

文章编号: 1000-8608(2019)04-0336-07

# 厌氧消化-化学混凝-SNAD 联合工艺处理海产品加工废水

于洪森, 王超, 王晓静, 杨凤林\*, 张树深

(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:** 设计厌氧消化-化学混凝-SNAD 联合工艺对海产品加工中的高浓泡药间废水进行处理。厌氧消化对废水中 COD 去除率最高可达 94.37%, 平均可达 89.77%, 有机氮与聚合磷转化为  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ , 浓度分别达总氮、总磷浓度的 85%~90%; 20 g · L<sup>-1</sup> 的聚合氯化铝可实现总磷浓度 1 000 mg · L<sup>-1</sup> 废水的总磷去除率 99.83%, 出水磷浓度为 1.70 mg · L<sup>-1</sup>。SNAD 系统中控制温度为 32~35 °C, 以空气流量 10~15 mL · min<sup>-1</sup> 间歇曝气 ( $t_{on}/t_{off} = 10 \text{ min}/5 \text{ min}$ ) 控制 DO 为 0.1 mg · L<sup>-1</sup> 左右, pH 为 7.5~8.0, HRT 为 24 h, 运行稳定时最高可处理总氮浓度为 655 mg · L<sup>-1</sup> 的废水, 总氮、COD 去除率分别为 72.71%、56.70%。高通量测序结果表明反应器内形成了 SNAD 系统, AOB、AnAOB 和 DNB 含量分别为 2.72%、2.09%、1.46%。

**关键词:** 海产品加工废水; 厌氧消化; 化学混凝; SNAD; 除碳脱氮除磷

中图分类号:X52

文献标识码:A

doi:10.7511/dllgxb201904002

## 0 引言

大连地区有黄海流域和渤海流域两大水系, 自然生态环境优越, 水产品资源丰富, 是全国重点水产基地之一。随着我国海产品消费量的提高, 海产品加工废水排放量日益增加。海产品加工废水, 主要指鱼、虾等剖杀清洗废水、蒸煮废水、泡药废水以及工作台面和地面的清洗废水等<sup>[1-2]</sup>。通常, 废水的主要成分为脂类和蛋白质, 部分废水中还有较高浓度的总氮和总磷<sup>[3]</sup>。目前, 针对海产品加工废水的处理技术以生物处理为核心, 生物段主要处理工艺为 MBR、A/O 等活性污泥法, 此外气浮、混凝沉淀等联合处理也有运用<sup>[4-6]</sup>。已报道的工艺研究主要针对含有高浓度有机物或盐度较高的加工废水, 设计工艺主要考虑指标为 COD、氨氮和总磷<sup>[7-8]</sup>, 针对总氮较高的废水研究较少。好氧/厌氧工艺中对氮的去除主要依靠硝化-反硝化工艺, 该过程需氧量大、运行成本高。SNAD (simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification) 工艺, 即同时亚硝化、厌氧氨氧化

和反硝化工艺<sup>[9-10]</sup>。与硝化-反硝化工艺相比, SNAD 工艺具有脱氮效率高、能耗低的优点, 在高氨氮污水的处理中已有较多应用<sup>[11-12]</sup>。

大连市庄河地区某鱼片加工厂目前废水处理思路为所有车间废水混合后处理, 工艺流程为缺氧池—厌氧池—好氧池 1—好氧池 2—沉淀池—过滤气浮, 处理后的废水中 COD 基本达标, 出水总氮浓度 150~200 mg · L<sup>-1</sup>、氨氮浓度 110~150 mg · L<sup>-1</sup>、磷酸盐浓度 60~100 mg · L<sup>-1</sup>, 距达标排放有较大差距。该厂废水中, 高浓泡药间废水占全部废水的 10%~15%, 该股废水因浸泡肉类富含大量有机氮, 同时浸泡过程添加的保水剂致使废水中含有大量的聚合磷酸盐, 是原有工艺处理不达标的主要原因, 全混废水中的总磷和总氮约 80% 来自该股废水。本研究提出先处理高浓泡药间废水, 再与其他车间废水混合处理的思路, 以减小厂区原有工艺处理进水的总氮和总磷负荷。研究针对高浓泡药间废水设计了厌氧消化-化学混凝-SNAD 联合工艺, 首先通过厌氧消化系统处理大部分的 COD, 将有机氮氨化并将聚合磷酸

