

UASB 厌氧氨氧化启动研究及三维荧光分析

李苏仲¹, 薛同站^{1, 2}, 李卫华^{1, 2}, 王斌¹, 吴若萱¹

(1. 安徽建筑大学 环境与能源工程学院, 安徽 合肥 230601;
2. 水污染控制与废水资源化安徽省重点实验室, 安徽 合肥 230601)

摘要: 传统生物脱氮处理需要大量的外加碳源和能源, 厌氧氨氧化可节约脱氮成本。实验选用合肥经开区某污水处理厂的氧化沟污泥作为接种污泥, 在上流式厌氧污泥床反应器 (UASB) 内进行反应。实验分为三个阶段: 第一阶段为厌氧氨氧化菌培养阶段, 75 天后氨氮去除率达到了 90.6%, 亚硝态氮去除率达到了 91.3%, 总氮去除率达到了 81.3%, 启动成功; 第二阶段在进水中加入不同浓度的有机碳源, 此阶段进水 COD 浓度为 $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时总氮去除率最高, 达到了 86.7%; 第三阶段, 将 UASB 反应器和实验室已有的短程硝化反应器耦合, 总氮去除率略微下降但仍能达到 78.1%。除测量水质常规指标外, 还使用平行因子法分析出水水样中的荧光物质。

关键词: 厌氧氨氧化; UASB; SHARON-ANAMMOX; 平行因子法

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 2095-8382 (2021) 04-064-07

Study on Anaerobic Ammonia Oxidation Initiation of UASB and Three-dimensional Fluorescence Analysis

LI Suzhong¹, XUE Tongzhan^{1, 2}, LI Weihua^{1, 2}, WANG Bin¹, WU Ruoxuan¹

(1. School of Environment and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China;
2. Key Laboratory of Water Pollution Control and Wastewater Reuse, Hefei 230601, China)

Abstract: Traditional biological denitrification treatment requires a large amount of additional carbon sources and energy sources. Anaerobic ammonia oxidation can save the cost of denitrification. In the experiment, the oxidation ditch sludge of a sewage treatment plant in Hefei Economic Development Zone was used as inoculation sludge, and the reaction was carried out in an up-flow anaerobic sludge bed reactor (UASB). The experiment is divided into three stages: in the first stage, the anaerobic ammonia-oxidizing bacteria culture stage lasted for 75 days, the ammonia nitrogen removal rate reached 90.6%, the nitrite nitrogen removal rate reached 91.3%, and the total nitrogen removal rate reached 81.3%; in the second stage, different concentrations of organic carbon sources were added to the water, the total nitrogen removal rate reached 86.7% when the COD concentration of the influent was $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; in the third stage, the UASB reactor and the laboratory existing short-range nitrification reactors are coupled, the total nitrogen removal rate decreased slightly but still reached 78.1%. In addition to measuring routine water quality indicators, the parallel factor analysis method is also used to analyze fluorescent substances in water samples.

Keywords: anaerobic ammoxidation; UASB; SHARON-ANAMMOX; PARAFAC

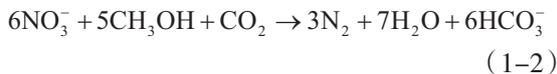
收稿日期: 2020-01-08

基金项目: 安徽省重点研发项目 (1704a0902006); 安徽省科技重大专项 (17030801028); 国家级大学生创新创业训练计划项目 (201910878053)

作者简介: 李苏仲 (1995-), 男, 硕士, 研究方向: 污水生物处理。

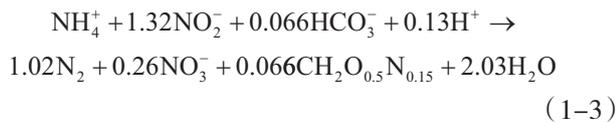
薛同站 (1972-), 男, 副教授, 硕士, 主要从事水污染控制与废水资源化研究。

传统的生物脱氮包括全程硝化和反硝化两个步骤^[1]:第一阶段,亚硝酸细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)和硝酸细菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)将氨氮氧化为硝酸氮;第二阶段,反硝化细菌将硝酸氮还原成气态氮。两个阶段的反应公式分别为式(1-1)和(1-2):



