

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.13.003

SNAD – IFAS 工艺对污泥消化液的处理效能

邹瑜^{1,2}, 张国权², 徐晓晨², 杨凤林²

(1. 万科企业股份有限公司, 广东 深圳 518000; 2. 大连理工大学环境学院 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 辽宁 大连 116024)

摘要: 污泥消化液作为污泥厌氧处理过程的副产物,具有低碳高氮的特点,传统生物脱氮技术难以有效处理。为此,利用固定生物膜-活性污泥反应器(IFAS),考察同步硝化、厌氧氨氧化和反硝化(SNAD)工艺对污泥消化液的处理效能。结果表明,在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 400 mg/L、HRT 为 18 h 的最佳运行条件下,SNAD – IFAS 系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 与 COD 的最大去除率分别达到 92.6%、77.1% 和 69.4%, TN 去除负荷为 12.4 mg/(L · h)。菌群特性活性分析结果表明,亚硝化过程主要发生在悬浮污泥中,厌氧氨氧化与反硝化过程主要发生在生物膜上。微生物群落分析表明,HRT 的变化会显著影响微生物群落结构。

关键词: 污泥消化液; 固定生物膜-活性污泥反应器; 同步硝化、厌氧氨氧化和反硝化

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000 – 4602(2021)13 – 0014 – 07

Performance of SNAD-IFAS Process for Sludge Digestion Liquid Treatment

ZOU Yu^{1,2}, ZHANG Guo-quan², XU Xiao-chen², YANG Feng-lin²

(1. China Vanke Co. Ltd., Shenzhen 518000, China; 2. Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering <Ministry of Education>, School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: As a by-product of sludge anaerobic treatment process, sludge digestion liquid has the characteristics of low carbon and high nitrogen concentrations, which cannot be effectively removed by traditional biological nitrogen removal technology. Therefore, the treatment performance of simultaneous nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process for simulated sludge digestion liquid in an integrated fixed-biofilm activated sludge (IFAS) reactor was investigated. Under the optimal operational conditions (influent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of 400 mg/L and HRT of 18 h), the maximum removal efficiencies of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TN and COD by SNAD-IFAS system were 92.6%, 77.1% and 69.4%, respectively, and the TN removal load was 12.4 mg/(L · h). Specific activity analysis of bacteria showed that nitrification process mainly occurred in the suspended sludge and ANAMMOX and denitrification mainly occurred on the biofilm. Microbial community analysis showed that HRT significantly affected the microbial community.

Key words: sludge digestion liquid; integrated fixed-biofilm activated sludge (IFAS) reactor; simultaneous nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD)

基金项目: 中国博士后科学基金资助项目(2020M672845)

污泥消化液作为污泥厌氧处理过程的副产物,具有低碳高氮的特点,采用常规活性污泥法难以处理^[1]。目前,国内污水厂主要用进水稀释污泥消化液后进行处理,不仅增加了污水厂的处理负荷,出水水质难以得到稳定控制,同时也增加了运行成本。与此同时,针对污水高氨氮负荷的特点,近年来出现了以厌氧氨氧化(ANAMMOX)为核心的脱氮工艺,如:CANON工艺^[2]和OLAND工艺^[3]等,其优点是能耗低、脱氮效率高,缺点是仍有一部分硝态氮不能被有效去除。为解决上述问题,Chen等^[4]提出了同步硝化、厌氧氨氧化和反硝化(SNAD)自养脱氮工艺,可以从污水中同时去除氨氮和有机物。目前,在SNAD工艺的基础上,已成功完成了对UASB^[5]、SBR^[6]以及MBBR^[7]等不同形式反应器的启动运行。2017年,大连夏家河污泥处理厂采用SNAD-MBBR工艺处理污泥消化液^[8],成为国内首例基于厌氧氨氧化技术的一体式污水脱氮工程。但在对现场MBBR工艺调控时发现,由于生物膜对ANAMMOX菌的截留性能较差,且ANAMMOX菌生长较为缓慢,导致污泥量流失。与活性污泥法相比,固定生物膜-活性污泥(IFAS)反应器^[9]具有污泥龄长、生物量大等优势,且挂膜成功后较难脱落,外加二沉池后,相比MBBR工艺污泥不易流失,对于解决菌种流失问题有显著的作用。另外,IFAS反应器内同时存在生物膜和悬浮污泥,填料挂膜成功后由内而外会形成厌氧、缺氧、好氧微环境,更加有利于SNAD工艺的启动,可提高微生物对污水的降解效率。基于此,笔者利用IFAS反应器,研究SNAD工艺对污泥消化液的处理效能,以期对污泥消化液处理实际工程提供技术参考。

