

认述与研究

DOI: 10. 19853/j. zgjsps. 1000-4602. 2025. 09. 001

中低温下 Anammox-HAP 工艺的脱氮除磷性能

程美悦^{1,2}, 王少坡^{1,2}, 孙昊飞^{1,2}, 崔晓宇³, 赵健慧^{1,2}, 刘灵婕^{1,2},
常 晶^{1,2}

(1. 天津城建大学 环境与市政工程学院, 天津 300384; 2. 天津市水质科学与技术重点实验室, 天津 300384; 3. 河北泛亚工程设计有限公司 华北分公司, 天津 300308)

摘 要: 采用厌氧附着膜膨胀床(AAFEB)反应器,考察了厌氧氨氧化-羟基磷灰石(Anammox-HAP)耦合工艺在中低温条件下的同步脱氮除磷性能,以及颗粒污泥特性和反应器内微生物相对丰度的变化。结果表明,当温度由30℃降至25℃时,总氮去除率保持在70%~80%之间,总氮去除负荷保持在 $(2.69 \pm 0.14) \sim (2.95 \pm 0.09) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;相应地,磷的去除率由61.2%逐渐降至47.4%,说明25℃不利于该系统除磷;该阶段反应器内微生物分泌的EPS总量差别不大,污泥主要呈颗粒状,中部颗粒污泥平均粒径最大,约为650 μm。当温度降至15℃时,脱氮除磷效果恶化,总氮去除率由65%逐渐降至23%,总氮去除负荷由 $(1.14 \pm 0.02) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 逐渐降至 $(0.23 \pm 0.06) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;相应地,磷的去除率由48.4%逐渐下降至15.9%;该阶段反应器内EPS产量降低,颗粒污泥出现解体,污泥粒径减小。16S rRNA基因测序结果显示,厌氧氨氧化菌为主要的脱氮细菌,其中,unclassified_Candidatus_Brocadiaceae的相对丰度始终最高。与上部污泥相比,底部污泥中Candidatus_Kuenenia的相对丰度随温度的降低而上升,反应器底部更利于该菌的生长和繁殖。

关键词: 厌氧附着膜膨胀床反应器; 厌氧氨氧化; 羟基磷灰石; 脱氮除磷; 颗粒污泥
中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)09-0001-07

Nitrogen and Phosphorus Removal Performance of Anammox-HAP Coupling Process under Medium and Low Temperature Conditions

CHENG Mei-yue^{1,2}, WANG Shao-po^{1,2}, SUN Hao-fei^{1,2}, CUI Xiao-yu³,
ZHAO Jian-hui^{1,2}, LIU Ling-jie^{1,2}, CHANG Jing^{1,2}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China; 2. Tianjin Key Laboratory of Water Quality Science and Technology, Tianjin 300384, China; 3. North China Branch, Hebei Fanya Engineering Design Co. Ltd., Tianjin 300308, China)

Abstract: The performance of simultaneous nitrogen and phosphorus removal, the characteristics of granular sludge and the changes in the relative abundance of microorganisms in the anaerobic ammonium oxidation-hydroxyapatite (Anammox-HAP) coupling process at medium and low temperatures were investigated using an anaerobic attached film expanded bed (AAFEB) reactor. When the temperature decreased from 30 °C to 25 °C, the total nitrogen (TN) removal efficiency was maintained