盐转化为正磷酸盐,然后通过化学混凝法高效除磷,最后通过 SNAD 工艺同时脱氮除碳。

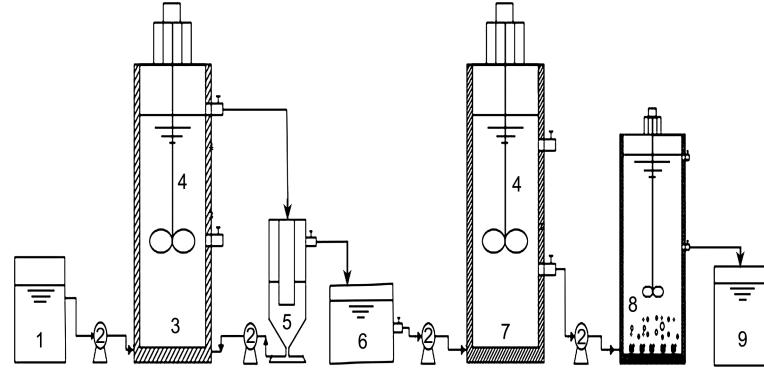
## 1 实验装置和方法

### 1.1 实验装置与工艺流程

实验装置与运行参数分别如图 1 和表 1 所示。废水经过厌氧反应器,而后混凝除磷,之后进入 SNAD 系统。考虑 SBR 反应器占地面积小、易操作等优点,选择 SBR 作为 SNAD 工艺的反应装置,3 个单元均由时间继电器控制进出水蠕动

泵、曝气和搅拌等装置,曝气装置是位于反应器底部的穿孔曝气管,曝气系统由空气泵和气体流量计组成,反应器外带有恒温水浴层。

厌氧反应器:共运行 86 d,设置回流比 6 : 1,反应器内上升流速达到  $1.0 \sim 1.5 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。工艺启动初将原水稀释以防止高浓度的 COD 对污泥造成冲击,待去除率达 80% 以上后逐渐提高进水负荷。该废水可生化性较强(BOD 浓度与 COD 浓度比值为 0.7),运行第 43 d 开始废水不再稀释,以原水直接进入厌氧反应器。



1 厌氧进水桶;2 蠕动泵;3 厌氧反应器;4 搅拌器;5 中沉池;6 厌氧出水桶(蓄水槽);  
7 混凝池;8 SBR-SNAD 好氧反应器;9 SBR-SNAD 出水桶

图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental device

表 1 各个单元运行参数

Tab. 1 Operating parameters of each unit

单元	有效容积/L	HRT/h	污泥回流比	污泥浓度/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	搅拌转速/ $(\text{r} \cdot \text{min}^{-1})$	曝气量/ $(\text{mL} \cdot \text{min}^{-1})$	DO 浓度/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	温度/°C	pH
厌氧反应器	6	24	6 : 1	5 600	20	—	—	32±2	8.0
混凝池	6	—	—	—	80,180	—	—	—	—
SNAD 系统	4	24	2 : 1	7 000	30	10~15	0.1	32±2	7.8~8.1

混凝池:在  $180 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ,60 min;  $80 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ,30 min 的条件下进行混凝反应。

