



# 基于短程硝化-厌氧氨氧化的组合工艺处理餐厨废水效能研究

黎紫江<sup>1</sup>, 史绪川<sup>1</sup>, 王思琦<sup>1,✉</sup>, 陈福明<sup>1</sup>, 邓昭滨<sup>1</sup>, 罗泳翔<sup>1</sup>, 肖雄<sup>2</sup>, 梁钊启<sup>3</sup>, 邓舟<sup>3</sup>

1. 清研环境科技股份有限公司, 深圳 518000; 2. 深圳市下坪环境园, 深圳 518000; 3. 深圳市利赛环保科技有限公司, 深圳 518000

**摘要** 随着餐厨垃圾产量升高, 餐厨废水的产量也越来越高, 但餐厨废水水质复杂, 油类、SS、COD 和氨氮等污染物质量浓度高, 高效低成本处理餐厨废水成为难题。本中试系统开发了“气浮-厌氧-缺氧-限氧-好氧”组合工艺, 在某黑水虻养殖基地处理餐厨废水, 中试系统处理规模达  $4 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 。运行 113 d, 生化段 COD 和 TN 平均去除率分别达 94.3% 和 98.2%。其中限氧池的平均总氮去除率和平均容积去除负荷分别达 79.4% 和  $0.29 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ , 限氧池内厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度稳定在  $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以上, 证明了限氧池具有培养及截留厌氧氨氧化菌颗粒污泥的良好能力。本组合工艺脱氮除碳效果优异, 性能稳定, 节能省药, 为餐厨废水处理领域提供了新路径。

**关键词** 短程硝化-厌氧氨氧化; 餐厨废水; 厌氧氨氧化菌颗粒污泥

随着我国经济社会快速发展与人们生活水平逐步提高, 餐厨垃圾的产量快速增加。根据《深圳市城市管理和综合执法局 2022 年主要统计指标分析报告》, 2022 年深圳市餐厨垃圾处理量高达  $5082 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 。餐厨垃圾的含水率通常较高<sup>[1]</sup>, 在收集转运, 以及好氧发酵或黑水虻养殖等处理过程中会产生大量的餐厨废水需要处理。餐厨废水中成分复杂, COD、油脂、氨氮、悬浮物等污染物质量浓度高, 处理难度大而且成本高<sup>[2]</sup>。现有餐厨垃圾处理单位通常先把餐厨垃圾进行固液分离, 之后采用厌氧+多级 A/O 等组合工艺处理餐厨废水<sup>[3]</sup>。但是厌氧处理后的出水 C/N 往往偏低, 导致后续 A/O 环节需要额外补充碳源用于脱氮<sup>[4]</sup>。另外, 厌氧+A/O 组合工艺水力停留时间长, 占地面积大, 设备复杂, 运行成本高。而餐厨垃圾处理单位通常占地有限, 对处理成本比较敏感。因此亟需效率更高、处理成本更低的餐厨废水处理工艺。

短程硝化-厌氧氨氧化 (PN/A) 工艺脱氮效率高, 无需碳源, 而且能耗低、产泥量少<sup>[5]</sup>, 适合处理高氨氮废水。杨梅<sup>[6]</sup>用厌氧氨氧化菌处理餐厨垃圾发酵废水, 平均总氮去除率为 76.4%。李恒英<sup>[7]</sup>用前置厌氧-短程硝化-厌氧氨氧化工艺处理餐厨垃圾发酵废水, 厌氧氨氧化单元平均总氮去除率可达 82.9%。但是在实际工程应用中, 由于进水水质波动大, PN/A 工艺的控制难度大, 厌氧氨氧化容易被全程硝化、全程反硝化等反应替代<sup>[8]</sup>。因此 PN/A 工艺处理实际复杂废水的工程应用并不多, 研究主要以实验室小试为主。

如何保持厌氧氨氧化菌相对丰度是 PN/A 工艺一个核心问题, 常用水力旋流器和筛网截流沉降性好且颗粒尺寸大的厌氧氨氧化菌颗粒污泥, 排走沉降性差而且富含硝化细菌的絮状污泥<sup>[9]</sup>。本中试提出一种新路径, 用反应沉淀一体式矩形气升环流反应器工艺 (RPIR 工艺) 来维持厌氧氨氧化菌的相对丰度。

RPIR 工艺通过设置 RPIR 模块 (新型三相分离器)、设计匹配的曝气系统和布水系统等方法, 同步实现生化反应和沉淀分离, 广泛应用在市政污水处理领域。RPIR 工艺具有有效截留重质污泥、混合效果好、反应效率高和节省占地面积等优点<sup>[10]</sup>。因此, 本研究针对 PN/A 工艺需要截流厌氧氨氧化菌而适量排出絮状污泥的问题, 将 RPIR 与 PN/A2 种工艺结合开发了短程硝化-厌氧氨氧化-反应分离一体化的限氧 RPIR 池

收稿日期: 2024-02-29 录用日期: 2024-04-12

基金项目: 深圳市可持续发展专项 (KCXFZ20211020163556020)

第一作者: 黎紫江 (1990—), 男, 硕士, 中级工程师, 243753238@qq.com ✉通信作者: 王思琦 (1992—), 男, 博士, 高级工程师, wsq921029@163.com

(限氧池), 并以限氧池为核心脱氮单元, 组成气浮-厌氧-缺氧-限氧-好氧组合工艺, 用于处理某黑水虻养殖基地(由餐厨固体垃圾饲养)产生的餐厨废水, 日处理规模最高达到  $4 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ 。本中试重点研究了该组合工艺处理餐厨废水的效果, 特别是限氧池对废水中氨氮与总氮的去除效果, 以期对餐厨废水高效低成本处理技术开发及 PN/A 的工程化应用提供借鉴。

## 1 工艺设计与方法

### 1.1 原水来源与水质

本中试项目位于某黑水虻养殖基地。收运来的餐厨垃圾首先经过机械压榨与隔油沉淀预处理。预处理后产生的固渣用于黑水虻养殖, 产生的废水作为本中试所处理的原水。受餐厨垃圾收运量变动影响, 废水的水量、水质波动较大。主要污染物为 COD、氨氮、有机氮与悬浮物, 具体质量浓度范围如表 1 所示。

### 1.2 主要反应器和接种污泥

1) 工艺流程与各反应单元设计。本中试采用的组合工艺主要包括气浮、厌氧、缺氧、限氧和好氧。流程如下图 1 所示, 各单元的功能与设计参数介绍如下表 2。

**气浮:** 主要作用是去除废水中大量的悬浮物、油脂等。气浮单元选用了常规溶气气浮设备, 型号为 GF-2T, 设计处理水量  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , 溶气水量  $0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , 有效容积为  $2.9 \text{ m}^3$ 。