在反硝化阶段,有机底物的含量会影响反硝化的速率,为保证良好的脱氮效果,需要较高的碳氮比(C/N)^[2],但我国的部分城市污水并不能满足这一要求,因此,即便经过了传统生物脱氮处理,污水厂出水的总氮也依然无法达标^[3],必须要外加碳源。

厌氧氨氧化反应(ANAMMOX)是指在厌氧条件下,厌氧氨氧化菌(anaerobic ammonium oxidation bacteria, AAOB)以 NO_2^- -N为电子受体,将 NH_4^+ -N氧化为氮气的生物过程。厌氧氨氧化反应的总计量化学式如下式(1-3)^[4]:



相关研究表明,厌氧氨氧化工艺的主要影响因素有:温度、DO、pH值、有机碳源、无机碳浓度、金属离子等^[5-11]。

厌氧氨氧化工艺无需有机碳源,产泥量少,避免了传统生物脱氮运行成本高和操作复杂的缺点。因此,厌氧氨氧化工艺有广阔的应用前景。

在实际应用中,厌氧氨氧化工艺分为分体式工艺和一体式工艺,分体式工艺指将短程硝化和厌氧氨氧化反应在不同的反应器内分别完成,如SHARON-ANAMMOX工艺;一体式工艺则在单一反应器内进行,如CANON工艺、OLAND工艺和DEMON工艺,目前SHARON-ANAMMOX工艺为应用最广泛的厌氧氨氧化工艺^[12]。

厌氧氨氧化存在的问题:一是厌氧氨氧化菌生长非常缓慢,往往需要长时间的培育才可投入使用。荷兰鹿特丹的Dokhaven污水处理厂的厌氧氨氧化工艺启动时间长达3.5年^[13];二是厌氧氨氧化菌易

受有机物影响。进水有机物浓度高时,厌氧氨氧化菌的优势地位很快就会被异养反硝化菌取代;三是总氮去除率较低。如果反应器内仅发生厌氧氨氧化反应,由于厌氧氨氧化每去除 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氨氮会产生 $0.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的硝态氮的技术特点,生成的硝态氮会降低总氮的去除率。已有的大量实验数据表明,厌氧氨氧化反应器的总氮去除率一般小于85%^[14-17]。

厌氧氨氧化启动作为一种较为新颖的脱氮工艺,已有大量的相关实验,但在一些实验中厌氧氨氧化反应器并未与其他反应器耦合。厌氧氨氧化反应器的进水由人工直接配置且进水中不含有有机物,水质不符实际。因此,实验的实用价值会大打折扣。

本实验在使用理想状态的人工配水(进水无有机碳源,且进水中 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N=1.32)成功启动UASB厌氧氨氧化反应器后,向进水中投加有机碳源,使进水水质更符合实际,随后将UASB反应器与实验室已有的SBR短程硝化反应器进行耦合,使实验更具有实际意义。成功运行的短程硝化-厌氧氨氧化组合工艺可被用于处理养猪场废水^[18]等低碳氮比废水。

1 实验部分

1.1 污泥接种

接种污泥取自合肥经开区某污水处理厂的氧化沟,搅拌均匀然后用BT100-2J型号的蠕动泵输送进反应器里,此时反应器内的MLSS约为 $3\ 422\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此后的污泥培养和驯化过程中不进行排泥。反应器外壁用黑色贴纸缠绕以保证反应器内细菌处于避光环境。

1.2 进水配置

人工配水则按照实验室已有的SBR短程硝化反应器的出水总氮($223\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)及厌氧氨氧化反应公式进行配置。根据反应公式可知进水 NH_4^+ -N与 NO_2^- -N之比最佳应为1:1.32。根据计算可得进水 NH_4^+ -N浓度为 $96\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^- -N浓度为 $127\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。计算之后,进水所含有的主成分、浓度及纯度如表1。