1 材料和方法

1.1 实验装置

SNAD-IFAS工艺实验装置如图1所示,反应器材质为甲基丙烯酸甲酯,底部设有曝气装置。

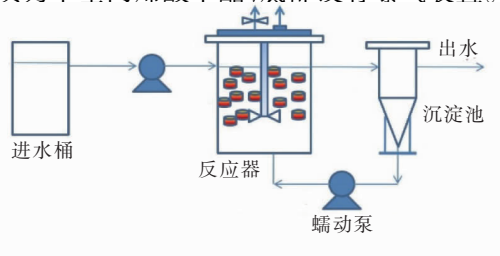


图1 SNAD-IFAS工艺流程

Fig.1 Diagram of SNAD-IFAS process

反应器容积为10 L,其中有效容积为8 L,实验期间pH值控制在7.5~8.5、水温控制在32~38℃范围内。采用温度控制箱在线监测并控制反应器内的水温。接种污泥包括厌氧氨氧化菌和亚硝化菌,定期监测进出水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 等指标。

1.2 接种污泥及进水水质

实验中启动SNAD工艺的接种污泥取自大连理工大学环境污染控制实验室的ANAMMOX反应器以及大连夏家河污泥处理厂。实验进水采用人工配水模拟污泥消化液,碳源、氮源及磷源分别采用 CH_3COONa 、 NH_4Cl 和 KH_2PO_4 ,并添加适当的微量元素溶液。模拟污泥消化液的组分如下: NH_4Cl , 100~500 mg/L; CH_3COONa , 500 mg/L; KH_2PO_4 , 40 mg/L; KHCO_3 , 200 mg/L; KCl , 15 mg/L; CaCl_2 , 15 mg/L; NaCl , 15 mg/L; FeSO_4 , 12.5 mg/L; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 15 mg/L; EDTA , 12.5 mg/L。

1.3 菌群比生长活性分析

反应器运行稳定后(110 d),取悬浮污泥与生物膜上污泥样品分成均一等份[每份污泥浓度约为 (0.8 ± 0.1) gVSS/L]放入批次实验瓶中。控制摇床转速为140 r/min,温度为 (25 ± 2) ℃,调节批次实验瓶内pH值依次为7.5、8.0和8.5,在摇床内反应6 h。结束后取上清液过滤后分别测定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,每个样品测3次。

1.4 生物样品MiSeq高通量测序

高通量测序分析由上海美吉生物科技有限公司完成,首先利用PCR扩增进行模板的富集,将DNA扩增子线性化成为单链,然后将“荧光基团”和“终止基团”化学切割并进行聚合,统计结果。处理完后进行MiSeq测序分析。

1.5 分析方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别采用纳氏试剂分光光度法、 $\text{N} - (1 - \text{萘基}) - \text{乙二胺}$ 分光光度法及麝香草酚分光光度法测定;溶解氧和pH值分别采用溶解氧分析仪和pH计进行测定;COD采用重铬酸钾法测定。

2 结果与讨论

2.1 SNAD-IFAS工艺的启动

SNAD-IFAS工艺启动过程历时167 d,包括3个阶段:亚硝化阶段(1~62 d)、CANON阶段(63~124 d)及SNAD启动阶段(125~167 d)。在此期间

氮化合物和 COD 浓度的变化如图 2 所示。

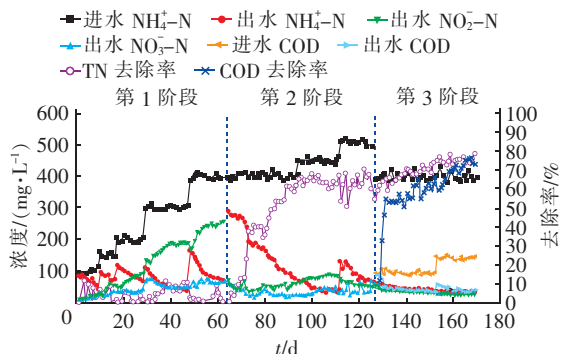


图 2 SNAD-IFAS 工艺启动过程中氮及 COD 浓度的变化

Fig. 2 Change of nitrogen and COD concentrations in SNAD-IFAS process during start-up period