**厌氧:** 主要通过厌氧生化反应去除 COD 和悬浮物。反应池上部设有布水槽, 通过连通管路实现底部均匀布水。上部设有 RPIR 模块, 可以实现三相分离作用。顶部设有反吊膜密封, 可收集反应产生的沼气。沼气经过脱硫净化后进入内燃式锅炉燃烧处理。厌氧出水部分回流至气浮池前端, 并与原水混合后进入气浮。回流比为 360%~900%。

**缺氧:** 主要作用是进一步降解废水中的 COD 与悬浮物, 为后续 PN/A 反应提供适宜的水质条件。反应池内部设有固定式悬挂载体, 材质为聚酯纤维。内部设有推流装置, 推流过程会溶解少量的氧气, 长期监测发现溶解氧质量浓度介于  $0.09 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。反应器以纯生物膜法方式运行, 无悬浮污泥。经过缺氧池处理后, 废水中的 COD 质量浓度基本小于  $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 碳氮比低于 2, 悬浮物质量浓度小于  $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

**限氧:** 主要发生 PN/A 反应, 去除废水中大部分的氨氮和总氮。如图 1 所示, 底部设有曝气系统, 通过曝气环流实现反应区域气液固完全混合效果, 溶解氧控制在  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下。上部设有 RPIR 模块, 可实现同一反应池内脱氮和出水澄清。

**好氧:** 主要用于去除废水中剩余的污染物, 如 COD、氨氮等, 保证出水达标。反应池上部设有 RPIR 模块, 实现出水澄清。好氧出水作为系统总处理出水, 排放至后端氧化塘。

4 个生化反应池内均实现泥水分离, 无需污泥回流。本组合工艺对比常见厌氧+多级 AO+MBR 工艺, 节省了 MBR 膜组和相应设备, 以及污泥回流设备, 因此设备数量大量减少。另外, 以  $4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  计算组合工艺的 HRT, 厌氧之后的生化段(缺氧+限氧+好氧) HRT 为 4.5 d, 而常规 2 级 AO 工艺所需 HRT 通常大于  $10 \text{ d}^{[11-13]}$ , 本组合工艺停留时间明显减少。由于厌氧池产热产碱, 本中试稳定运行时不需要投加碱液, 也无需加热或冷却, 所有生化反应器 pH 稳定在 7~8, 水温保持在  $27 \sim 34 \text{ }^\circ\text{C}$ 。

表 1 原水水质参数

Table 1 Raw water quality parameters and emission limits

水质指标	COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TN/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{NH}_3\text{-N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SS/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
进水水质	42 400~93 580	1 500~2 980	484~1 420	15 061~43 250

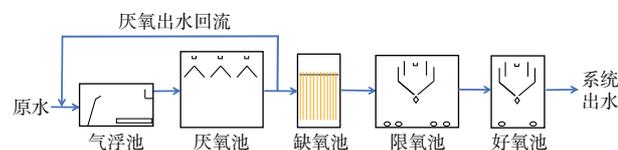


图 1 工艺流程图

Fig. 1 Process flow diagram

表 2 主要反应器设计参数

Table 2 Main reactors design parameters

反应器	长×宽×高/m	有效容积/ $\text{m}^3$	HRT/d	DO/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
气浮机	3.0×1.2×1.0	2.9	0.7	5~9
厌氧池	3.1×2.0×3.2	18.6	4.7	<0.1
缺氧池	1.2×1.6×3.1	5.6	1.4	<0.3
限氧池	3.0×0.5×3.1	4.3	1.1	<0.5
好氧池	1.8×1.6×3.1	8.1	2.0	1~9

注: HRT以原水处理量为  $4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  计算。

2) 接种污泥。厌氧池接种污泥为某工业废水处理系统的厌氧颗粒污泥, 接种后厌氧池污泥浓度约为  $15\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。限氧池接种污泥为实验室培养的厌氧氨氧化菌颗粒污泥混合菌群, 接种后其厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度约为  $300\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 污泥浓度约为  $8\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。缺氧池和好氧池接种污泥为某城市污水厂好氧区剩余污泥, 接种后缺氧池和好氧池污泥浓度分别为  $2\ 000$  和  $3\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

### 1.3 运行方式

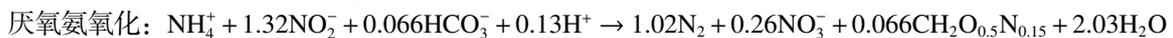
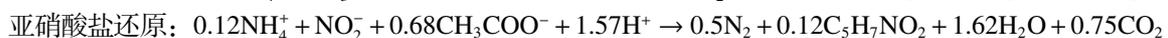
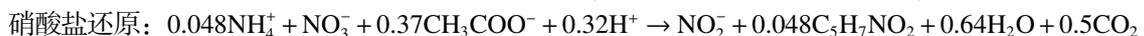
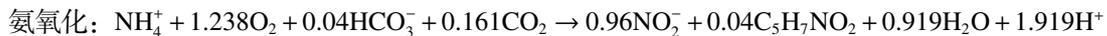
经调试与启动运行后, 中试系统正常运行 113 d, 如表 3 和图 2 所示分为 4 个阶段, 第 I 阶段 (1~24 d) 原水处理量为  $1.6\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ; 第 II 阶段 (25~37 d) 处理量从  $2\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$  逐渐提高到  $2.8\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ; 第 III 阶段 (38~81 d) 处理量稳定维持在  $3\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ; 第 IV 阶段 (82~113 d) 由于上游餐厨废水的来水量变化, 处理量从  $3.2\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$  提高到  $4\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$  后又回落到  $3.5\ \text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。

### 1.4 分析方法

本试验的检测方法按照国标法<sup>[14]</sup>。COD 用重铬酸钾法测定; 氨氮用纳氏试剂分光光度法进行测定; 亚硝酸盐氮用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定; 硝酸盐氮用紫外分光光度法测定; 总氮用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定; 污泥浓度为  $105\ ^\circ\text{C}$  烘箱烘干后采用重量法来测定; 溶解氧用 HACH HQ30D 便携式溶氧仪测定; 厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度测定首先用 80 目筛网过滤限氧池混合液, 其后取筛上物用  $105\ ^\circ\text{C}$  烘箱烘干后采用重量法测定。厌氧氨氧化菌颗粒污泥粒径采用激光粒度仪 Mastersizer 2000 (Malvern Instruments Ltd, UK) 测定。