within the range of 70% to 80%, the TN removal rate remained at $(2.69 \pm 0.14) - (2.95 \pm 0.09) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; while the phosphorus removal efficiency gradually decreased from 61.2% to 47.4%, indicating that 25 °C was not conducive to the phosphorus removal; in this stage, the total amount of EPS secreted by microorganisms was not much different, the sludge was mainly granular, and the average particle size of the granular sludge in the middle was the largest, about 650 μm . When the temperature dropped to 15 °C, the effect of nitrogen and phosphorus removal deteriorated, the TN removal efficiency gradually decreased from 65% to 23%, the total nitrogen removal rate gradually decreased from $(1.14 \pm 0.02) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to $(0.23 \pm 0.06) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; correspondingly, the removal rate of phosphorus gradually decreased from 48.4% to 15.9%; in this stage, the EPS production decreased, the granular sludge disintegrated, and the sludge particle size decreased. 16S rRNA gene sequencing showed that anaerobic ammonia oxidizing bacteria (AnAOB) was the main denitrifying bacteria in the system, and the relative abundance of unclassified_ *Candidatus_Brocadiaceae* was always the highest. Compared with the upper sludge, the relative abundance of *Candidatus_Kuenenia* in the bottom sludge increased with decreasing temperature, and the bottom of the reactor was more conducive to the growth and reproduction of this bacteria.

Key words: anaerobic attached film expanded bed reactor; Anammox; HAP; nitrogen and phosphorus removal; granular sludge

厌氧氨氧化-羟基磷灰石 (Anammox-HAP) 耦合工艺是一种将 Anammox 和诱导结晶相结合的污水处理方法,它首先通过“生物诱导矿化”的方式将污水中的 PO_4^{3-} 和 Ca^{2+} 结合成羟基磷灰石,然后使 HAP 与厌氧氨氧化菌 (AnAOB) 结合成 Anammox-HAP,从而实现同步脱氮除磷的目的^[1]。此外,AnAOB 在耦合体形成过程中可分泌胞外聚合物 (EPS) 等内源有机质,该物质可起到桥梁作用将生物物质与 HAP 黏结到一起,进一步促进了耦合体的形成^[2]。Anammox-HAP 耦合工艺既可实现同步脱氮除磷的目的,又可将磷酸盐 ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) 以 HAP 的形式储存在剩余污泥中,最终实现磷的回收和利用^[3]。

温度是影响厌氧氨氧化工艺的重要因素之一,保持适宜的温度对微生物的生长和新陈代谢至关重要^[4]。温度降低会抑制 AnAOB 的生长,使其丰度下降,进而影响工艺的脱氮性能^[5],因此,控制合适的温度有利于 Anammox 反应器高效、稳定地运行。研究表明,Anammox 反应的最适温度为 30~40 °C^[6],然而,由于污水温度的季节性变化,大多数地区的污水温度低于 25 °C^[7],对于高纬度地区,污水温度通常在 10 °C 以下,若不对污水温度加以控制,很难达到 Anammox 反应的最适温度,从而导致其脱氮性能下降。

研究者考察了中低温条件下不同反应器中

Anammox 的性能,De Almeida 等人发现,当温度为 35 °C 或 25 °C 时,SBR 反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率高达 96%,而在 20 °C 时去除率虽出现下降,但依然可保持在 90% 左右^[8];Ye 等人发现,28 °C 时,对生物膜载体进行预曝气有利于提高厌氧附着膜膨胀床 (AAFEB) 反应器的脱氮性能^[9];Dosta 等人于 18~30 °C 下成功运行了 SBR 反应器,但当温度降至 15 °C 时, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 开始大量积累^[6],Anammox 脱氮能力明显下降;Wang 等人也有类似发现,当水温由 35 °C 降至 15 °C 时,UASB 反应器出水中的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度突然增加^[10]。Zhu 等人认为,Anammox 反应的最佳温度为 26~28 °C,当温度高于 40 °C 或低于 15 °C 时都会抑制 AnAOB 的代谢速率^[11]。但目前对于 Anammox-HAP 系统中低温下的运行性能了解不多,限制了该工艺的应用和推广。

为此,采用 AAFEB 反应器考察了 Anammox-HAP 系统中低温条件下的脱氮除磷性能,同时分析污泥粒径、EPS 和微生物菌群结构变化,研究中低温对系统脱氮性能的影响及机制,评估了反应器不同位置的 AnAOB 富集情况,以期为该耦合工艺的实际应用提供指导。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行策略