第 1 阶段,在反应器中接种普通活性污泥,控制溶解氧浓度在 $0.9 \sim 1.2$ mg/L、pH 值在 $7 \sim 8$,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度由 100 mg/L 依次提升至 200 、 300 、 400 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在每次进水浓度提升时均显著升高,之后再逐渐降低,最终稳定在 71.7 mg/L 左右;出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度则呈持续升高的趋势,最终达到 258.4 mg/L;出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度一直稳定在较低水平,未出现积累现象,反应器可以稳定

运行,表明亚硝化污泥驯化成功。第 2 阶段,通过向反应器中接种厌氧氨氧化污泥启动 CANON 过程,在 $63 \sim 93$ d 期间,保持进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 400 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从 286.4 mg/L 降到 72.5 mg/L,之后将进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度依次提高至 450 、 500 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度依然能够保持稳定降低的趋势,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度亦一直保持稳定,表明 CANON 工艺成功启动。第 3 阶段,以 CH_3COONa 为碳源,控制溶解氧为 $0.4 \sim 0.6$ mg/L,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、COD 浓度分别为 400 、 100 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 及 COD 浓度整体呈稳定下降趋势,表明系统能够稳定运行,SNAD 填料基本完成挂膜过程;保持进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度不变, COD 浓度提高至 150 mg/L,此时出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度保持在 35.2 mg/L 左右,出水 COD 浓度逐渐降低至 40.7 mg/L,在 167 d 时 COD 与 TN 去除率分别为 72.8% 与 79.0% 。

2.2 SNAD-IFAS 工艺的运行效果

SNAD-IFAS 工艺连续运行实验共进行 202 d,主要包括 9 个阶段,运行参数如表 1 所示,主要考察进水氮源及 HRT 对碳、氮去除效果的影响。

表 1 SNAD-IFAS 工艺在不同阶段的运行参数

Tab. 1 Operation parameters of SNAD-IFAS process in different phases

阶段	时间/d	HRT/h	进水浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)				最大去除率/%		
			$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	TN	COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN	COD
I	1 ~ 35	36	300 ~ 400	0	300 ~ 400	150 ~ 200	95.7	83.7	75.5
II	36 ~ 62	24	300 ~ 400	100	400 ~ 500	200	96.6	87.2	82.1
III	63 ~ 88	18	200 ~ 400	0	200 ~ 400	200	92.6	77.1	69.4
IV	89 ~ 116	12	200 ~ 300	100	300 ~ 400	250	97.7	74.0	81.3
V	117 ~ 135	18	300	0	300	150 ~ 200	97.8	84.1	72.6
VI	136 ~ 149	18	400	100	500	150	76.6	65.0	49.0
VII	150 ~ 166	18	400	0	400	150	75.0	55.8	70.0
VIII	167 ~ 187	18	500	100	600	200	57.5	57.3	84.6
IX	188 ~ 202	18	500	0	500	150 ~ 200	70.3	67.4	79.1

2.2.1 HRT 对 SNAD-IFAS 工艺处理效果的影响

SNAD-IFAS 反应器在前 4 阶段对各污染物的去除效果如图 3 所示。在第 I 阶段,控制 HRT 为 36 h、DO 浓度为 $0.4 \sim 0.6$ mg/L,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度由 300 mg/L 提高到 400 mg/L 后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 TN 去除负荷能够保持增长趋势,此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 与 COD 最大去除率分别为 95.7% 、 83.7% 和 75.5% 。第 II 阶段,缩短 HRT 至 24 h 并提高进水总氮浓度, COD 去除率最初在 $60\% \sim 70\%$ 之间;当进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓

度逐渐提高时,出水 COD 浓度呈稳定下降趋势,分析原因可能是去除 TN 主要依靠 ANAMMOX 菌及反硝化菌的协同作用,随着进水 COD 及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的提高, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度升高,反硝化能力增强,反应器内消耗 COD 加快。在第 III 阶段, HRT 缩短至 18 h,进水氨氮浓度由 200 mg/L 逐渐提高至 400 mg/L,系统稳定后 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 TN 去除率能够基本保持在 $80\% \sim 90\%$ 和 $60\% \sim 70\%$ 范围内,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度保持在 40 mg/L 左右, COD 去除率由

52.6% 逐渐上升至 66.2%, 分析原因可能是因为 HRT 缩短后, TN 负荷的降低使反应器产生了一定的波动。在第Ⅳ阶段, 随着 HRT 缩短至 12 h, COD 去除率由 64.5% 升高至 74.7%, TN 去除率下降明显。综上, 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 400 mg/L、HRT 为 18 h 的条件下, 系统能够长期稳定运行, 因此, 将此条件确定为系统的最佳运行条件, 此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 和 COD 的最大去除率分别为 92.6%、77.1% 和 69.4%。

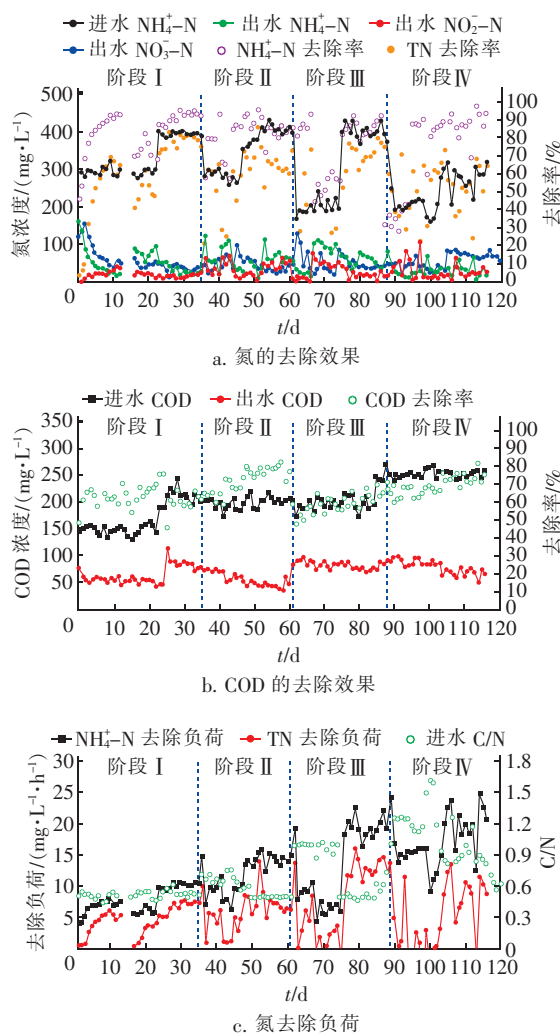


图3 不同 HRT 条件下氮和 COD 的去除效果

Fig.3 Removal effects of nitrogen and COD at different HRT

2.2.2 氮源对 SNAD-IFAS 工艺去除效果的影响

不同氮源条件下 SNAD-IFAS 反应器对污染物的去除效果如图 4 所示。在第Ⅴ阶段, 进水氮源为 300 mg/L 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 进水 COD 浓度由 200 mg/L 逐渐降至 150 mg/L, 此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 及 COD 最大

去除率分别保持为 97.8%、84.1% 和 72.6%。第Ⅵ阶段, 进水加入 100 mg/L 的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 使进水 TN 提高至 500 mg/L, 此时出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 TN 去除率出现明显下降后逐渐升高, 表明反应器逐渐适应高负荷。在第Ⅶ阶段, 不添加 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 使进水 TN 浓度降至 400 mg/L, 与前一阶段相比, TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率都有所下降, 分析原因, 可能是由于在厌氧氨氧化菌降解 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的同时, 亚硝化菌并不能立即将厌氧氨氧化菌所需要的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化完成提供给厌氧氨氧化菌, 而在第Ⅵ阶段中, 虽然添加部分 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 使 TN 负荷有所升高, 但 TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率相较于第Ⅶ阶段较为稳定, 这表明 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的加入对整个系统脱氮效果的稳定是有利的^[10]。