### 1.5 氮素转化计算方法

WANG 等<sup>[15]</sup> 提供了一种计算 PN/A 工艺氮素转化的方法, 主要通过以下化学公式, 组成方程式组进行计算。



根据上面的化学公式可以推导出计算公式 (1)~(5)。

$$\text{NH}_4^+\text{-N 去除量} = \text{R1} + 0.01\text{R2} + 0.048\text{R3} + 0.12\text{R4} + \text{R5} \quad (1)$$

$$\text{NO}_2^-\text{-N 去除量} = -0.96\text{R1} + \text{R2} - \text{R3} + \text{R4} + 1.32\text{R5} \quad (2)$$

$$\text{NO}_3^-\text{-N 去除量} = -\text{R2} + \text{R3} - 0.26\text{R5} \quad (3)$$

$$\text{COD 去除量} = 1.69\text{R3} + 3.11\text{R4} \quad (4)$$

$$\text{DO 去除量} = 2.83\text{R1} + 1.03\text{R2} \quad (5)$$

注: R1 为氨氧化菌将  $\text{NH}_3\text{-N}$  转化为  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的氮素质量总量; R2 为亚硝酸盐氧化菌将  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的氮素质量总量; R3 为反硝化菌将  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  转化为  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的氮素质量总量; R4 为反硝化菌将  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化为  $\text{N}_2$  的氮素质量总

表 3 中试系统处理量变化

Table 3 Change in water inflow of pilot system

阶段	时间/d	处理量/ ( $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ )
I	1~24	1.6
II	25~37	2~2.8
III	38~81	3
IV	82~113	3.2~4

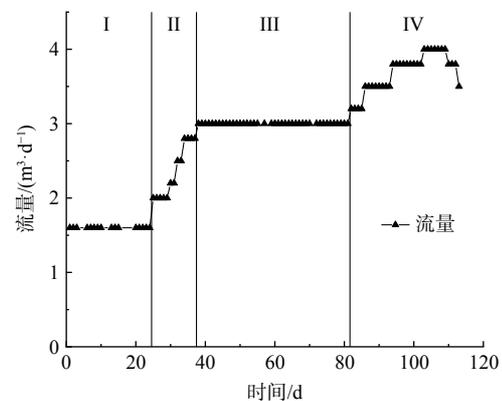


图 2 处理量变化

Fig. 2 Change in water inflow

量；R5 厌氧氨氧化菌将  $\text{NH}_3\text{-N}$  氧化  $\text{N}_2$  的氮素质量总量。

## 1.6 微生物群落测定方法

采集限氧池第 111 d 污泥样品，离心后获得少量污泥固体，交由上海美吉生物医药科技有限公司进行微生物种群分析工作。样品经过 DNA 提取，PCR 扩增、琼脂糖凝胶回收等标准操作后，利用 Quantus™ Fluorometer 检测回收物的核酸量，最后通过 Miseq PE300 平台测序<sup>[16]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 中试系统脱氮除碳性能分析

1) COD 处理效果分析。本中试系统生化段主要由厌氧池去除 COD，因此系统除碳性能分析着重讨论厌氧池。如图 3(a) 所示，第 I 阶段厌氧进出水 COD 平均质量浓度分别为  $3\,981$ 、 $565\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率为 85.0%，平均去除负荷为  $3.25\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。第 II 阶段受上游来水水质变化影响，厌氧进水 COD 平均质量浓度为  $2\,597\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，比第 I 阶段下降了 34.8%。厌氧出水 COD 平均质量浓度为  $235\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，比第 I 阶段降低了 58.4%，平均去除率为 84.2%，和第 I 阶段基本持平，平均去除负荷为  $2.23\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，比第 I 阶段降低了 31.4%。第 III 阶段和第 IV 阶段，处理量相比之前有明显提升，但进水的 COD 质量浓度降低，厌氧池保持了较高的去除效率，平均去除率分别为 86.9% 和 88.8%，平均去除负荷分别为 2.07 和  $1.89\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。总体而言，厌氧池的 COD 去除效果良好，4 个阶段出水 COD 质量浓度稳定在  $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下，平均去除率达 87.0%，COD 容积去除负荷为  $1.04\sim 4.05\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，为后续处理单元的稳定运行奠定了基础。