除此之外,进水中还投加微量元素促进厌氧氨氧化菌生长。为促进吸收,采用EDTA-2Na作为螯合

物。微量元素浓缩液 I 和 II 配置完成之后分别定容到 1 L 容量瓶,然后每桶进水添加 25 ml 微量元素浓缩液 I 和 II。

表 1 厌氧氨氧化菌培养阶段人工配水主成分、浓度及纯度

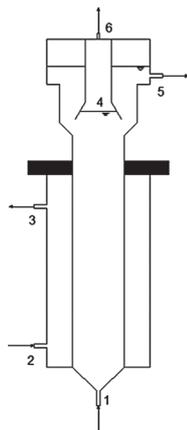
药品名称	浓度 (mg·L ⁻¹)	纯度
(NH ₄) ₂ SO ₄	452	分析纯
MgSO ₄ ·7H ₂ O	300	分析纯
NaNO ₂	564	分析纯
KHCO ₃	500	分析纯
KH ₂ PO ₄	28	分析纯
CaCl ₂ ·2H ₂ O	160	分析纯

微量元素浓缩液 I 成分及浓度为:EDTA-2Na 7.54 g·L⁻¹,FeSO₄·7H₂O 5.56 g·L⁻¹。

微量元素浓缩液 II 成分及浓度为:EDTA-2Na 17.4 g·L⁻¹,ZnSO₄·7H₂O 0.43 g·L⁻¹,CuSO₄·5H₂O 0.25 g·L⁻¹,CoCl₂·6H₂O 0.24 g·L⁻¹,NaMoO₄·2H₂O 0.22 g·L⁻¹,MnCl₂·4H₂O 0.99 g·L⁻¹,NaSeO₄·10H₂O 0.21 g·L⁻¹,NiCl₂·6H₂O 0.19 g·L⁻¹。

1.3 实验设备

实验采用的 UASB 反应器分内外两层,有效容积为 6 L。反应器结构如图 1 所示。



1.进水口 2.水浴进水口 3.水浴出水口 4.三相分离器 5.出水口 6.排气口

图 1 UASB 反应器示意图

进水采用 BT100-2J 蠕动泵,通过设定进水速度,使水力停留时间(HRT)保持为 24 h。水浴加热使用 MX500 加热棒加热水箱中的水,温度设定为 34 ℃,同时使用 AP3100 潜水泵来保证 UASB 外层的水循环流动。

1.4 分析测试方法

pH 值使用 pH 计进行测量,NH₄⁺-N 采用纳氏试剂光度法测定,NO₂⁻-N 使用 N-(1-萘基)-

乙二胺光度法测定,NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法测量^[19]。COD 使用重铬酸钾法测量,三维荧光扫描使用 F-7000 三维荧光分光光度计。

水质指标测定所使用的药品如下:酒石酸钾钠、碘化钾、碘化汞、氢氧化钠、硫酸银、硫酸汞、重铬酸钾、氨基磺酸、对-氨基苯磺酰胺、N-(1-萘基)-乙二胺二盐酸盐、盐酸、磷酸、硫酸。药品均为分析纯。

F-7000 荧光分光光度计的设定参数如下:激发波长(EX)为 250~450 nm,发射波长(EM)为 300~550 nm,扫描间隔均为 5 nm^[20]。使用 Matlab2018b 软件进行数据处理,在消除拉曼散射和瑞利散射的影响后,再进行分析。

1.5 反应器的启动和运行

接种污泥经蠕动泵输送进反应器里后,实验正式开始。实验共分为三个阶段。

第一阶段:第 1 至第 75 天,此阶段厌氧氨氧化菌培养阶段,此阶段进水中不含有有机碳源。

第三阶段:第 75 至第 95 天,此阶段按梯度逐步提高进水 COD 浓度,探究不同进水 COD 浓度对厌氧氨氧化反应的影响。

第三阶段:第 96 至第 108 天,此阶段将已启动完成的厌氧氨氧化装置和实验室已有的短程硝化装置连接,进行耦合实验。

2 结果与讨论

2.1 厌氧氨氧化菌培养阶段

实验第一阶段,及时保存足够的反应器出水,每 3 天检测一次出水的氨氮、亚硝态氮及硝态氮浓度,检测结果如图 2 所示。

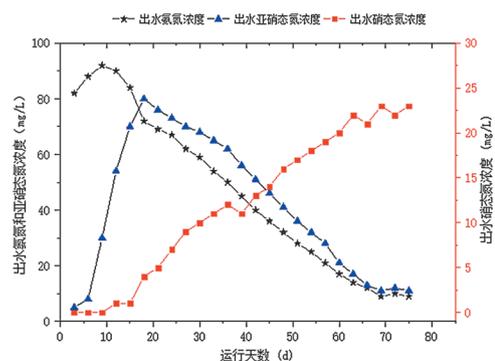


图 2 厌氧氨氧化菌培养阶段出水氨氮、亚硝态氮及硝态氮浓度变化

随后根据进、出水的氨氮、亚硝态氮及硝态氮浓度之差,计算出 $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗的数值,计算结果如图 3 所示。