接种污泥取自实验室稳定运行的 AAFEB 反应

器,运行温度为 35 ℃,水力停留时间(HRT)为 3 h,颗粒污泥呈红褐色。实验采用一个总容积为 10 L、有效容积为 6.28 L、内径为 10 cm 的 AAFEB 反应器(见图 1),反应器内为 Anammox-HAP 系统,已经在 (30±1) ℃下稳定运行了 110 d。反应器采用有机玻璃制作。整个系统除了 AAFEB 反应器外,还设有进水桶、出水桶、恒温箱、蠕动泵和湿式气体流量计等设备。模拟污水从反应器底部进入,经过充分反应后从顶端的出水口排出。

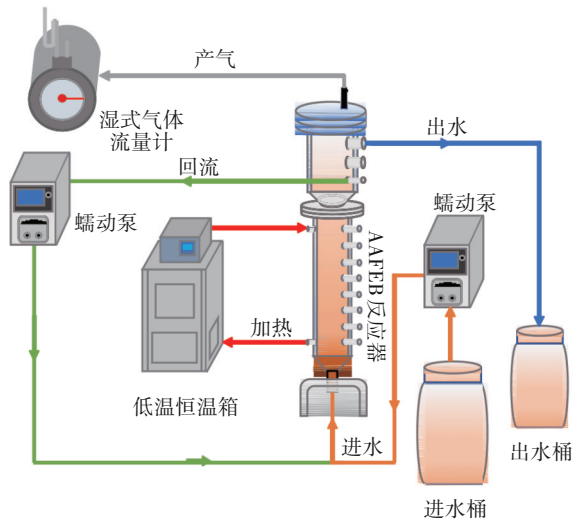


图 1 AAFEB 反应器装置

Fig.1 Schematic diagram of AAFEB reactor

反应器主体部分设有恒温层,通过恒温箱控制反应器内污水温度。表 1 为反应器的运行阶段和进水特性,共分为 4 个阶段。阶段 I~IV 的温度逐渐降低,HRT 保持 3 h 不变,pH 维持在 7.5~8.5 之间。

表 1 AAFEB 反应器运行阶段和进水特性

Tab.1 Operation stage and influent characteristics of AAFEB reactor

阶段	时间/d	温度/℃	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)
I	1~10	30	120
	11~20	30	150
	21~30	30	180
II	31~60	25	180
III	61~75	20	180
	76~81	20	150
	82~90	20	120
IV	91~94	15	120
	95~116	15	50
	117~125	15	50

1.2 原水水质

反应器采用人工模拟污水,分别由(NH₄)₂SO₄、NaNO₂和KH₂PO₄提供NH₄⁺-N、NO₂⁻-N和PO₄³⁻-P,其中,NH₄⁺-N与NO₂⁻-N物质的量之比为1:1.32;此外,还投加了NaHCO₃(1.26 g/L)、CaCl₂·2H₂O(0.45 g/L)、KCl(0.57 g/L)和MgSO₄·7H₂O(0.2 g/L)。

在配制污水时,还投加了微量元素 I 和 II,投加量均为 1 mL/L。其中,微量元素 I 包括:EDTA(5 g/L)、FeSO₄·7H₂O(5 g/L);微量元素 II 包括:EDTA(15 g/L)、ZnSO₄·7H₂O(0.43 g/L)、CoCl₂·2H₂O(0.24 g/L)、MnCl₂·4H₂O(0.99 g/L)、CuSO₄·2H₂O(0.25 g/L)、NiCl₂·3H₂O(0.19 g/L)、NaSeO₄·10H₂O(0.21 g/L)、H₃BO₃(0.014 g/L)、NaMoO₄·2H₂O(0.22 g/L)。

1.3 检测指标与分析方法

每天取 1 次反应器进出水,采用标准方法检测 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 PO₄³⁻-P。通过加热称重法和马福炉燃烧减重法检测混合液悬浮固体浓度(SS)和混合液挥发性悬浮固体浓度(VSS)。采用“加热法”提取污泥中的EPS,然后分别通过苯酚-硫酸法和Folin-酚法检测多糖和蛋白质含量。同时,通过 Mastersizer 2000 型激光粒度仪对 Anammox 颗粒污泥的粒径分布进行测定。总氮容积负荷(NLR)、总氮去除负荷(NRR)和总氮去除率(NRE)由进出水 TN 浓度等通过计算得到。