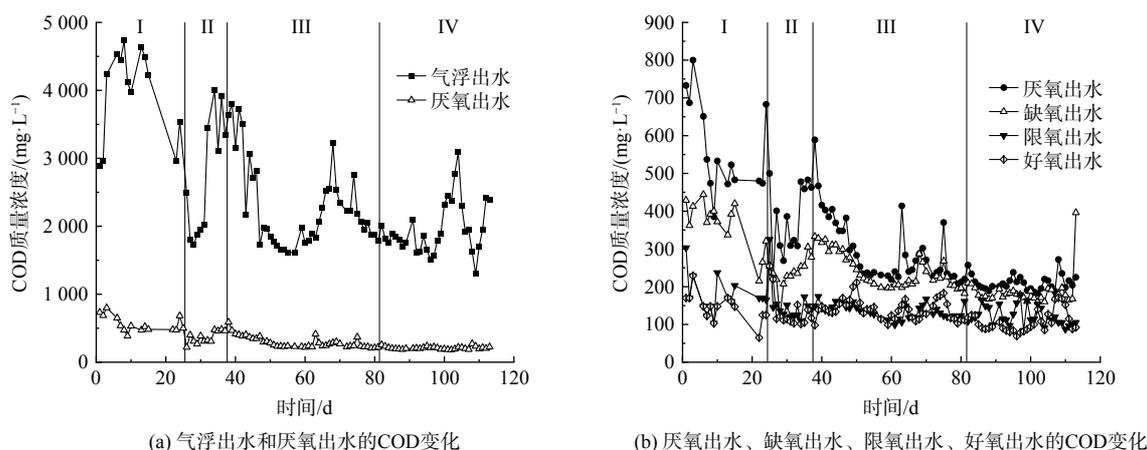


图3 生化段各反应器 COD 质量浓度变化

Fig. 3 Changes in COD concentration of each reactor in the biochemical section

虽然厌氧池对 COD 表现较好的去除效果，但厌氧出水的 COD 和 SS 质量浓度对于厌氧氨氧化仍有一定风险，若直接进入限氧池可能会对厌氧氨氧化菌产生抑制作用。如果限氧池进水中的有机物浓度较高，会导致异养菌生长过于旺盛，影响厌氧氨氧化菌生长繁殖与脱氮性能<sup>[17]</sup>。根据杨洋等<sup>[18]</sup>研究发现 COD 质量浓度超过  $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  会对厌氧氨氧化有抑制作用。郝晓地等<sup>[8]</sup>统计发现 70% 的厌氧氨氧化反应器受过进水 SS 冲击影响导致故障。根据以上综合考虑，本中试在厌氧池后设置缺氧池，利用固定生物膜进一步降低厌氧出水 COD、SS 质量浓度，缓冲来水，为限氧池提供较适宜的进水水质。如图 3(b) 和表 4 所示，第 I、II 阶段，经缺氧池处理废水的平均 COD 质量浓度分别降低了 199、 $142\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，COD 平均去除率为 34.0%，体现了对限氧池的保护作用。第 III、IV 阶段由于厌氧出水 COD 质量浓度已经较低，因此缺氧池除碳的作用较小。如表 4 所示，在整个运行阶段，限氧池和好氧池对 COD 去除的贡献率较小。限氧池对 COD 去除贡献率为 3.2%~5.0%，有一定的 COD 去除作用。第 I、II、IV 阶段好氧池 COD 去除贡献率为 0.7%~0.9%。

整个生化段 COD 平均去除率为 94.3%，而厌氧池贡献了平均 92.4% 的 COD 去除量，朱霞等<sup>[4]</sup>研究发现组合工艺处理餐厨废水 COD 平均去除率为 96.8%，其中厌氧单元贡献 COD 去除量的 94.3%，与本中试

表 4 生化段各反应器 COD 去除贡献度

Table 4 Contribution for COD removal of each reactor in the biochemical section

阶段	厌氧池			缺氧池		限氧池		好氧池	
	COD去除量/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	COD去除量/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	COD去除 贡献率						
I	3 829	3 409	89.0%	199	5.2%	188	4.9%	33	0.9%
II	2 577	2 328	90.3%	142	5.5%	83	3.2%	17	0.7%
III	2 151	1 996	92.8%	52	2.4%	107	5.0%	-5	-0.2%
IV	1 854	1 750	94.4%	24	1.3%	64	3.5%	16	0.9%

相似。组合工艺最终出水 COD 质量浓度稳定小于  $255 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，取得较好的处理效果。

2) 氨氮处理效果分析。组合工艺对于氨氮的去除效果如图 4 和表 5 所示。气浮、厌氧、缺氧 3 个单元出水氨氮质量浓度差异较小，说明这 3 个单元对于氨氮没有明显去除效果。其中，厌氧出水的氨氮质量浓度略高于气浮出水，推测是由于厌氧消化过程中部分有机氮转化为氨氮。如图 4 所示第 I 阶段厌氧出水氨氮平均质量浓度为  $1 026 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 II~IV 阶段，由于进水氨氮质量浓度降低与预处理效果改善，厌氧出水的氨氮质量浓度逐步降低，由平均  $744 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  (第 II 阶段) 降低至平均  $378 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  (第 IV 阶段)。

限氧池主要通过 PN/A 去除氨氮，是脱氮的核心环节。在运行初期 (第 I 阶段)，进水氨氮质量浓度较高，可能厌氧氨氧化菌活性不足和运维经验不足，导致出水氨氮质量浓度波动较大为  $4\sim 568 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均为  $318 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氨氮平均去除率仅为 68.7%。在第 II~IV 阶段，限氧池进水浓度逐步降低，微生物逐步适应进水，并通过及时调整曝气强度等手段改善了限氧池处理效果，氨氮平均去除率分别为 90.5%、84.2%、90.1%，出水氨氮平均质量浓度分别为 71、88、36  $\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ，处理效果逐渐稳定。好氧池主要发生硝化反应，进一步去除氨氮，第 I~IV 阶段出水氨氮平均质量浓度分别为 5、2、13、8  $\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ 。总体而言，经过 4 段生化处理，本中试最终出水氨氮质量浓度基本稳定小于  $45 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氨氮平均去除率为 98.2%。

## 2.2 限氧池脱氮效果分析和微生物群落分析

1) 总氮去除效果。限氧池主要发生 PN/A 反应，是总氮去除的最主要单元。同时由于有机物的存在，伴随少量的异养反硝化反应发生。为揭示限氧池中氮素的转化规律，根据各氮素污染物质量浓度变化，分析了各反应类型对脱氮的贡献。如图 5 和图 6 所示，第 I 阶段，限氧池处理效果不稳定，总氮平均去除负荷仅为  $0.25 \text{ kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，总氮平均去除率为 67.2%。在阶段 II 阶段，总氮去除负荷显著提升，提高至  $0.37 \text{ kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，总氮平均去除率升至 84.6%。在第 III~IV 阶段，受进水氨氮质量浓度降低影响，负荷也随之降低，但总氮去除率仍保持在 80% 以上。在第 II~IV 阶段，系统运行稳定，最高总氮容积去除负荷达  $0.48 \text{ kgN}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，出水亚硝酸盐氮质量浓度基本稳定低于  $5 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ，确保了系统不受到亚硝酸盐积累的影响。

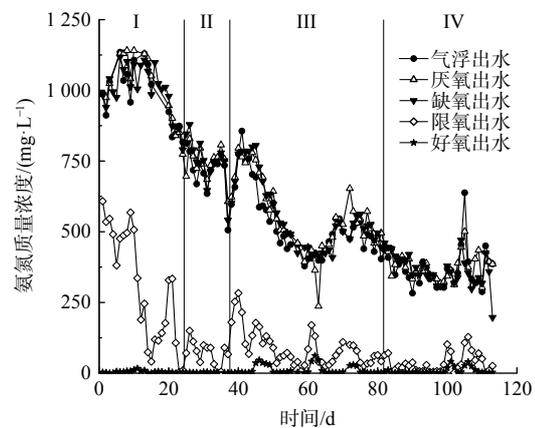


图 4 各反应器的氨氮质量浓度变化

Fig. 4 Changes in ammonia concentration in each reactor in the biochemical section

表 5 各反应器的氨氮平均质量浓度

Table 5 Average ammonia concentration in each reactor in the biochemical section

阶段	气浮出水/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	厌氧出水/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	缺氧出水/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	限氧出水/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	好氧出水/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
I	996	1 026	1 014	318	5
II	711	744	750	71	2
III	529	556	556	88	13
IV	369	378	365	36	8