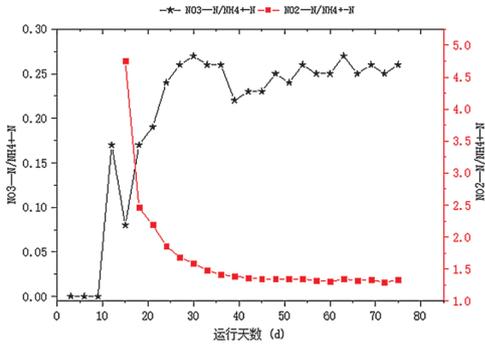


图 3 培养阶段 UASB 三种氮素之比变化

从反应器启动至第 6 天,反应器的亚硝态氮去除率一直保持在很高的水平,但此时氨氮浓度并未降低反而略微上升,同时也未能检测到硝态氮的生成,这说明此时反应器内并未进行厌氧氨氧化反应,而是发生异养反硝化反应。未经过曝气处理就加入 UASB 的 5 L 泥水混合物中含有大量有机物,满足了反硝化的条件,同时污泥中的部分微生物由于无法适应新环境而自溶解体,释放出氨和有机物,因此,出水氨氮浓度反而上升了。反应第 6 至第 21 天,随着有机物被逐渐消耗,反应器出水的亚硝态氮浓度逐步增加。反应第 21 至 30 天,出水的亚硝态氮浓度停止增长,此时 $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗的数值从 2.19 降低到 1.48,且伴随硝态氮生成,说明此时反应器内厌氧氨氧化反应逐步占据主导地位,此时反应器的氨氮及亚硝态氮去除率并不高。反应第 33 至 75 天,此阶段氨氮及亚硝态氮去除率均逐步上涨,同时 $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗均逐渐接近理论值,说明 UASB 厌氧氨氧化效果逐渐提高并稳定。在 UASB 连续运行 75 天之后,氨氮去除率达到 90.6%,亚硝态氮去除率达到 91.3%,总氮去除率达到 81.3%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗稳定在 1.34 左右, $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗稳定在 0.25 左右,与理论值 1.32 和 0.26 相当接近,厌氧氨氧化反应器启动成功。

2.2 有机碳源添加阶段

培养阶段的人工配水中含有氨氮和亚硝态氮,却不含有有机碳,这种情况过于理想化,与实际污水的水质情况不符^[21]。此阶段用于观测不同 COD

浓度下,反应器的氨氮、亚硝态氮及总氮去除率,使用葡萄糖(分析纯)提供进水 COD,每 4 天提高一次进水 COD 浓度,每次提高 $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,持续 20 天。

此阶段每天测量出水的氨氮、亚硝态氮、硝态氮及总氮浓度。出水氨氮浓度变化如图 4 所示。

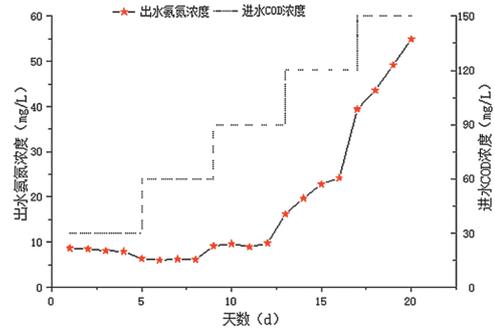


图 4 不同 COD 浓度下水氨氮浓度变化

根据进、出水的氨氮、亚硝态氮及总氮浓度之差,计算出氨氮、亚硝态氮和总氮的去除率,计算结果如图 5 所示。

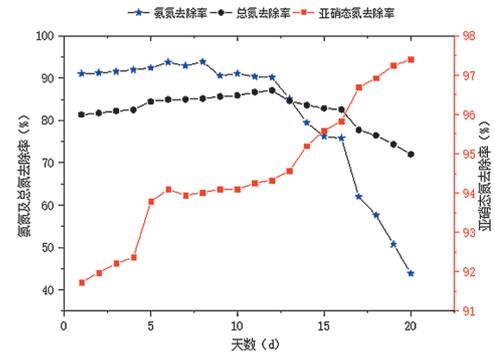


图 5 不同 COD 浓度下氨氮,亚硝态氮和总氮去除率变化

随后根据进、出水的氨氮、亚硝态氮及硝态氮浓度之差,计算出 $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗的数值,计算结果如图 6 所示。