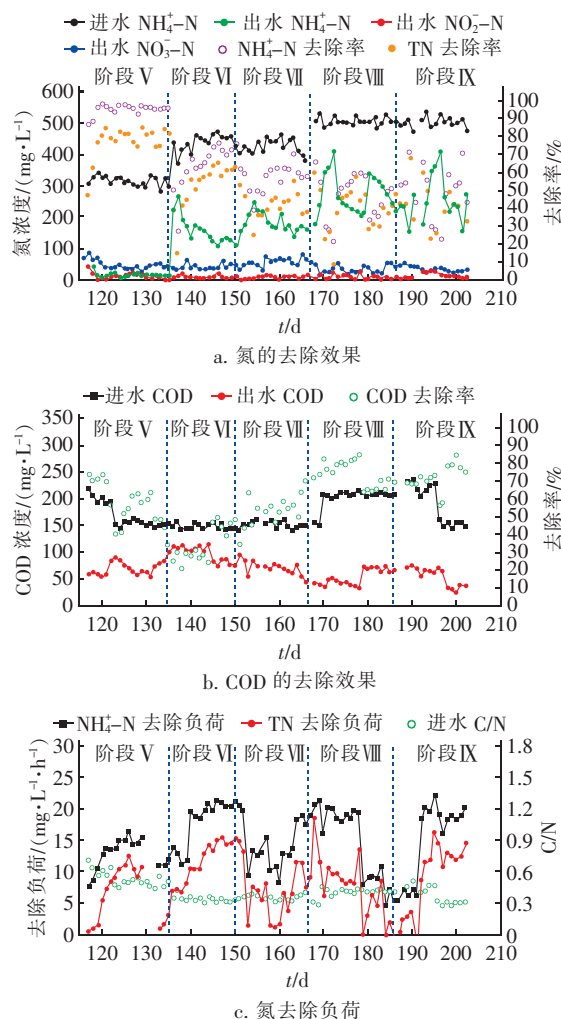


图4 不同氮源条件下氮和 COD 的去除效果

Fig.4 Removal effects of nitrogen and COD at different nitrogen resources

第Ⅷ阶段, 将进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 提升至 500 mg/L,

同时加入 100 mg/L 的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 保持进水 TN 在 600 mg/L 左右, 此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 TN 的最大去除率仅为 57.5% 和 57.3%, 这主要是因为进水 TN 负荷过高抑制了反应器内菌群的活性。在第 IX 阶段, 不添加 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 保持进水 TN 为 500 mg/L, 与前一阶段相比, TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 最大去除率都有所提高。

2.2.3 SNAD-IFAS 工艺的质量平衡计算

SNAD-IFAS 系统中氮和碳的去除途径如图 5 所示。

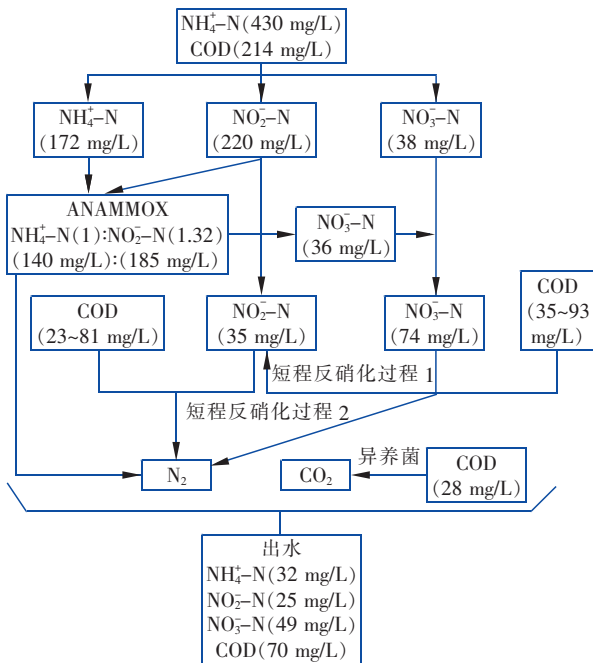


图 5 SNAD-IFAS 工艺各生化过程去除氮和 COD 的路径

Fig. 5 Nitrogen and COD removal path model in SNAD-IFAS process

SNAD-IFAS 系统内的脱氮过程主要依靠厌氧氨氧化和反硝化作用来完成。此外, SNAD 系统中绝大部分 COD 主要通过反硝化过程去除, 少量 COD 通过其他异养菌去除。因此, 通过 SNAD-IFAS 工艺质量平衡计算来进一步确定各脱氮菌属对污染物的去除作用, 系统中碳、氮主要去除途径的化学计量学关系如下:

$$\text{TN}_{\text{去除}} = [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_a + [\text{NO}_2^- - \text{N}]_a + [\text{NO}_2^- - \text{N}]_2 + [\text{NO}_3^- - \text{N}]_1 + [\text{NO}_3^- - \text{N}]_d \quad (1)$$

$$\text{COD}_{\text{去除}} = 1.72[\text{NO}_2^- - \text{N}]_2 + 2.85[\text{NO}_3^- - \text{N}]_d + 1.14[\text{NO}_3^- - \text{N}]_1 \quad (2)$$

式中: 下标 a 表示厌氧氨氧化过程; 1、2 和 d 分

别表示短程反硝化过程 1、短程反硝化过程 2 和全程反硝化过程。根据碳、氮物料守恒及测得的实验数据, 取反应器稳定运行 90 d 时的样品并通过小试测得氨氧化菌 (AOB) 及亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的硝化性能。当进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 COD 浓度分别为 430 mg/L 和 214 mg/L 时, 通过计算, 约有 18% 和 40% 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 分别转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。因此, 在脱氮过程中有 69% 的总氮通过厌氧氨氧化过程被去除, 8% 的总氮通过反硝化过程被去除。全程反硝化与短程反硝化脱氮消耗 COD 的量分别为 35~93 mg/L 和 23~81 mg/L, 剩余的 COD 则被异养菌利用^[7,11]。通过以上数值分析可以得出, 厌氧氨氧化菌可以作为 SNAD-IFAS 系统中脱氮除碳的主要菌群。

2.2.4 菌群活性分析

在反应器稳定运行 110 d 时, 取其生物膜和悬浮污泥样品进行批次实验测定菌群活性。结果表明, 在厌氧批次实验中, 生物膜的厌氧氨氧化和反硝化活性分别为 0.051 g $\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$ 和 0.026 g $\text{NO}_3^- - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$, 而悬浮污泥的厌氧氨氧化和反硝化活性分别为 0.024 g $\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$ 和 0.020 g $\text{NO}_3^- - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$; 在好氧批次实验中, 悬浮污泥和生物膜的亚硝化活性分别为 0.053 和 0.030 g $\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$ 。可以看出, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 主要发生在悬浮污泥中; 此外, NOB 菌也利用了一些 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。由于生物膜内部的厌氧环境, 反硝化菌和厌氧氨氧化菌受 HRT 的影响较小, 而悬浮污泥中的环境更适合 AOB 和 NOB^[12]。在生物膜中, 厌氧氨氧化菌利用 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 而反硝化菌利用碳源和硝酸盐来完成反硝化作用。综上可知, 厌氧氨氧化与反硝化作用在生物膜内部耦合脱氮, 这也与 SNAD-IFAS 工艺的质量平衡计算结果一致。

2.2.5 微生物群落结构分析

对 SNAD-IFAS 反应器内第 30 天和第 60 天的生物膜及悬浮污泥样品进行高通量测序分析, 结果如图 6 所示。在门水平上, 4 组样品主要由 *Proteobacteria*、*Planctomycetes*、*Bacteroidetes* 及 *Chloroflexi* 菌组成。其中, 随着反应的进行, *Bacteroidetes* 菌的相对丰度出现大幅增加; 在悬浮污泥中 *Firmicutes* 菌的相对丰度由 2.1% 下降至