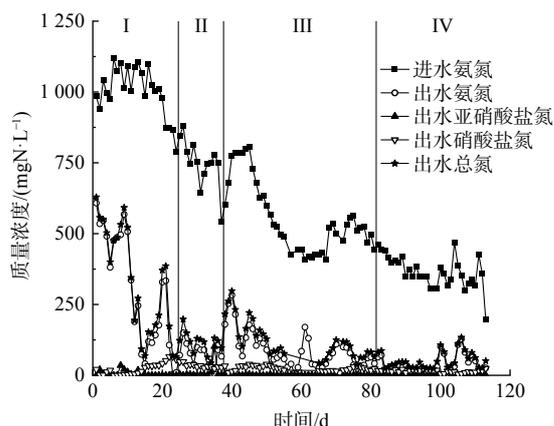


图 5 限氧池含氮污染物质量浓度变化

Fig. 5 Changes in nitrogen pollutant concentration in DO-limited reactor

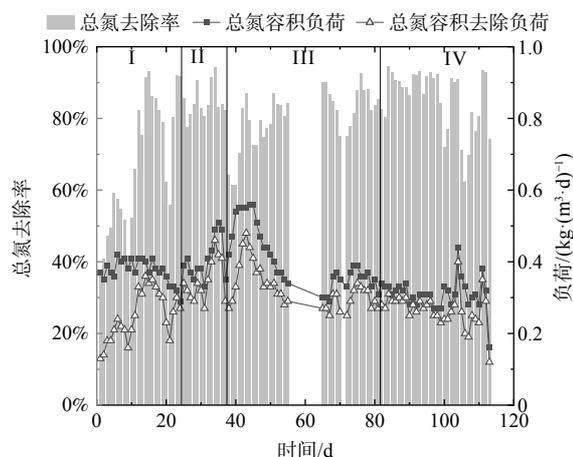


图 6 总氮去除效果

Fig. 6 TN removal efficiency

葛聪等<sup>[19]</sup>用微氧曝气+PN/A 组合工艺处理餐厨沼液，其平均总氮容积去除负荷为  $0.48 \text{ kgN} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ ，总氮去除率为 81.8%，与本中试结果接近。

根据限氧池出水中的硝酸盐氮质量浓度，如图 7 所示，硝酸盐氮产生量与氨氮去除量比值远低于 PN/A 反应的理论值 11%<sup>[20]</sup>，平均为 4.4%。范强等<sup>[21]</sup>对同步短程硝化-厌氧氨氧化-反硝化处理系统的运行结果分析，硝酸盐氮产生量是氨氮去除量的 3.6%~5.6%，本中试结果符合该比例范围。考虑到限氧池中 COD 质量浓度平均降低了  $102 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，可以推测限氧池以 PN/A 和异养反硝化同时进行氮素转化。

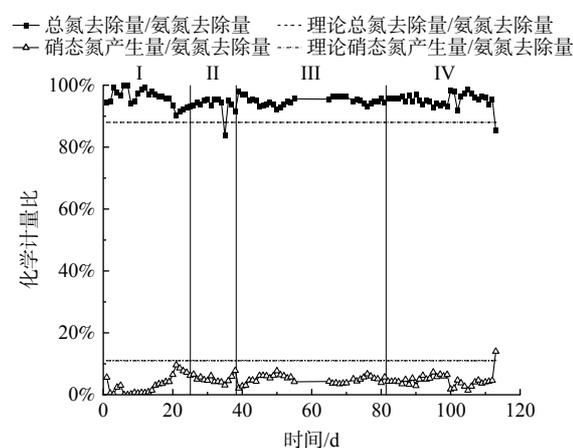


图 7 化学计量比

Fig. 7 Variation of stoichiometric ratio

2) 氮素转化规律。按照 WANG 等<sup>[15]</sup>计算方法分析第 IV 阶段限氧池中的氮素转化，结果如图 8 所示。限氧池主要发生短程硝化、亚硝酸盐氧化、硝酸盐还原、亚硝酸盐还原、厌氧氨氧化 5 种反应。

有  $181.6 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$  氨氮发生短程硝化反应，由氨氧化菌 (AOB) 转化为亚硝酸盐氮 ( $174.3 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ )，其

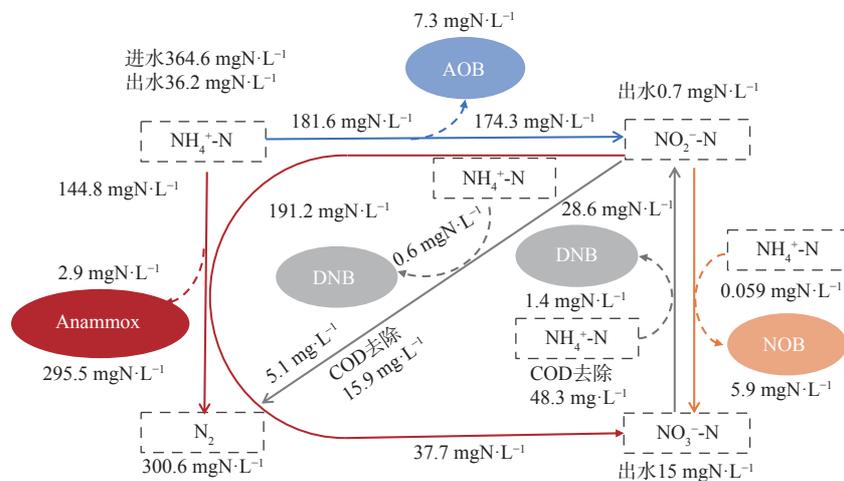


图 8 氮平衡分析

Fig. 8 Nitrogen mass balance

中  $7.3 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  氨氮转化为 AOB 胞内有机氮, 短程硝化反应的氨氮去除量占氨氮总去除量的 55.3%; 有  $5.9 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  亚硝酸盐氮被亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 转化为硝酸盐氮 ( $5.9 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ); 有  $28.6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  硝酸盐氮被反硝化菌属 (DNB) 转化为亚硝酸盐氮 ( $28.6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 同时有  $1.4 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  氨氮转化为 DNB 胞内有机氮 ( $1.4 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ); 有  $5.1 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  亚硝酸盐氮被 DNB 转化为氮气 ( $5.1 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 同时有  $0.6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  氨氮转化为 DNB 胞内有机氮 ( $0.6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ); 有  $144.8 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  氨氮和  $191.2 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  亚硝酸盐氮被厌氧氨氧化菌 (Anammox) 转化为氮气 ( $295.5 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 和硝酸盐氮 ( $37.7 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ )、微生物胞内有机氮 ( $2.9 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ )。