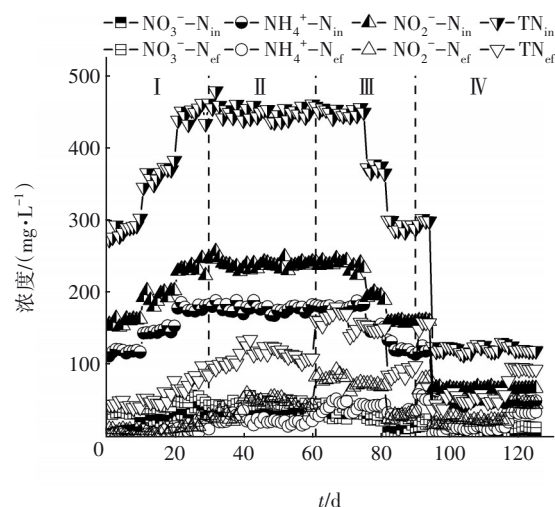
利用高通量测序技术对 AAFEB 反应器内微生物的菌群变化进行分析。对细菌的 16S rRNA 基因的 V3-V4 区域进行 PCR 扩增,引物序列为 341F(CCTACGGGNGGCWGCAG)和 805R(GACTACH-VGGTATCTAATCC)。在 97% 的相似水平下对所有序列进行 OTUs 划分,并进行统计分析。测序是在上海生工生物工程股份有限公司的 Illumina MiSeq PE300 平台上进行的。

2 结果与讨论

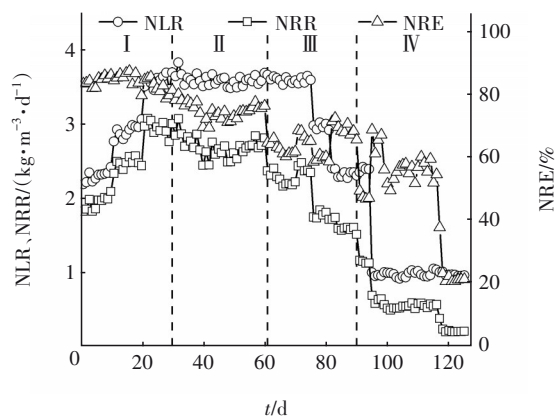
2.1 温度降低过程中系统的脱氮除磷情况

在降温过程中,Anammox-HAP 耦合工艺脱氮除磷性能的变化见图 2。在阶段 I 控制系统温度为 30 ℃,在 NRE 保持相对稳定下,每 10 d 改变进水 NH₄⁺-N 浓度,进水 NH₄⁺-N 浓度的提高导致 NLR 由最初的 (2.30±0.07) kg/(m³·d) 增至 (3.58±0.08) kg/(m³·d)。此阶段对氮的去除效果较好,NRE 基本维持在 80%~85% 之间,NRR 最高可达 (2.95±0.09)

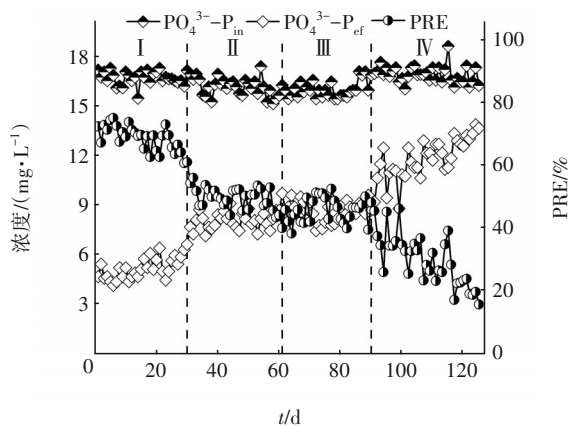
$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 表明 AnAOB 的活性较高。



a. 氮去除性能变化



b. NLR、NRR、NRE 变化



c. 磷去除性能变化

图2 降温过程中AAFEB反应器的脱氮除磷性能

Fig.2 Nitrogen and phosphorus removal performance of AAFEb reactor during lowering the temperature