SNAD 系统:前处理后的废水经过稀释进入 SNAD 系统。启动初进水中 COD 浓度为  $126.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度为  $193.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。SBR 周期共 12 h:进水 12 min(2 L)、连续曝气 9 h( $10 \sim 15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ )、沉淀 40~60 min、出水 12 min(2 L)、闲置 2 h。为提高厌氧氨氧化反应活性,第 10 周期开始间歇曝气( $t_{on}/t_{off} = 10 \text{ min}/5 \text{ min}$ ,曝气量  $10 \sim 15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ )10 h,闲置时

间改为 1 h。

### 1.2 实验用水

废水水质如表 2 所示,pH 为 7.2~7.4。实验过程中,向废水中添加  $\text{NaHCO}_3$  粉末以满足短程硝化过程中所需的碱度。

### 1.3 分析方法

实验中污泥浓度(MLVSS、MLSS)采用重量法测定。DO 使用 Multi3430 多参数水质分析仪(德国 WTW)测定。其他指标的测定方法如表 3 所示。取 SNAD 系统中污泥样品进行 MiSeq 高通

量测序,测序由上海美吉生物医药科技有限公司完成。

表 2 海产品加工中泡药间废水的水质分析

Tab. 2 Water quality analysis of foam wastewater in seafood processing

项目	浓度范围/(mg·L <sup>-1</sup> )
TP	1 000~1 500
COD	5 000~8 000
BOD <sub>5</sub>	4 000~4 900
TN	800~1 000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	200~400
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0~10
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	40~50

表 3 检测项目及分析方法

Tab. 3 Analytical items and methods

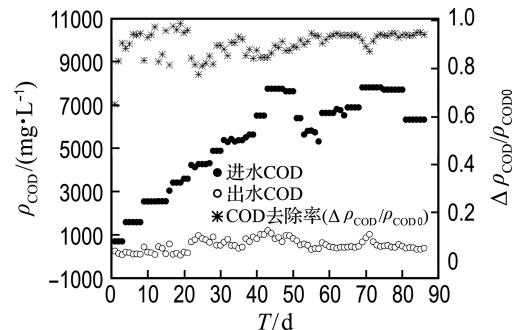
检测项目	分析仪器或方法
TP	钼酸铵分光光度法(消解装置、T6 可见分光光度计)
COD	重铬酸钾氧化法
TN	过硫酸钾氧化-紫外分光光度法
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	纳氏试剂光度法(Spectrum 722E 可见分光光度计)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	N-(01-萘基)-乙二胺光度法(Spectrum 722E 可见分光光度计)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	紫外分光光度法(UV5500 型-紫外/可见分光光度计)
pH	PHS-3E pH 计

## 2 结果与讨论

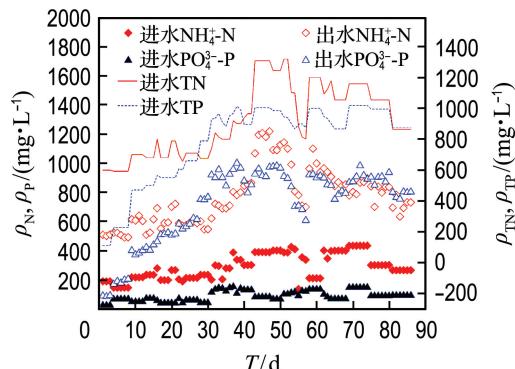
### 2.1 厌氧消化-化学混凝前处理效果分析

SNAD 工艺对进水水质有着较高的要求,废水中过高浓度的有机物和磷酸盐均会对厌氧氨氧化菌产生抑制作用<sup>[13-14]</sup>。因此,针对海产品加工厂泡药间废水设计了前处理工艺,包括厌氧消化和化学混凝。厌氧消化的作用是去除废水中高浓度的 COD 并将废水中的有机氮和聚合磷酸盐转化为氨氮和正磷酸盐,聚合磷酸盐的转化有利于后续化学混凝除磷。实验结果如图 2 所示。在厌氧消化工艺稳定运行时,废水中的 COD 去除率平均保持在 90% 以上,最高可从 7 802.69 mg·L<sup>-1</sup> 降到 439.12 mg·L<sup>-1</sup>(图 2(a))。海产品加工厂泡药间废水中含有的主要是易降解的有机物如蛋白质等<sup>[4]</sup>,因此,厌氧消化工艺可以去除废水中大部分有机物,为后续厌氧氨氧化工艺提供合适的水质条件。此外,经过厌氧消化工艺后,出水中