1.1%,而在生物膜中其相对丰度由0.2%增加至0.7%;此外,悬浮污泥和生物膜中 *Chloroflexi* 菌的相对丰度略有下降。

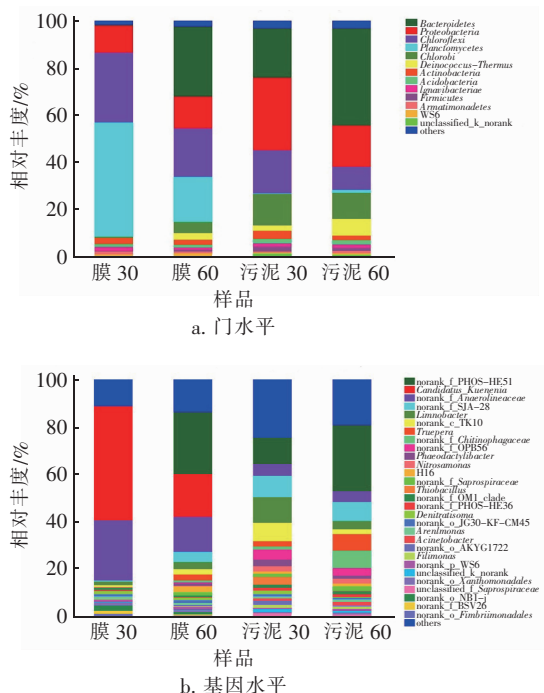


图6 第30天和第60天生物膜和悬浮污泥中的微生物群落结构

Fig. 6 Microbial community structure of biofilm and suspended sludge on the 30th day and the 60th day

在基因水平上,随着反应的进行,生物膜中主要脱氮菌属的相对丰度变化:*Candidatus_Kuenenia* (厌氧氨氧化菌)由 48.1% 降至 18.0%,*Nitrosomonas* (氨氧化菌)由 0.1% 升至 0.25%,*Denitratisoma* (反硝化菌)由 1.2% 降至 0.8%;悬浮污泥中主要脱氮菌属的相对丰度变化:*Nitrosomonas* (氨氧化菌)由 0.2% 升至 1.9%,*Denitratisoma* (反硝化菌)由 1.5% 降至 0.4%。以上结果表明,HRT 的变化对微生物群落产生了显著影响,相比之下,对悬浮污泥中的微生物群落影响较小,对生物膜上的微生物群落影响较大。分析原因可能是,*Nitrosomonas* 在 HRT 缩短后活性没有受到明显影响,但 *Candidatus_Kuenenia* 的活性受到了明显抑制。反应系统的运行状况会显著影响菌群活性和组成,关于 HRT 的改变对微生物菌群的影响可能需要更多的 HRT 节点来验证。因此,本研究所得到的菌群活性和组成结果的代表性需要进一步论证。

2.2.6 与其他工艺的比较

表2 比较了 SNAD-IFAS 工艺和其他一些高氮氮污水脱氮工艺的处理效果。与其他脱氮工艺相比,SNAD-IFAS 工艺的 TN 去除率相差不大,氮去除负荷明显较高;与处理污泥消化液的 SNAD-MBBR 工艺相比,SNAD-IFAS 工艺的 HRT 更短,可以有效减少占地面积,而且对 TN 的去除率更高。

表2 SNAD-IFAS 工艺与其他处理工艺比较

Tab.2 Performance comparison of SNAD-IFAS process with other treatment processes

项 目	污水种类	HRT/d	进水氮浓度/(mg · L ⁻¹)	TN 去除率/%	来源
SNAD – SBR	海产品废水	1	200 ~ 655	72. 71	文献[13]
SNAD – MBBR	垃圾渗滤液	0. 5	500	88	文献[14]
SNAD – MBBR	污泥消化液	2	250 ~ 1 750	71	文献[8]
SNAD – IFAS	污泥消化液	0. 75	400	77. 1	本研究

3 结论

① 本实验成功启动运行 SNAD-IFAS 工艺, 当进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 COD 分别为 400、100 mg/L 时, COD 与 TN 去除率分别可达到 72.8% 与 79.0%。

② 在 HRT 为 18 h、进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 400 mg/L 的条件下, SNAD-IFAS 工艺对污泥消化液的处理效果良好, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 与 COD 的最大去除率分别可达到 92.6%、77.1% 和 69.4%, TN 去除负荷为 12.4 mg/(L·h)。