在阶段 II, 保持进水氮浓度不变, 水温由 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 降低至 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。降温对系统脱氮性能产生了一定的

影响, NRE 虽然保持在 75% 以上, 但与阶段 I 相比, NRR 由 $(2.95 \pm 0.09)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 降低至 $(2.69 \pm 0.14)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 说明当水温由 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 降为 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时, AnAOB 活性受温度变化影响较小。然而, 降温对磷的去除效果影响较大, 去除率由之前的 75% 左右降至 50% 左右, 说明 HAP 的形成受降温的影响较大, $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 不利于该系统除磷。

在阶段 III 水温降至 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 后, 反应器对氮的去除效果明显变差, 与阶段 II 相比, NRE 与 NRR 均明显下降, 分别降至 65% 和 $(2.25 \pm 0.07)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。表明低温抑制了 AnAOB 的活性, 导致 Anammox 脱氮能力降低, 反应器出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 浓度分别为 50 和 80 mg/L 左右, 均出现了积累。有研究发现, 高浓度的 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 对微生物有毒害作用, 分别会以游离氨 (FA) 和游离亚硝酸 (FNA) 的形式抑制 AnAOB 的活性, 特别是 FNA 对 Anammox 反应的抑制更为显著。因此, 经过 15 d 的运行后, 主动降低进水基质 (NH_4^+-N 和 NO_2^--N) 浓度, 以防止 FA 和 FNA 太高而对系统造成严重影响。然而, 系统脱氮性能并没有得到明显改善。为进一步缓解高浓度基质给系统带来的不利影响, 6 d 后将进水 NH_4^+-N 浓度由 150 mg/L 下降至 120 mg/L, NO_2^--N 浓度也按比例降低。稳定运行一段时间后, 系统 NRE 提高, 但其脱氮效率仍然低于降温前。同时, 由于进水氮浓度的降低导致系统的 NRR 明显下降, 由之前的 $(2.25 \pm 0.07)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 降至 $(1.61 \pm 0.07)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在阶段 III 后期, 继续降低进水基质浓度, NO_2^--N 积累的问题得到一定程度缓解。

在阶段 IV 降低温度至 $15\text{ }^{\circ}\text{C}$, 系统脱氮能力继续下降, NRE 在短时间内由之前的 65% 降至 50%。同时, NRR 由之前的 $(1.61 \pm 0.07)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 降低至 $(1.14 \pm 0.02)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。且系统脱氮性能在反应器连续运行 4 d 后并未明显改善。此时, 反应器出水中的氮浓度明显上升, 因此进一步降低进水 NH_4^+-N 至 50 mg/L, NO_2^--N 降低至 66 mg/L。在进水氮浓度降低后, 系统的脱氮性能先是出现短暂的回升, 而后又下降至 55% 左右, 且稳定了一段时间。在第 117 天时, 系统的氮去除性能突然恶化, NRE 由前一天的 55% 下降至 38%, 而后在第 118 天时下降至 23%, NRR 由之前的 $(0.56 \pm 0.05)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 降低至 $(0.23 \pm 0.06)\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。说明 AnAOB 的活性受到严重抑制, 系统脱氮性能恶化。温度的降低对系

统除磷性能的影响也很大,当水温降至 15℃时,出水磷浓度不断上升,去除率由阶段Ⅳ初期的 48.4% 逐渐降低至 15.9%。在较低温度下,结晶反应的饱和指数下降,导致 HAP 的形成更加困难^[12],说明生物诱导结晶法除磷在 15℃下受限。

