于厌氧氨氧化反应过程中, 废水 pH 范围

在 7.8~8.5, 系统中碳酸盐主要以重碳酸盐的形式存在, 以二氧化碳形式存在的很少, 在仪器灵敏度范围内不能检出。

测试结果进一步说明了反应器内主要进行的是厌氧氨氧化反应, 反硝化反应不明显, 由于反应器内残留有少量氧气, 故可能有好氧硝化反应伴随发生。

2.5 厌氧氨氧化反应前后废水有机物成分分析

根据气相组成分析结果和图 6 中 COD 的浓度变化可知, 以经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水为进水, 厌氧氨氧化反应过程中没有伴随明显的反硝化反应, 因此废水中有机物组成在反应过程中应该不发生显著变化。为了进一步了解猪场废水中残留有机物成分以及在反应过程中所发生的变化, 对厌氧氨氧化反应的进水、出水分别进行色质联用 (GC/MS) 分析, 测试及鉴定结果如图 9、图 10。



①正十三烷; ②2-甲基十七烷; ③邻苯二甲酸二丁酯;
④6-十八碳烯酸甲酯; ⑤N-苯基-2-萘胺;
⑥2-羟基-1-(羟甲基)十六酸乙酯; ⑦邻苯二甲酯二异辛酯;
⑧单硬脂酸甘油酯, 下同

图 9 进水总离子流图

Fig.9 Total ionic stream of influent

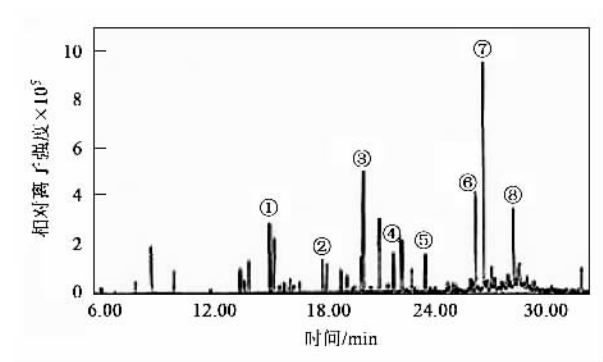


图 10 出水总离子流图

Fig.10 Total ionic stream of effluent

由图 9、图 10 可知, 废水在厌氧氨氧化处理前后, 主要波峰未发生明显变化, 说明废水中残留有机物成分在厌氧氨氧化过程中未发生显著变化。经鉴

定, 主要有有机物成分为酯类和烷烃类化合物, 未检测出目前有关报道提到的对厌氧氨氧化菌有抑止作用的物质^[9~12]。

由上述实验和检测结果可知, 在本实验条件下, 猪场废水中大部分可生化有机物已经通过短程硝化反硝化预处理得以去除, 剩余有机物的可生化性很差, 使反硝化菌的生长受到抑止, 从而为厌氧氨氧化菌的生长创造了条件。

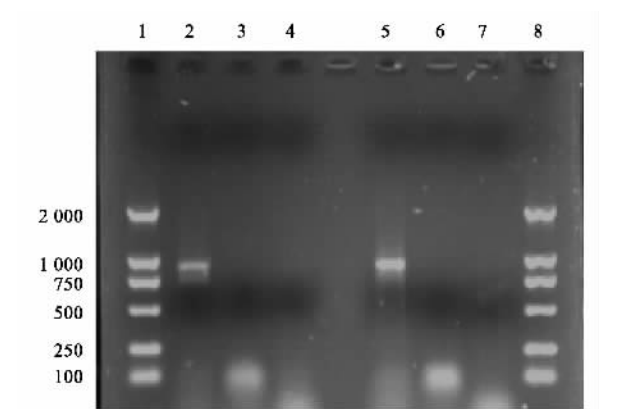
2.6 特殊功能菌种检测

2.6.1 PCR 检测

分别在模拟废水厌氧氨氧化脱氮系统 (系统 I)、猪场废水厌氧氨氧化脱氮系统 (系统 II) 取活性污泥, 进行特殊功能菌种检测。鉴于本实验厌氧氨氧化进水未进行脱氧处理, 反应器内可能有好养菌伴随生长, 故选择检测目标菌种为: 厌氧氨氧化菌、硝化菌和亚硝化菌。扩增所选用引物均为各类型中典型菌种 16S rDNA 特征片段, 能很好地表征各类型菌群的存在。