③ 根据质量平衡计算, SNAD-IFAS 系统对氮的主要去除途径为厌氧氨氧化, 其次为全程反硝化和短程反硝化。批次实验结果表明, 厌氧氨氧化

与反硝化过程主要在生物膜内部耦合进行脱氮,而在悬浮污泥中主要是硝化菌与异养菌起降解作用。

④ 高通量测序结果表明,HRT 的变化会显著影响 SNAD-IFAS 反应器内的微生物群落,并且对悬浮污泥中的微生物群落影响较小,而对生物膜上的微生物群落影响较大。

参考文献:

- [1] WU L, SHEN M, LI J, *et al.* Cooperation between partial-nitrification, complete ammonia oxidation (comammox), and anaerobic ammonia oxidation (anammox) in sludge digestion liquid for nitrogen

- removal[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254 (Part A):112965.
- [2] GARCIA-RUIZ M J, CASTELLANO-HINOJOSA A, GONZALEZ-LOPEZ J, *et al.* Effects of salinity on the nitrogen removal efficiency and bacterial community structure in fixed-bed biofilm CANON bioreactors[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 347:156–164.
- [3] HIEN N N, TUAN D V, NHAT P T, *et al.* Application of oxygen limited autotrophic nitrification/denitrification (OLAND) for anaerobic latex processing wastewater treatment [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 124:45–55.
- [4] CHEN H H, LIU S T, YANG F L, *et al.* The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(4):1548–1554.
- [5] WEN X, ZHOU J, LI Y, *et al.* A novel process combining simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) with denitrifying phosphorus removal (DPR) to treat sewage [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 222:309–316.
- [6] WANG G, XU X, ZHOU L, *et al.* A pilot-scale study on the start-up of partial nitrification-anammox process for anaerobic sludge digester liquor treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241:181–189.
- [7] WANG C, LIU S, XU X, *et al.* Achieving mainstream nitrogen removal through simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification process in an integrated fixed film activated sludge reactor [J]. *Chemosphere*, 2018, 203:457–466.
- [8] XU X, WANG G, ZHOU L, *et al.* Start-up of a full-scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 343:477–483.
- [9] BAI Y, ZHANG Y, QUAN X, *et al.* Nutrient removal performance and microbial characteristics of a full-scale IFAS-EBPR process treating municipal wastewater[J]. *Water Science & Technology*, 2016, 73 (6):1261–1268.
- [10] ZOU Y, XU X, WANG X, *et al.* Achieving efficient nitrogen removal and nutrient recovery from wastewater in a combining simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process with a photobioreactor (PBR) for biomass production and generated dissolved oxygen (DO) recycling [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 269:539–548.
- [11] 田夏迪, 茹临锋, 吕心涛, 等. 短程反硝化工艺的研究进展与展望[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(2):7–15. TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, *et al.* Research progress and prospect of partial denitrification process [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(2):7–15 (in Chinese).
- [12] PENG Y Z, ZHANG L, ZHANG S, *et al.* Enhanced nitrogen removal from sludge dewatering liquor by simultaneous primary sludge fermentation and nitrate reduction in batch and continuous reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 104:144–149.
- [13] 于洪淼, 王超, 王晓静, 等. 厌氧消化—化学混凝—SNAD 联合工艺处理海产品加工废水[J]. *大连理工大学学报*, 2019, 59(4):336–342. YU Hongmiao, WANG Chao, WANG Xiaojing, *et al.* Treatment of seafood processing wastewater using anaerobic digestion – chemical coagulation – SNAD combination process[J]. *Journal of Dalian University of Technology*, 2019, 59(4):336–342 (in Chinese).
- [14] 徐晓晨, 周亮, 王超, 等. SNAD – MBBR 处理垃圾渗滤液厌氧出水的脱氮研究 [J]. *中国给水排水*, 2018, 34(23):21–25. XU Xiaochen, ZHOU Liang, WANG Chao, *et al.* Nitrogen removal from anaerobic effluent of landfill leachate by SNAD-MBBR process [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(23):21–25 (in Chinese).
-
- 作者简介: 邹瑜 (1990 –), 男, 辽宁大连人, 博士, 研究方向包括 ANAMMOX 脱氮技术、难降解有机废水处理技术、污染物高效去除技术等。
E-mail: 651999940@qq.com
收稿日期: 2020-09-14
修回日期: 2020-10-26

(编辑: 刘贵春)