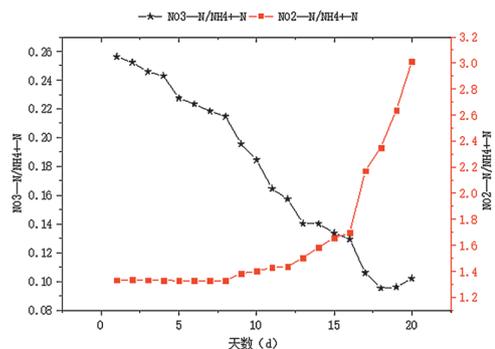


图 6 不同 COD 浓度下三氮比变化

进水加入 COD 的前 1~8 天(进水 COD 浓度 30~60 mg·L⁻¹), 氨氮及亚硝态氮去除率均呈上升趋势, 此阶段 NO₂-N 消耗 / NH₄⁺-N 消耗 没有发生明显变化, 与理论值相近, NO₃-N 生成 / NH₄⁺-N 消耗 略微降低, 氨氮去除率和总氮去除率均提高, 说明此阶段进水的有机碳不仅不会破坏 AAOB 的优势地位, 还能提高 AAOB 的活性。第 9~12 天, 进水 COD 的浓度增长到 90 mg·L⁻¹, 此时氨氮去除率降低, 亚硝态氮去除率提高, 总氮去除率提高至 86.7%, NO₂-N 消耗 / NH₄⁺-N 消耗 达到 1.4, NO₃-N 生成 / NH₄⁺-N 消耗 达到 0.16, 说明此阶段反硝化菌的影响已不容忽视。第 13~16 天, 进水 COD 的浓度增长到 120 mg·L⁻¹, 总氮去除率开始下降, 其总体曲线逐渐缓和, 说明 AAOB 的优势地位并未被完全取代。第 17~20 天, 进水 COD 的浓度增长到 150 mg·L⁻¹, 氨氮和总氮去除率迅速下降, 且无缓和趋势, 说明此浓度下, 反应器内 AAOB 的优势地位被迅速取代。

在不同浓度有机碳源对厌氧氨氧化反应器的影响方面, 已有大量前人的研究成果, 部分研究结论^[22]表明, 应保证 COD 浓度 < 100 mg·L⁻¹, 与本文 COD 浓度 ≤ 120 mg·L⁻¹ 时可实现厌氧氨氧化反应器运行有些许差异, 推测原因是本文所配置进水的总氮浓度较高, AAOB 能否保持优势地位与进水的碳氮比有一定关系。

2.3 短程硝化 - 厌氧氨氧化耦合实验阶段

实验室内有一台已稳定运行的 SBR 短程硝化反应器, 该反应器氨氮去除率为 90.7%, 亚硝态氮积累率 (NAR) 为 88.9%。将短程硝化反应器的进水和出水按比例混合后作为厌氧氨氧化反应器的进水^[23]。

短程硝化反应器的进水的氨氮浓度为 243 mg·L⁻¹, SBR 出水的氨氮及亚硝态氮浓度分别为 23.5 mg·L⁻¹ 和 195.7 mg·L⁻¹, 计算进水与出水的混合比例, 使混合后的污水中 NO₂⁻-N / NH₄⁺-N 接近 1.32。计算后可得, 当进水与出水比例为 1:1.94 时可满足 NO₂⁻-N / NH₄⁺-N = 1.32 这一条件, 考虑到进水桶为 25 L, 将进水与出水比例改变为 8:17, 即 SBR 短程硝化出水累积到 17 L 时, 即可混入进水桶然后作为 UASB 厌氧氨氧化的进水。