按 1.3.4 的方法提取菌的 DNA 后, 取样进行电泳检测, 结果表明提取的 DNA 片断 > 15 kb, 可以用于后续实验。

以提取的 DNA 为模板进行 PCR 扩增, 结果用 1.5 % 琼脂糖凝胶电泳检测, 结果见图 11。



1.Marker(DL2000); 2. 系统 I 厌氧氨氧化菌特异片断;
3. 系统 I 硝化菌特异片断; 4. 系统 I 亚硝化菌特异片断;
5. 系统 II 厌氧氨氧化菌特异片断; 6. 系统 II 硝化菌特异片断;
7. 系统 II 亚硝化菌特异片断; 8.Marker(DL2000)

图 11 厌氧氨氧化活性污泥总 DNA 扩增结果

Fig.11 Result of PCR of ANAMMOX sludge

如图 11 所示, 系统 I、系统 II 的活性污泥中厌氧氨氧化菌和硝化菌的特征条带均比较明显。厌氧氨氧化菌特异片段所显示的条带长度均约为 800 bp, 与文献[15]的结果一致; 硝化菌特异片段所显示

的条带长度均约为 130 bp,也与文献[17]的结果一致.该结果进一步证明,经短程硝化反硝化后的猪场废水对厌氧氨氧化菌无明显抑制作用,对处理系统无明显不利影响;实验条件下的微生物系统是一个厌氧氨氧化菌与好氧硝化菌共存的系统.系统可通过位于膜表面的好氧硝化菌进行好氧硝化反应,去除进水中的溶解氧;位于膜内部的厌氧氨氧化菌通过厌氧氨氧化反应进行脱氮.在好氧硝化菌和生物膜的双重保护下,厌氧氨氧化过程得以稳定进行.

2.6.2 MPN 计数

为进一步了解系统内厌氧氨氧化菌以外的微生物种类,采用 MPN 法考察亚硝化菌、硝化菌和反硝化菌在系统内的数量. MPN 计数方法参考文献[20],检测结果如表 2.

表 2 MPN 计数结果/CFU·g⁻¹
Table 2 Counting results of MPN/CFU·g⁻¹

脱氮系统	亚硝化菌	硝化菌	反硝化菌
猪场废水	> 2.5 × 10 ⁵	> 2.5 × 10 ⁵	9.5 × 10 ³
模拟废水	> 9.5 × 10 ⁴	> 2.5 × 10 ⁵	75

由表 2 可见,2 个系统中硝化菌和亚硝化菌浓度较大,证实了在未经脱氧处理的情况下,好氧细菌与厌氧氨氧化菌的共存.而硝化菌、亚硝化菌对氧的去除,又为厌氧氨氧化菌的生长创造了条件,二者形成了很好的共生关系.对于猪场废水脱氮系统的活性污泥,反硝化菌浓度与硝化菌、亚硝化菌浓度相差 2 个数量级,可见经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水中有机物的可生化性差,反硝化菌无法获得足够碳源而受到抑制.模拟废水脱氮系统(其中无有机碳源)的活性污泥中也检测到微量的反硝化菌存在,可能是死亡的菌体细胞溶解为其提供了碳源.

根据实验 2.6 可知,本实验条件下,模拟废水脱氮系统和猪场废水脱氮系统中的主要功能菌种均为厌氧氨氧化菌、硝化菌和亚硝化菌.该结果进一步说明,在进水不经脱氧处理的条件下,稳定运行的厌氧氨氧化反应器中,微生物系统是由多种微生物共存的体系,各种微生物相互依赖;经短程硝化反硝化预处理后,猪场废水中残留有机物的可生化性很差,反硝化菌受到抑制,厌氧氨氧化菌是该系统主要脱氮功能菌.

3 结论

(1)猪场废水经过短程硝化反硝化前处理,COD 和总氮的平均去除率分别为 64.5%和 49.1%,出水

pH 在 7.8 左右,氨氮与亚硝态氮浓度比例可控制在 1:1 左右,为厌氧氨氧化创造了良好的进水条件.