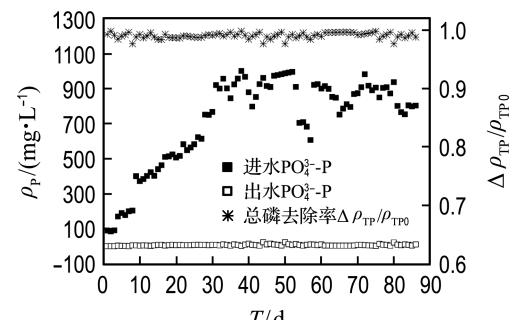
NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 的浓度明显增加(图 2(b)),可以达到总氮和总磷浓度的 85%~90%,表明经过厌氧消化后,废水中的有机氮和聚合磷酸盐可以转化为氨氮和正磷酸盐,这与前人的研究结果相同<sup>[15]</sup>。经过消化后,废水中的正磷酸盐通过化学混凝方法除去,以减轻对后续厌氧氨氧化工艺的影响。实验结果表明(图 2(c)),利用聚合氯化铝絮凝剂,废水中的正磷酸盐可以从 1 000.14 mg·L<sup>-1</sup> 降到 1.70 mg·L<sup>-1</sup>,总磷去除率为 99.83%。化学混凝过程对氨氮和 COD 去除影响不大。



(a) COD 浓度变化及去除率



(b) 废水中 N、P 的转化



(c) 混凝前后废水中 P 浓度及总磷去除率

图 2 前处理单元废水的处理效果

Fig. 2 The treating effect of wastewater in the pretreatment unit

SNAD 工艺总共运行 168 个周期, 运行效果如图 3 所示(其中  $c$  代表运行周期、 $\rho_{\text{COD}_0}$  为运行前 COD 浓度、 $\Delta\rho_{\text{COD}}(\Delta\rho_{\text{TN}})$  为运行前后 COD(TN) 的浓度变化). 阶段 I 为 SNAD 工艺的启动阶段. 启动过程中第 1~9 个周期, SNAD 工艺的总氮及 COD 去除率维持在 15% 左右, 仅有部分  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  被转化为  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ , 说明此时工艺内仅有部分短程亚硝化过程, 厌氧氨氧化菌活性较弱. 因此, 为了提高厌氧氨氧化菌的活性, 在第 10 个周期改变工艺参数, 改变工艺参数后  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度开始下降,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度并未升高, 总氮去除率开始有所提升, 说明厌氧氨氧化菌活性有所恢复. 稳定至第 25 周期后, 总氮去除率可达 70%, 废水中 COD 有 45% 左右的去除, 此时厌氧氨氧化菌和反硝化菌活性较高. 将进水总氮逐渐提高至 366.23  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 增加曝气量至 25~30  $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$ , 出

水中  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度开始逐渐升高并开始累积, 总氮去除率迅速下降, 分析原因为水中溶解氧的增加导致了 AOB 活性的增强而厌氧氨氧化菌活性下降. 为快速形成 SNAD 系统, 向反应器中接种了约 300 mL 厌氧氨氧化菌, 接种污泥负荷约为  $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ , 降低曝气量为  $15 \sim 20 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ , 保持 DO 浓度在  $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 逐渐提高负荷至第 45 周期时, 总氮去除率上升至 70%, SNAD 系统稳定运行. 第 46~80 周期保持反应器运行参数不变, SNAD 系统稳定运行, 总氮去除率均可稳定在 65% 以上, 最高可达 73.27%, 同时 COD 去除率保持在 45%~55%.