每天测量耦合后出水的氨氮、亚硝态氮及总氮浓度。计算出氨氮、亚硝态氮和总氮的去除率, 计

算结果如图 7 所示。

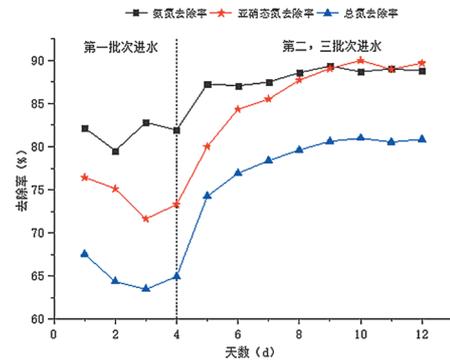


图 7 耦合后厌氧氨氧化反应器的氨氮、亚硝态氮和总氮去除率

第一批次进水氨氮及亚硝态氮浓度分别为 79.7 mg·L⁻¹ 和 145.6 mg·L⁻¹, 此时进水的 NO₂⁻-N / NH₄⁺-N = 1.83, 原因为进水时由于误操作导致混合时加入过多的 SBR 出水, 此时氨氮去除率平均为 80.9%, 总氮去除率平均为 64.5%。第二、三批次进水氨氮及亚硝态氮浓度分别为 92.9 mg·L⁻¹ 和 133.9 mg·L⁻¹, NO₂⁻-N / NH₄⁺-N = 1.44, 误差较小, 此时氨氮去除率平均为 88.4%, 总氮去除率平均为 78.1%。相比人工配水阶段, 耦合阶段氨氮去除率和总氮去除率均略有下降, 推测原因是, 此时进水的 pH、COD 浓度和无机碳源浓度 (IC) 均发生了变化且进水中就含有一定浓度的硝态氮。

短程硝化 - 厌氧氨氧化组合工艺各阶段出水 COD 及氨氮浓度如表 2。

表 2 短程硝化 - 厌氧氨氧化耦合后各工艺出水的 COD、氨氮浓度

项目指标	进水浓度 (mg·L ⁻¹)	短程硝化阶段出水浓度 / (mg·L ⁻¹)	厌氧氨氧化阶段出水浓度 / (mg·L ⁻¹)	总去除率 / %
COD	263	95.1	21.9	91.7
NH ₄ ⁺ -N	243	92.9	10.8	95.6

短程硝化阶段 COD 去除率较低的原因是为满足后续厌氧氨氧化反应器的进水 NO₂⁻-N / NH₄⁺-N 比例, 每 25 L 人工配水中有 8 L 未进入短程硝化反应器, 导致混合后的 COD 浓度较高。厌氧氨氧化阶段 COD 去除率较高, 说明反应器内依然存在一部分异养菌。

2.4 反应器出水的三维荧光分析

扫描三维荧光后发现, 进水含有机碳源的情况

下,出水的三维荧光光谱图(EEM)会发生明显变化,如图 8 所示。

与肉眼观测相比,使用平行因子分析法(PARAFAC)解析出水的三维荧光光谱更加准确,因此多次取样扫描后进行平行因子法分析,分析结果如下:

(1) 进水不含有有机碳源

采集足够的出水样本进行分析,所得结果如图 9 所示。

进水不含有有机碳源情况下,出水水样中的荧光

主要组分有两个,分别为类富里酸物质^[24]和类胡敏酸物质,由于进水中除少量作为螯合剂的 EDTA 外不含其他有机物,因此推测此时出水中的溶解性有机物(DOM)的产生与以 AAOB 为主的自养菌的生命活动有关。