从图 9 可见, 亚硝酸盐氮既是短程硝化和硝酸盐还原两种反应的产物, 又是亚硝酸盐氧化、亚硝酸盐还原、厌氧氨氧化 3 种反应的底物。本中试系统总共产生  $202.9 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  亚硝酸盐氮, 其中短程硝化反应贡献  $174.3 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 占 85.9%, 而亚硝酸盐还原反应贡献  $28.6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 占 14.1%。以上产生的亚硝酸盐氮分别被亚硝酸盐氧化 ( $5.9 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 2.9%)、亚硝酸盐还原 ( $5.1 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 0.4%)、厌氧氨氧化 ( $191.2 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 94.2%) 3 种反应消耗, 出水也残留少量亚硝酸盐氮 ( $0.7 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , 0.3%)。

根据图 8 所示和以上分析, 可以得出以下结论: 限氧池主要依靠厌氧氨氧化反应去除总氮, 厌氧氨氧化对总氮去除贡献度为 98.3%, 而全程异养反硝化仅占 1.7%; 厌氧氨氧化所产生的硝酸盐氮, 大部分还原为亚硝酸盐氮, 为厌氧氨氧化提供底物, 因此硝酸盐还原反应的存在有利于进一步降低总氮。

3) 微生物群落结构分析。如图 9 所示, 测序结果显示本中试的厌氧氨氧化菌是 *Candidatus\_Kuenenia* 属, 相对丰度为 2.8%, 常见氨氧化菌属 *Nitrosomonas* 的相对丰度是 5.7%, 常见亚硝酸盐氧化菌 *Nitrospira* 的相对丰度为 0<sup>[22]</sup>, 常见反硝化菌属 *Denitratisoma* 相对丰度为 2%<sup>[23]</sup>。微生物群落结构显示 PN/A 和异养反硝化反应都有相对丰度较高的功能微生物支持。

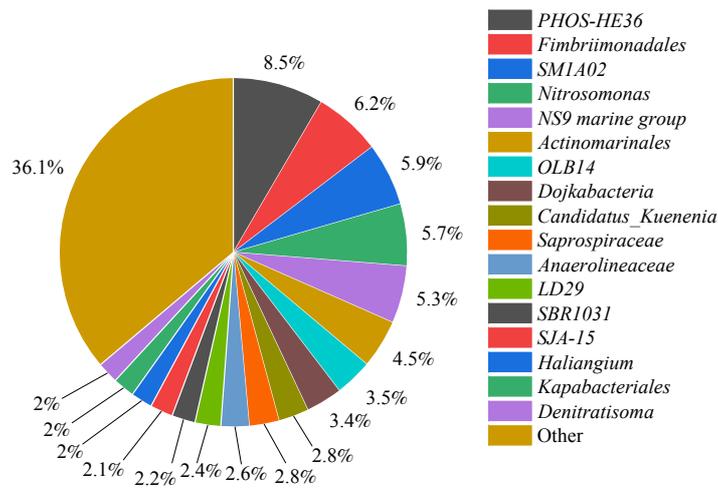


图 9 微生物群落组成

Fig. 9 Composition of microbial community

### 2.3 限氧池厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度变化

厌氧氨氧化菌是 PN/A 系统的核心功能微生物, 承担主要脱氮作用, 在限氧池反应体系中, 厌氧氨氧化菌主要以颗粒污泥的形态存在。本中试中, 利用 80 目不锈钢筛网筛选出直径大于  $0.180 \text{ mm}$  的污泥颗粒进行观察。污泥颗粒均呈暗红色, 基因测序显示当中主要的厌氧氨氧化菌为 *Candidatus\_Kuenenia* 属。整个运行阶段限氧池厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度和污泥浓度变化如图 10 所示, 两个指标数值都相对稳定, 厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度在  $1104.5\sim 1738 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 占污泥浓度的 10%~17%。经粒度仪分析, 如图 11 所示, 厌氧氨氧化菌颗粒粒径分布如下:  $<0.209 \text{ mm}$  (23.83%)、 $0.209\sim 0.550 \text{ mm}$  (36.73%)、 $0.550\sim 0.955 \text{ mm}$  (33.69%)、 $0.955\sim 1.445 \text{ mm}$  (5.76%)。厌氧氨氧化菌颗粒粒径分布受到基质浓度、剪切力等影响, 不同运行条件的研究得到的最佳粒径范围在  $0.5\sim 4.75 \text{ mm}$  之间波动, 没有统一的结论, 但是多项研究证明了颗粒粒径越大内部空心化可能越严重, 传质效果可能越差, 因此粒径不是越大越好<sup>[24-30]</sup>。ZHU 等<sup>[24]</sup> 研究发现基质

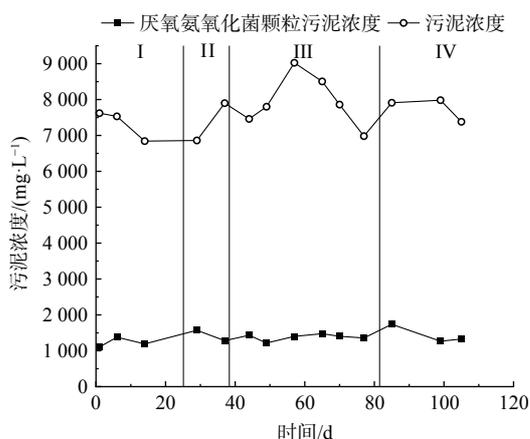


图10 厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度和反应池污泥浓度变化

Fig. 10 Changes in the concentration of anammox granular sludge and MLSS

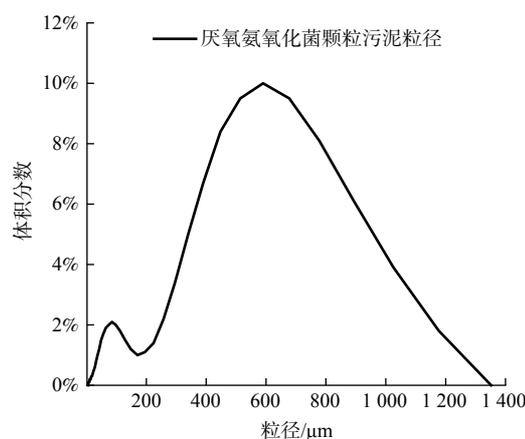


图11 厌氧氨氧化菌颗粒污泥粒径分布

Fig. 11 Particle size distribution of anammox granular sludge

浓度较低时, 粒径在 0.5~0.9 mm 范围的厌氧氨氧化菌颗粒活性最好而且单位重量污泥中厌氧氨氧化菌含量最高。本中试限氧池进水基质浓度也相对较低, 厌氧氨氧化菌颗粒有约 33.69% 接近此粒径范围, 证明了工艺的优越性。