阶段 II 为实际废水处理阶段. 运行初始阶段, 废水中氨氮浓度为  $588.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , COD 浓度为  $657.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 运行至第 97 周期, 总氮的去除效果虽在波动, 但去除率仍可保持在 60% 以上. 由于实际废水水质不稳定, 预处理后的废水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度在  $500 \sim 850 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  不断波动. 当进入 SNAD 系统的氨氮浓度达到  $720.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  后, SNAD 系统开始不稳定, 至第 123 周期时总氮去除率已经下降至 27%, 出水中  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$  开始累积, 浓度分别为  $267.78$ 、 $291.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度为  $51.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 此时反应器内 DO 浓度为  $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、pH 为 7.2, 由碱度的降低可推测反应器亚硝化反应和硝化反应较为活跃; 此时进水中 COD 浓度为  $800.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , Wang 等<sup>[16]</sup>的研究表明废水中 COD 含量过高, 会影响 SNAD 工艺的脱氮效果, 同时大量的有机碳源会滋生异养菌, 因此累积的  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  也可能来源于异养菌反硝化菌的短程反硝化作用. 以上结果表明 SNAD 系统对高浓度 COD 和总氮的抗冲击能力有限, 需维持较为稳定的进水条件才能保持系统稳定的 COD 和总氮去除率.

第 124 周期开始(阶段 III), 为重新恢复 SNAD 工艺中厌氧氨氧化菌的活性, 反应器停止曝气与进水 24 h, 以恢复反应器内厌氧环境, 将预处理后的废水再次稀释, 使  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度降至  $530.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、COD 浓度降至  $310.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 此时 C/N 约为 0.6, 保持水力停留时间不变, 以曝气量  $15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 、 $t_{\text{on}}/t_{\text{off}} = 10 \text{ min}/5 \text{ min}$  间歇曝气, 重新恢复 SNAD 系统. 降低曝气量后系

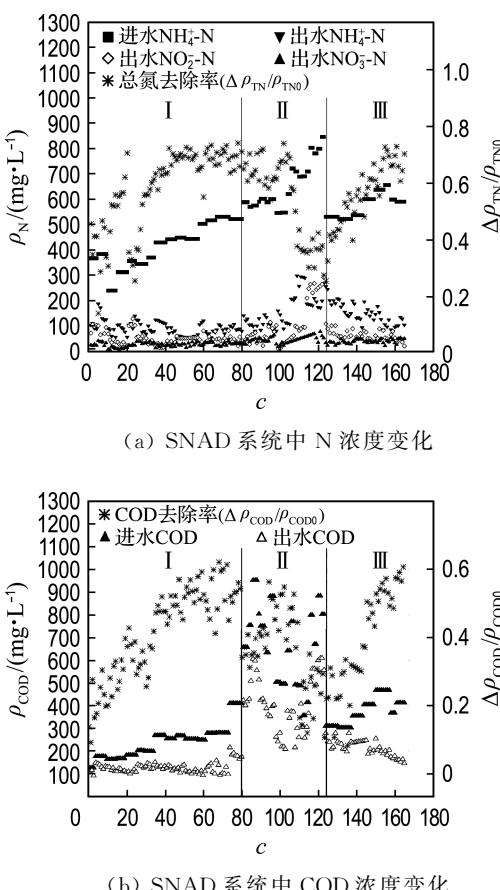


图 3 SNAD 系统中 N、COD 浓度变化及去除率

Fig. 3 Change of N and COD concentration and removal efficiency in SNAD system

统内  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度存在下降趋势, 总氮去除率上下波动但呈上升趋势, 在恢复至反应的第 140 周期时达到了 55.57%。第 155 周期时, 出水中  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 浓度分别为 105.53、53.10 和  $20.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 反应器内的总氮去除率上升至 72.71%, COD 去除率达到 56.70%, 说明 SNAD 系统恢复成功并稳定运行。