2.2 降温过程中污泥特性的变化

EPS 是一种由微生物分泌且通常位于细胞表面的生物聚合物,其成分较为复杂,主要包含多糖(PS)、蛋白质(PN)、腐殖酸、核酸和脂质等物质,其中 PS 和 PN 占主要部分。图 3 为系统降温过程中微生物分泌的 EPS 总量和组成的变化情况。当温度为 20~30℃时,微生物分泌的 EPS 总量差别不大,基本维持在 90 mg/gVSS 上下。

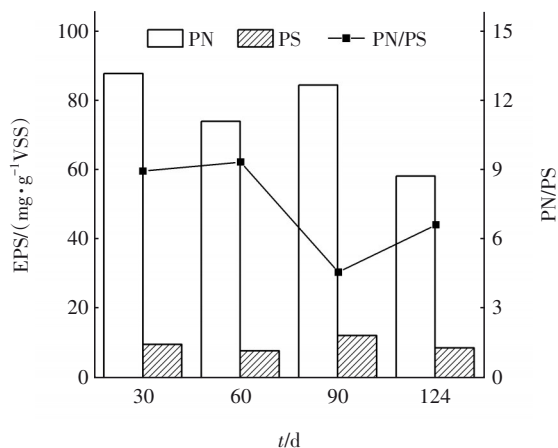


图3 不同温度下EPS含量和组成的变化

Fig.3 Changes in EPS content and composition at different temperatures

产量较高的EPS可降低Anammox颗粒污泥的孔隙率和渗透率,有利于微生物的聚集,从而缓解低温对微生物活性的不利影响^[13]。与PS相比,PN中含有更多带负电荷的氨基酸,该物质更容易与多价阳离子发生静电结合,因此,PN更有利于提高细菌聚集体结构的稳定性。而存在于菌胶团细胞间隙中的PS不仅有利于微生物的聚集,还有利于保持颗粒污泥结构的完整性。

当温度降至15℃时,由于AnAOB的活性受到明显的抑制,EPS产量显著降低,由之前的96.79 mg/gVSS降为67.10 mg/gVSS。EPS产量的降低不利于颗粒污泥生长,也不利于Anammox系统稳定高效地脱氮。此外,PN是疏水性物质,而PS是亲水性物质,PN/PS常用来表征污泥表面的疏水性,同时对维持微生物群落结构的完整性具有重要作用。研究

表明,较大的PN/PS值有助于促进污泥颗粒化,故当温度为25~30℃时更有利于形成颗粒污泥。

对AAFEF反应器内不同高度的污泥平均粒径进行了分析,结果如图4所示。在Anammox-HAP耦合脱氮除磷系统中,耦合体主要是由AnAOB和HAP结合而成,而HAP的密度较大,沉降性较好,大多数HAP位于反应器的底部;同时,由于AAFEF反应器采用“底部进水”方式,中部、底部污泥因最先与基质接触而保持了较高的活性,从而分泌了更多的EPS。因此,中部和底部污泥的粒径最大。

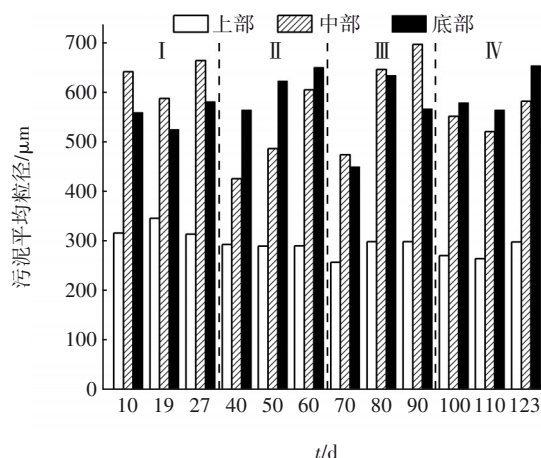


图4 不同温度下污泥平均粒径变化情况

Fig.4 Variation of sludge average particle size at different temperatures

一般认为,EPS可增强颗粒污泥结构的稳定性,还充当微生物和HAP的“桥梁”,将AnAOB和HAP黏结起来^[14],这有利于颗粒污泥的形成和平均粒径的增大。由于中部和底部污泥中存在大量的HAP,且AnAOB活性较高,分泌的EPS更多,AnAOB和HAP在“生物诱导矿化”和“生物控制矿化”的共同作用下不断聚集成团,从而使中部和底部的污泥拥有更大的平均粒径;而上部的污泥由于得不到充足的HAP和EPS,因此平均粒径较小。