除在第 47、67、76 d 分别抽取了 200、200、300 L 混合液外, 其余时间限氧池没有排泥。在限氧池, 密度较大的厌氧氨氧化颗粒污泥可以快速沉淀<sup>[31]</sup>, 而部分密度较小的絮状污泥随出水排出限氧池<sup>[10]</sup>。4 个阶段限氧池出水 SS 质量浓度平均为 371 mg·L<sup>-1</sup>, 出水 SS 基本是黄色絮状污泥, 实现了轻质污泥的持续排出。本中试通过 RPIR 工艺淘汰沉降性差的污泥, 保留沉降性较好的污泥, 维持厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度, 保证了限氧池 PN/A 工艺脱氮效果的稳定。

#### 2.4 波动进水条件下, 限氧池的运行与调控

实际工程运行中, 进水污染物质量浓度或流量的波动变化会显著影响 PN/A 工艺的处理效果。当进水氨氮质量浓度或流量变高, 氨氮负荷升高, 原有曝气不足, 剩余较多的氨氮, 导致出水氨氮质量浓度偏高, 去除率下降, 甚至氨氮积累到 1 000 mgN·L<sup>-1</sup> 对厌氧氨氧化菌产生抑制作用; 而当进水氨氮质量浓度或流量降低, 氨氮负荷降低, 原有曝气过量, 短程硝化产生亚硝酸盐氮的速率超过厌氧氨氧化反应消耗速率, 导致亚硝酸盐氮积累, 而亚硝酸盐氮达到 100 mgN·L<sup>-1</sup> 就会抑制厌氧氨氧化菌, 是影响 PN/A 反应的主要抑制性因素<sup>[32]</sup>。曝气提供的溶解氧增量和 PN/A 反应所需溶解氧消耗量需要保持在平衡状态, 才能保证溶解氧质量浓度在合适范围, 保证 PN/A 工艺效果<sup>[33]</sup>。

由于亚硝酸盐氮质量浓度升高的危害比氨氮的危害大, 在本中试中, 尝试以亚硝酸盐氮质量浓度为主要监控指标, 通过调整风机频率来控制曝气强度, 从而实现波动进水条件下限氧池的稳定运行<sup>[34]</sup>。由于水质参数检测和曝气强度控制均由人工完成, 因此运行条件调控有一定滞后性。当进水 COD 或者氨氮浓度升高时, 曝气提供的溶解氧不足以同时供给 COD 降解和短程硝化的需求, 限氧池出水氨氮质量浓度有明显的上升。如第 37~44 d, 限氧池进水氨氮浓度从 541 mgN·L<sup>-1</sup> 持续增长到 800 mgN·L<sup>-1</sup>, 而每天曝气强度提升幅度较小, 亚硝酸盐氮可稳定控制在 4 mgN·L<sup>-1</sup> 以下, 但该时段限氧出水氨氮升高至 163 mgN·L<sup>-1</sup>, 远高于所在第 III 阶段平均值 88 mgN·L<sup>-1</sup>。当进水 COD 或氨氮浓度降低时, 曝气系统提供的溶解氧过量, 短程硝化产生的亚硝酸盐氮的量超过厌氧氨氧化所需, 亚硝酸盐氮质量浓度会逐渐升高, 如第 35 d, 氨氮基本消耗完毕, 低至 5 mgN·L<sup>-1</sup>, 而亚硝酸盐氮质量浓度迅速升高到 102 mgN·L<sup>-1</sup>。此时反应器溶解氧值仅提升至 0.11 mg·L<sup>-1</sup>, 变化幅度较小, 若以 DO 为控制运维参数的变量, 不能反映真实的氧消耗情况, 会导致风机频率调节不及时, 亚硝酸盐持续积累, 限氧池崩溃。在阶段 III~IV, 通过加密水质检测和曝气强度调整频次, 反应器运行稳定性有所提升, 氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度分别低于 283 和 11 mgN·L<sup>-1</sup>。在未来的工程应用中, 通过增加在线水质监测系统和智能反馈调节系统, 可以利用实时水质数据及时反馈调节, 能保证波动进水条件下系统的稳定运行和脱氮效能的充分发挥。

### 3 结论

1) 采用气浮-厌氧-缺氧-限氧-好氧组合工艺处理餐厨废水,脱氮除碳效果稳定,无需加碱或者碳源,稳定运行阶段 COD 平均去除率达 94.3%,氨氮平均去除率达 98.2%。

2) PN/A 工艺耦合 RPIR 工艺而成的限氧池脱氮性能优越,波动进水条件下可以实现稳定运行,总氮平均去除率达 79.4%,总氮容积去除负荷可达  $0.48 \text{ kgN} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。限氧池可以实现厌氧氨氧化菌颗粒污泥的高效截留和稳定增殖,厌氧氨氧化菌颗粒污泥浓度稳定高于  $1\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,最高达  $1\ 738 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

3) 缺氧池的设置可进一步降低厌氧出水 COD、SS 质量浓度,而且起到缓冲的作用,为后续 PN/A 单元提供适宜的进水条件。限氧池中主要靠 PN/A 实现总氮的去除,贡献比例为 98.6%,而厌氧氨氧化所消耗的亚硝酸盐氮有 12.1% 是由硝酸盐氮还原生成,因此异养反硝化进一步提高了总氮去除率。