(2) 进水含有有机碳源

采集足够数量的出水样本进行分析,所得结果如图 10 所示。

进水中存在有机碳源的情况下,出水水样中的荧光主要组分有三个,分别为:类蛋白质物质、类富

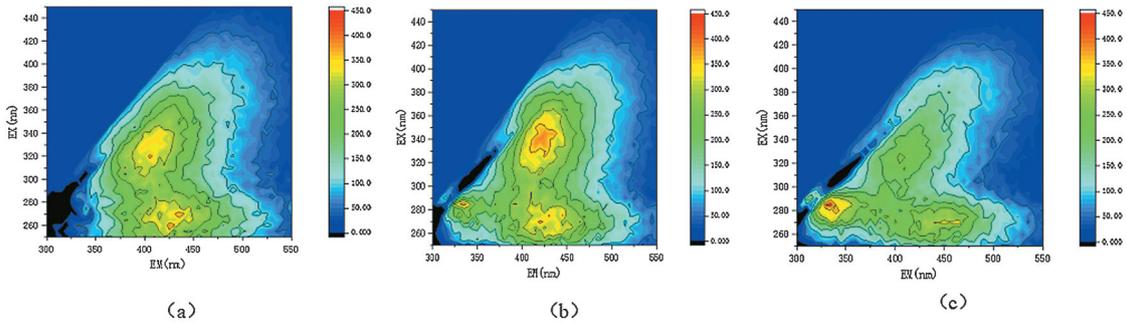


图 8 (a) 进水不含有有机碳源境况下的出水 EEM, (b) 进水含有有机碳源(葡萄糖)情况下的出水 EEM, (c) 耦合情况下的出水 EEM

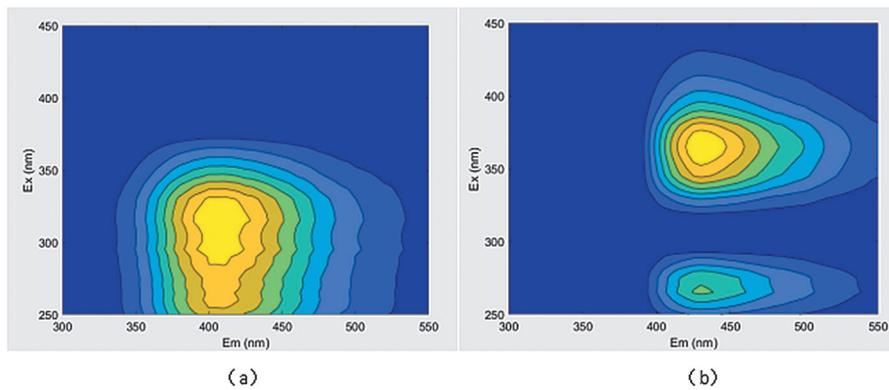


图 9 进水不含机碳源境况下的出水 PARAFAC 分析: (a) 类富里酸物质; (b) 类胡敏酸物质

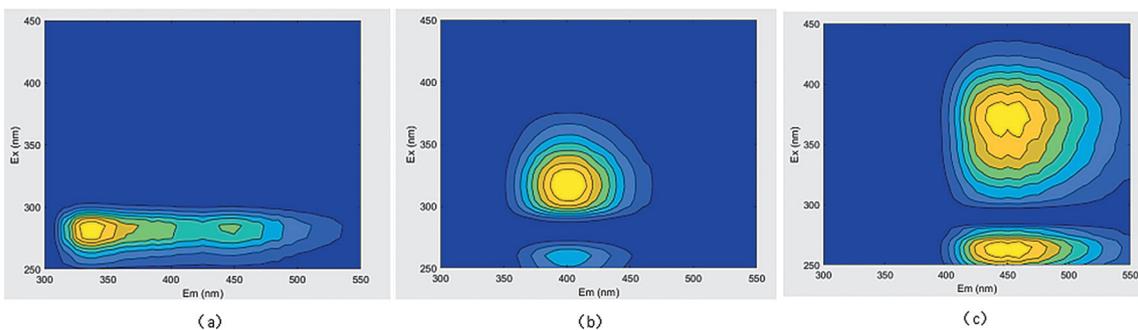


图 10 进水含有有机碳源情况下的出水 PARAFAC 分析: (a) 类蛋白质物质; (b) 类富里酸物质; (c) 类胡敏酸物质

里酸物质和类胡敏酸物质。进水无有机碳源情况下,类蛋白质荧光较弱。进水添加有机碳源后,类蛋白荧光明显增强,说明有机碳源能明显提高反应器内微生物活性^[25]。

3 结论

(1) 氧化沟污泥可作为厌氧氨氧化的接种污泥。本实验经过 75d 运行后,UASB 反应器的氨氮及亚硝态氮去除率均超过 90%,总氮去除率达到了 81.3%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 消耗/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗与理论值接近,厌氧氨氧化效果明显。

(2) 本实验的进水总氮为 $223 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此时进水中加入 $90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 COD,总氮去除率最高。COD 浓度超过 $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,反应器内 AAOB 的优势地位被迅速取代。