(2)经过短程硝化反硝化预处理后的猪场废水,厌氧氨氧化脱氮效果稳定,氨氮、亚硝态氮、总氮、COD 的平均去除率分别为 91.8%、99.3%、84.1%、18.1%,氨氮、亚硝态氮、硝态氮平均变化量比例为 1:1.21:0.24,与理论值接近.

(3)猪场废水、模拟废水厌氧氨氧化脱氮系统所产生气体的组成无明显差异,主要成分为氮气,所占体积分数分别为 96.5%、94.9%,2 个系统均未检出二氧化碳.

(4)经过短程硝化反硝化预处理后,猪场废水中残留有机物成分在厌氧氨氧化反应过程中无显著变化,主要为酯类和烷烃类物质,对厌氧氨氧化过程无明显影响.

(5)特殊功能菌种检测结果表明,模拟废水、猪场废水脱氮系统中的主要功能菌种均为厌氧氨氧化菌、硝化菌和亚硝化菌,厌氧氨氧化菌是该系统主要脱氮功能菌.

参考文献:

[1] 张克强,高怀友. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社,2004. 26-30.

[2] 郑平,徐向阳,胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京: 科学出版社,2004. 115-116.

[3] 杨朝晖,高峰,曾光明,等. 短程硝化反硝化去除高氨氮猪场废水中的氮[J]. 中国环境科学,2005,25(增刊):43-46.

[4] Van Luijn F, Boers P C M, Lijklema L. Anoxic N₂ fluxes from fresh water sediments in the absence of oxidized nitrogen compounds[J]. Water Res, 1998,32(2):407-409.

[5] Van de Graaf A A, Mulder A, De Bruijn P, et al. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process[J]. Appl Environ Microbiol, 1995,61(4):1246-1251.

[6] Yamamoto T, Takaki K, Koyama T, et al. Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology[J]. Bioscience and Bioengineering, 2006, 102(6):497-503.

[7] Fux C, Bohler M, Huber P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. Biotechnol, 2002,99:295-306.

[8] Ganigue R, Lopez H, Balaguer M D, et al. Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates[J]. Water Res, 2007,41(15):3317-3326.

[9] Pathak B K, Kazama F, Saiki Y, et al. Presence and activity of anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactors[J]. Bioresour Technol, 2007,98(11):2201-2206.

[10] Chamchoi N, Nitisoravut S, Schmidt J E. Inactivation of ANAMMOX

communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification[J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99**(9): 3331-3336.

[11] 朱静平, 胡勇有, 闫佳. 有机碳源条件下厌氧氨氧化 ASBR 反应器中的主要反应[J]. *环境科学*, 2006, **27**(7): 1353-1357.

[12] Guven D, Dapena A, Kartal B, *et al*. Propionate oxidation by and methanol inhibition of ammonium-oxidizing bacteria [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2005, **71**(2): 1066-1071.

[13] 张少辉, 郑平. 厌氧氨氧化反应器启动方法的研究[J]. *中国环境科学*, 2004, **24**(4): 496-500.

[14] 高平平, 赵立平. 可用于微生物群落分子生态学研究的活性污泥总 DNA 提取方法研究[J]. *生态学报*, 2002, **22**(11): 2015-2019.

[15] 雒怀庆, 胡勇有. 厌氧氨氧化污泥中效应菌的分子生物学研究[J]. *微生物学报*, 2005, **45**(3): 335-338.

[16] Rowan A K, Snape J R, Fearnside D, *et al*. Composition and diversity of ammonia-oxidising bacterial communities in wastewater treatment reactors of different design treating identical wastewater[J]. *FEMS Microbiol Ecol*, 2003, **43**: 195-206.

[17] Dionisi H M, Layton A C, Harms G, *et al*. Quantification of *Nitrosomonas oligotropha*-like ammonia-oxidizing bacteria and *Nitrospira* spp. from full-scale wastewater treatment plants by competitive PCR[J]. *Appl Environl microbiol*, 2002, **68**(1): 245-253.

[18] 王欢, 李旭东, 曾抗美. 猪场废水厌氧氨氧化脱氮的短程硝化反硝化预处理研究[J]. *环境科学*, 2009, **30**(1): 114-119.

[19] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al*. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1998, **50**(5): 589-596.

[20] 陈绍铭, 郑福寿. 水生微生物学实验法(上)[M]. 北京: 海洋出版社, 1985. 227-238