## 2.2 SNAD 工艺内微生物分析

为了探究工艺内脱氮的功能性细菌, 对工艺内的悬浮污泥进行了微生物多样性分析, 结果如图 4 所示。接种初期的污泥样品(SNADYU1)中, 好氧氨氧化菌(AOB)、厌氧氨氧化菌(AnAOB)及反硝化菌(DNB)含量分别为 1.46%、8.26%、2.11%, AnAOB 为 *Candidatus Kuenenia*; 反应至第 165 周期后的污泥样品(SNADYU2)中 AOB、AnAOB 及 DNB 含量分别为 2.62%、2.09%、1.46%。系统中 AnAOB 含量下降原因可能是进水中 COD 浓度增高造成 AnAOB 活性受到抑制<sup>[16]</sup>, 此时系统中 AnAOB 仍以 *Candidatus Kuenenia* 为优势菌种, 此外还出现了少量的 *Candidatus Brocadia*。根据之前的研究报道, *Candidatus Brocadia* 比其他厌氧氨氧化菌种更适应底物含有有机物的环境<sup>[17]</sup>, 并且能利用小分子有机物(如葡萄糖和醋酸盐)作为电子受体将羟胺转化为肼; 此外, 它还表现出了对有机酸较高的氧化速率<sup>[18-19]</sup>, 因此它能出现在该 COD 浓度较高的系统中。系统中 AOB 的含量也有一定程度的增长, 其消耗了氧气, 为 AnAOB 提供了底物亚硝酸盐。系统中 COD 的去除源于异养菌的作用, 除反硝化菌外, 系统中 *Limnobacter* 和 *Bryobacter* 的含量也有一定程度的增高, Wang 的研究<sup>[16-17]</sup>表明在厌氧氨氧化系统中 *Limnobacter* 和 *Bryobacter* 与 *Candidatus Kuenenia* 是一种共生关系, 可以保护 AnAOB 免受有机物的影响。此外, 两个样品中 NOB 含量分别为 0.460% 与 0.136%, 表明该系统中虽存在硝化作用, 但对系统的影响较小。以上结果表明, 稳定运行的工艺中同时存在亚硝化菌、厌氧氨氧化菌和反硝化菌等, 构成完整的 SNAD 系统, 能实现同时脱氮除碳的功能。此外虽厌氧氨氧化菌含量有所降低, 但含量仍高于反硝化菌, 说明系统内总氮大多数是通过厌氧氨氧化反应去除的。

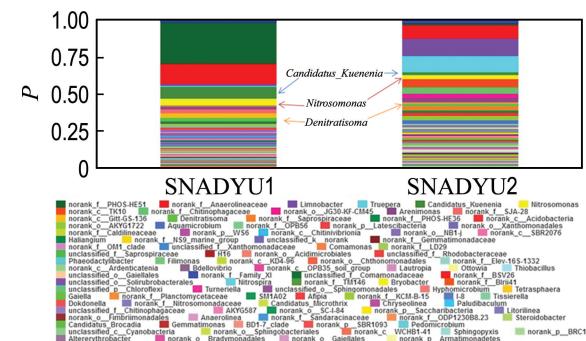


图 4 SNAD 池中悬浮污泥样品在属分类水平上的相对丰度

Fig. 4 Relative abundance at the genera level in the suspended sludge of the SNAD reactor

## 3 结 论

(1) 泡药间废水经过厌氧消化-化学混凝预处理后, 废水中的 COD 可由  $7802.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  降至  $439.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , COD 去除率为 94.37%; 废水中正磷酸盐浓度经过混凝可由  $1000.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  降至  $1.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 总磷去除率为 99.83%, 预处理后的水质可以满足后续厌氧氨氧化工艺的水质要求。