(3) 将短程硝化反应器的进水和出水按比例混合后作为厌氧氨氧化反应器进水的耦合方式是可行的,但需严格控制配水比例,否则会导致总氮去除率偏低。

(4) 无有机碳源且氨氮负荷较低的情况下,类蛋白质荧光较弱,以致难以检出。进水添加有机碳源(耦合实验阶段和投加有机碳源实验阶段)后,出水水样中的荧光主要组分有三个,分别为类蛋白质物质、类富里酸物质和类胡敏酸物质。

参考文献:

- [1] 高艳玲,王衍祯.城市污水生物脱氮工艺研究[J].北京城市学院学报,2014(1):11-17.
- [2] 侯红娟,王洪洋,周琪.进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响[J].中国给水排水,2005,21(12):19-23.
- [3] 张岩,赵剑文,宋超,等.低碳氮比污水脱氮技术最新进展[J].中国资源综合利用,2019,37(3):67-70.
- [4] 张海芹,陈重军,王建芳,等.厌氧氨氧化启动过程及特性研究进展[J].化工进展,2014,33(8):2180-2186.
- [5] Hendrickx T L G, Wang Y, Kampman C, et al. Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low temperature[J]. Water Research, 2012, 46(7):2187-2193.
- [6] 郑平,胡宝兰,徐向阳.厌氧氨氧化菌好氧代谢特性的研究[J].浙江大学学报(农业与生命科学版),2000,26(5):521-526.
- [7] Strous M, Fuerst J A, Kramer E H, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. Nature, 1999, 400(6743):446-449.
- [8] 傅金祥,童颖,于鹏飞,等.有机物对厌氧氨氧化的双向影响及抑制解除[J].工业水处理,2014,34(7):19-22.
- [9] 李金堂.无机碳源对 ASBR 反应器中厌氧氨氧化反应的影响研究[J].环境科技,2011,24(4):25-28.
- [10] 梁海涛,岳丹丹,徐韬,等.无机碳源浓度对厌氧氨氧化的影响研究[J].山西建筑,2016,42(23):123-124.
- [11] 袁新明,王电站.金属离子对厌氧氨氧化污泥脱氮效能影响[J].环境污染与防治,2019,41(5):515-519,525.
- [12] van Kempen R, Mulder J W, Uijterlinde C A, et al. Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. Water Science and Technology, 2001, 44(1):145-152.
- [13] van der Star W R L, Abma W R, Blommers D, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam[J]. Water Research, 2007, 41(18):4149-4163.
- [14] 张正哲,金仁村,程雅菲,等.厌氧氨氧化工艺的应用进展[J].化工进展,2015,34(5):1444-1452,1458.
- [15] 张蕾.厌氧氨氧化性能的研究[D].杭州:浙江大学,2009.
- [16] 王静,郝建安,张爱君,等.厌氧氨氧化反应研究进展[J].水处理技术,2014,40(3):1-4.
- [17] 钱允致,马华继,苑宏英,等.厌氧氨氧化工艺在高氨氮废水处理的研究应用进展[J].水处理技术,2019,45(12):7-12.
- [18] 翁张帆.基于亚硝化-厌氧氨氧化的准自然法处理养殖沼液的试验研究[D].重庆:重庆大学,2018.
- [19] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,2002.
- [20] 杨琳.城市污水生物脱氮过程的试验研究与荧光光谱解析[D].合肥:安徽建筑大学,2014.
- [21] 甘申东,余艳鸽.我国城市污水处理厂运行存在问题及解决对策研究[J].环保科技,2018,24(6):54-59.
- [22] 魏凡凯,王昕竹,吴鹏,等.碳源对厌氧氨氧化菌活性影响的研究进展[J].工业水处理,2019,39(6):7-12.
- [23] 陈辰,宋英豪,袁衍超,等.短程硝化与厌氧氨氧化装置启动及连接过程研究[J].水处理技术,2019,45(9):104-109,114.
- [24] 申钊颖,弓晓峰,江良,等.利用荧光区域积分法解析鄱阳湖 DOM 组成及来源[J].环境科学与技术,2019,42(5):196-203.
- [25] 刘怡心,李卫华,申慧彦,等.厌氧氨氧化反应过程的三维荧光光谱解析[J].环境工程学报,2015,9(10):4680-4686.