### 参考文献

- [1] 陈云,李杰伟,吕丹丹,等.深圳市餐厨垃圾无害化处理和资源化利用现状及建议[J].广东化工,2020,47(9):137-138.
- [2] 杨萍,郭永艳,彭中英.餐厨垃圾废水综合处理技术进展[J].技术与市场,2021,28(9):57-59.
- [3] 杨松.餐厨垃圾渗滤液污水处理技术研究[J].环境与发展,2018,30(9):69-71.
- [4] 朱霞,李鹤超,任洪强.UASB-AA/O-MBR 组合工艺处理餐厨废水工程[J].水处理技术,2019,45(2):124-128.
- [5] 王亚宜,黎力,马骁,等.厌氧氨氧化菌的生物特性及 CANON 厌氧氨氧化工艺[J].环境科学学报,2014,34(6):1362-1374.
- [6] 杨梅.厌氧氨氧化-芬顿氧化组合工艺处理餐厨垃圾发酵废水[D].重庆:重庆大学,2020.
- [7] 李恒英.前置厌氧-短程硝化-厌氧氨氧化处理餐厨垃圾发酵废水研究[D].重庆:重庆大学,2021.
- [8] 郝晓地,杨万邦,李季,等.厌氧氨氧化技术研究与反应用现象归因[J].环境科学学报,2023,43(9):1-13.
- [9] 刘心怡,李汶倩,蔡芹,等.一段式 PN/A 中 NOB 细菌的常见抑制策略研究进展[J].中国给水排水,2023,39(8):23-32.
- [10] 刘旭,刘淑杰,段美娟,等.反应沉淀-一体式矩形环流生物反应器处理屠宰废水[J].工业用水与废水,2018,49(4):26-31.
- [11] 关永年,颜辉.某餐厨厂废水处理站技术改造实例[J].给水排水,2022,58(2):45-50.
- [12] 曹猛.预处理—AOAO—UF—Fenton—混凝沉淀处理餐厨废水[J].工业水处理,2022,42(12):165-169.
- [13] 李保光,张爱军,戴小东,等.两级 AO-MBR 组合工艺处理餐厨垃圾厌氧沼液的工程应用[J].节能与环保,2020(4):88-90.
- [14] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002.
- [15] WANG S, TENG Z, LI Y, et al. A novel vertical dual-loop reactor for rapid start-up of simultaneous partial nitrification and anammox process in treating landfill leachate: Performances and mechanisms[J]. Bioresource technology, 2022, 364: 127947.
- [16] 王思琦,李贇,陈福明,等.低接种量条件下实现厌氧氨氧化快速启动的策略[J].环境工程学报,2021,16(3):999-1007.
- [17] 沈韵伶,刘方剑,徐辉,等.有机物对厌氧氨氧化脱氮影响研究进展[J].广东化工,2022,49(20):78-80.
- [18] 杨洋,左剑恶,沈平等.温度、pH 值和有机物对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J].环境科学,2006(4):691-695.
- [19] 葛聪,薛晓飞,穆永杰,等.微氧曝气—一段式厌氧氨氧化-反硝化组合工艺处理餐厨沼液[J].环境工程学报,2023,17:1111-1117.
- [20] SZATKOWSKA B, CEMA G, PLAZA E, et al. A one-stage system with partial nitrification and anammox processes in the moving-bed biofilm reactor[J]. Water Science and Technology, 2007: 19-26.
- [21] 范强,刘国华,徐相龙,等.一体式 SNAD 废水处理系统的启动和稳定运行控制研究[J].环境保护科学,2016,42(6):49-54.
- [22] GEE C S, PFEFFER J T, SUIDAN M T. Nitrosomonas and nitrobacter interactions in biological nitrification[J]. Journal of Environmental Engineering, 1990: 4-17.
- [23] FAHRBACH M, KUEVER J, MEINKE R, et al. Denitratisoma oestradiolicum gen. nov., sp. nov., a 17 $\beta$ -oestradiol-degrading, denitrifying betaproteobacterium[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2006, 56: 1547-1552.
- [24] ZHU G, WANG S, MA B, et al. Anammox granular sludge in low-ammonium sewage treatment: Not bigger size driving better performance[J]. Water Research, 2018, 142: 147-158.
- [25] 王晓瞳,杨宏.基于粒径分化的厌氧氨氧化污泥性能与微生物多样性分析[J].环境科学,2021,42(4):1930-1938.
- [26] 王朝朝,武新娟,朱书浩,等.颗粒粒径对 Anammox 污泥理化性质及脱氮性能的影响[J].水处理技术,2023,49(5):45-51.
- [27] NI B, CHEN Y, LIU S, et al. Modeling a granule-based anaerobic ammonium oxidizing (anammox) process[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2009, 103(3): 490-499.
- [28] XU D D, FAN J H, LI W J, et al. Deciphering correlation between permeability and size of anammox granule: "pores as medium"[J]. Water Research, 2011, 191: 116832.
- [29] KINDAICHI T, TSUSHIMA I, OGASAWARA Y, et al. In situ activity and spatial organization of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria in biofilms[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(15): 4931-4939.
- [30] CHEN C, JIANG Y, ZOU X, et al. Insight into the influence of particle sizes on characteristics and microbial community in the anammox granular sludge[J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 39: 101883.
- [31] ABMA W R, SCHULTZ C E, MULDER J W, et al. Full-scale granular sludge anammox process[J]. Water Science and Technology, 2007: 27-33.
- [32] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. Applied and environmental microbiology, 1999, 65(7): 3248-3250.

[33] HAO X, HEI J J, LOOSDRECHT M C. Sensitivity analysis of a biofilm model describing a one-stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process[J]. *Biotechnology and bioengineering*, 2002, 77(3): 266-277.

[34] 宁小芳. 厌氧氨氧化系统启动及活性影响因子研究[D]. 北京: 中国矿业大学, 2017.

(责任编辑: 陶雪)

## Study on the efficiency of the combined process for treating kitchen wastewater based on partial nitrification-anammox

LI Zijiang<sup>1</sup>, SHI Xuchuan<sup>1</sup>, WANG Siqi<sup>1\*</sup>, CHEN Fuming<sup>1</sup>, DENG Zhaobin<sup>1</sup>, LUO Yongxiang<sup>1</sup>, XIAO Xiong<sup>2</sup>, LIANG Zhaoqi<sup>3</sup>, DENG Zhou<sup>3</sup>

1. Qingyan Environmental Technology Co. Ltd., Shenzhen318000, China; 2. Shenzhen Xiaping Environmental Park, Shenzhen318000, China; 3. Shenzhen Lisai Environmental Protection Technology Co.Ltd., Shenzhen318000, China

\*Corresponding author, E-mail:wsq921029@163.com

**Abstract** With the increase of kitchen waste production, the quantity of kitchen wastewater is also increasing. However, the quality of kitchen wastewater is complex, and the concentration of pollutants such as oil, SS, COD, and ammonia nitrogen is high. How to treat kitchen wastewater efficiently and economically has become a challenge. A combined process of "dissolved-air flotation, anaerobic, anoxic, DO-limited and oxic" had been developed to treat kitchen wastewater at a certain *Hermetia illucens* breeding base by this pilots system. The pilot system had a scale of 4 t·d<sup>-1</sup>. When running for 113 d, the average removal rates of COD and TN in the biochemical section reached 94.3% and 98.2% respectively. The average TN removal rate and average volumetric removal load of the DO-limited reactor reached 79.4% and 0.29 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>, respectively. The concentration of anammox granular sludge in the DO-limited reactor was stable at over 1 000 mg·L<sup>-1</sup>, proving that the DO-limited reactor had good ability to cultivate and intercept anammox granular sludge. This combined process had excellent and stable performance for nitrogen and carbon removal in an energy and medicament saving way, providing a new way for the treatment of kitchen wastewater.

**Keywords** partial nitrification/anammox; kitchen wastewater; anammox granular sludge