(2) 利用 SBR 可以成功启动 SNAD 工艺, 并用于处理经过预处理后的泡药间废水, 其工艺参数为运行周期 12 h; 进水 12 min, 以空气流量  $10 \sim 15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  间歇曝气 10 h, 曝气周期  $t_{on}/t_{off} = 10 \text{ min}/5 \text{ min}$ , 沉淀  $40 \sim 60 \text{ min}$ , 出水 12 min, 闲置 1 h。稳定运行的 SNAD 工艺中总氮和 COD 去除率分别可达 72.71% 和 56.70%。SNAD 工艺中主要的脱氮微生物有亚硝化菌、厌氧氨氧化菌和反硝化菌, 厌氧氨氧化菌主要是 *Candidatus Kuenenia* 和 *Candidatus Brocadia*。

(3) 处理后的泡药间废水总氮、总磷和 COD 的浓度均大幅降低, 显著减轻了后续生物处理负荷。与全混废水经原有工艺的处理效果相比, 出水中总磷显著降低, 氮的存在形式为容易处理的氨氮。

## 参 考 文 献:

- [1] 谢宇恒, 李常芳, 刘亮, 等. 混凝法预处理海产品加工废水的研究 [J]. 安徽农业科学, 2014, 42(21):7199-7200.

- XIE Yuheng, LI Changfang, LIU Liang, et al. Pretreatment of aquatic product processing wastewater by coagulation process [J]. **Journal of Anhui Agricultural Sciences**, 2014, **42**(21): 7199-7200. (in Chinese)
- [2] 沈小红,蒋袁曦. 海产品加工废水处理工程的设计 [J]. 中国给水排水, 2003, **19**(11):93-95.
- SHEN Xiaohong, JIANG Yuanxi. Design for marine product processing wastewater treatment project [J]. **China Water & Wastewater**, 2003, **19**(11):93-95. (in Chinese)
- [3] 俞津津,黄冠男,姬玉欣,等. 水产品加工废水生物处理工艺研究进展 [J]. 环境科学与技术, 2011, **34**(11):76-82.
- YU Jinjin, HUANG Guannan, JI Yuxin, et al. Biological process for fish-processing wastewater treatment [J]. **Environmental Science & Technology**, 2011, **34**(11):76-82. (in Chinese)
- [4] 厉文. A<sup>2</sup>/O生物膜工艺处理海产品加工废水的研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2015.
- LI Wen. Study on A<sup>2</sup>/O biofilm process for seafood wastewater treatment [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2015. (in Chinese)
- [5] 孟祥宇. 缺氧+推流式生物接触氧化工艺处理高含盐量水产品加工废水试验研究 [D]. 青岛: 青岛理工大学, 2014.
- MENG Xiangyu. Study on the anoxic and push flow biological contact aeration process for the aquatic product processing wastewater with high salt content [D]. Qingdao: Qingdao Technological University, 2014. (in Chinese)
- [6] 李慧. 基于不同排放标准的水产品加工废水生物处理工艺研究 [D]. 青岛: 青岛理工大学, 2016.
- LI Hui. Biological treatment study of aquatic products wastewater based on different standards [D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2016. (in Chinese)
- [7] 余东. 水解酸化+接触氧化技术在水产品加工废水处理中的应用 [J]. 能源与环境, 2014(5):81-82.
- YU Dong. Application of hydrolysis acidification + contact oxidation technology in wastewater treatment of aquatic products [J]. **Energy and Environment**, 2014(5):81-82. (in Chinese)
- [8] 刘志强,毛友同,杨超,等. 混凝沉淀/水解酸化/接触氧化处理水产品加工废水 [J]. 中国给水排水, 2011, **27**(11):91-93.
- LIU Zhiqiang, MAO Youtong, YANG Chao, et al. Treatment of aquatic product processing wastewater by coagulation sedimentation/hydrolysis acidification/contact oxidation process [J]. **China Water & Wastewater**, 2011, **27**(11): 91-93. (in Chinese)
- [9] XU Xiaochen, XUE Yuan, WANG Dong, et al. The development of a reverse anammox sequencing partial nitrification process for simultaneous nitrogen and COD removal from wastewater [J]. **Bioresource Technology**, 2014, **155**:427-431.
- [10] 金立建,黄凯,邱立平,等. 倒置A<sup>2</sup>/O工艺处理海产品加工废水 [J]. 工业用水与废水, 2012, **43**(1):83-85.
- JIN Lijian, HUANG Kai, QIU Liping, et al. Inverted A<sup>2</sup>/O process for treatment of marine product processing wastewater [J]. **Industrial Water & Wastewater**, 2012, **43**(1): 83-85. (in Chinese)
- [11] XU Xiaochen, WANG Gang, ZHOU Liang, et al. Start-up of a full-scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor [J]. **Chemical Engineering Journal**, 2018, **343**: 477-483.
- [12] WANG Gang, XU Xiaochen, GONG Zheng, et al. Study of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in an intermittent aeration membrane bioreactor [J]. **Process Biochemistry**, 2016, **51**(5):632-641.
- [13] JETTEN M S M, STROUS M, VAN DE PAS-SCHOONEN K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium [J]. **FEMS Microbiology Reviews**, 1998, **22**(5):421-437.
- [14] VAN DE GRAAF A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor [J]. **Microbiology**, 1996, **142**(8):2187-2196.
- [15] 郑敏,张代均. 废水化学法脱氮和化学法除磷的研究 [J]. 科技情报开发与经济, 2006, **16**(1):154-156.
- ZHENG Min, ZHANG Daijun. The study on the denitrification and dephosphorization of the wastewater with the chemical processes [J]. **Sci-Tech Information Development & Economy**, 2006, **16**(1):154-156. (in Chinese)

- [16] WANG Chao, LIU Sitong, XU Xiaochen, *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.
- [17] WANG Gang, XU Xiaochen, ZHOU Liang, *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.
- [18] KARTAL B, VAN NIFTRIK L, RATTRAY J, *et al.* *Candidatus 'Brocadia fulgida'*: an autofluorescent anaerobic ammonium oxidizing bacterium [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, **63**(1):46-55.
- [19] OSHIKI M, SHIMOKAWA M, FUJII N, *et al.* Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium '*Candidatus Brocadia sinica*' [J]. *Microbiology*, 2011, **157**(6): 1706-1713.

## Treatment of seafood processing wastewater using anaerobic digestion-chemical coagulation-SNAD combination process

YU Hongmiao, WANG Chao, WANG Xiaojing, YANG Fenglin\*, ZHANG Shushen

(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:** An anaerobic digestion-chemical coagulation-SNAD combination process is designed for the treatment of the high-concentration foam wastewater in seafood processing. The removal rate of COD in wastewater by anaerobic digestion is up to 94.37%, with an average of 89.77%. The conversion of organic nitrogen and polyphosphate results in an increase in the concentration of  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{PO}_4^{3-}$ -P, which reaches 85%-90% of total nitrogen and total phosphorus, respectively.  $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  of polyaluminum chloride can remove 99.83% of total phosphorus in the wastewater with total phosphorus content of  $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . The content of phosphorus in the medium is only  $1.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . The control temperature in the SNAD system is 32-35 °C. The air flow rate is  $10-15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  and the way of aeration is intermittent ( $t_{\text{on}}/t_{\text{off}} = 10 \text{ min}/5 \text{ min}$ ). The DO concentration is about  $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , and the pH is 7.5-8.0. HRT is 24 h. When the operation is stable, the wastewater with total nitrogen content of  $655 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  can be treated. The total nitrogen and COD removal rates are 72.71% and 56.70%, respectively. The results of high-throughput sequencing indicate that SNAD system is formed in the reactor, and the contents of AOB, AnAOB and DNB are 2.72%, 2.09% and 1.46%, respectively.

**Key words:** seafood processing wastewater; anaerobic digestion; chemical coagulation; SNAD; carbon, nitrogen and phosphorus removal