对比不同温度下的污泥平均粒径可以发现,30℃下不同高度污泥的平均粒径均较大,且该温度下后期颗粒污泥平均粒径较为稳定;当温度降至25℃时,污泥粒径由于突然的降温而减小,但随着反应器的稳定运行,微生物对温度逐渐适应,污泥的平均粒径逐渐恢复至降温前的水平;当温度降为20℃时,污泥平均粒径的变化趋势与25℃时类似,先减小后增大;当温度降为15℃时,AnAOB的活性

受到抑制,EPS产量明显减少,部分颗粒污泥因得不到充足的EPS而发生解体,且即使稳定运行一段时间也无法使粒径增大。

分别在第10天(30℃末)和第120天(15℃末)从反应器中取出不同高度的Anammox污泥,通过培养皿和刻度尺观察其形态,结果表明,30℃时的污泥粒径普遍较大,颗粒状较为明显;当温度降为15℃且运行一段时间后,部分颗粒污泥发生解体,粒径明显减小。这表明,降温会导致EPS产量降低,进而影响污泥颗粒稳定性。

2.3 微生物菌群分析

通过高通量测序技术,对不同温度下的微生物菌群结构进行检测。待测污泥样本共有9份,取自不同温度、不同高度的Anammox污泥样本分别命名为:S-25、Z-25、D-25、S-20、Z-20、D-20、S-15、Z-15和D-15,其中,S、Z和D分别代表上部、中部和底部,数字代表温度。污泥中微生物的序列数、Alpha多样性指标的测试结果如表2所示。

表2 Anammox颗粒污泥中微生物Alpha多样性指标

Tab.2 Alpha diversity index of microorganisms in Anammox granular sludge

样品	序列数	OTUs	Shannon	Chao	Ace	Simpson
S-25	26 211	542	5.27	573.95	559.93	0.013 3
Z-25	49 061	831	4.39	955.50	962.88	0.044 4
D-25	54 202	853	4.57	1 001.34	999.27	0.027 3
S-20	40 336	603	4.25	730.88	728.52	0.034 2
Z-20	49 818	738	4.26	830.67	850.34	0.037 3
D-20	41 743	725	4.21	962.61	942.29	0.041 2
S-15	39 422	647	4.43	830.68	810.26	0.028 0
Z-15	47 324	770	4.29	919.23	911.73	0.037 6
D-15	44 601	801	4.45	998.60	1 004.65	0.027 5

Coverage反映的是待测样品中的微生物在样品文库中所占的比例,该值越大则数据的可信度越高。由于9个污泥样本的Coverage值均超过99.5%,因此,样本序列的被测出概率较高,测序结果完全可以反映污泥样本中微生物的真实状况。Simpson和Shannon指数被用来表示微生物菌群的多样性,一般来说,Simpson指数越大或Shannon指数越小,表明种群多样性越低。由表2可知,在降温过程中,反应器内同一高度污泥的微生物多样性呈现先降低后增加的趋势,说明虽然低温会抑制微生物活性,但微生物对低温的适应能力也在逐渐增

强。此外,Ace和Chao指数可表示微生物的相对丰度,在同一温度下,底部污泥中微生物的相对丰度最高。

图5显示了在不同温度下微生物的群落组成和相对丰度。共检测到4种AnAOB,其中unclassified_Candidatus_Brocadiaceae的相对丰度最高,在25℃时,该菌在不同高度污泥中的相对丰度略有差别,从上往下依次为14.6%、15.1%和7.7%。与其他AnAOB属相比,Candidatus_Anammoxoglobus的相对丰度最低,几乎检测不到。当温度由25℃降低至15℃时,unclassified_Candidatus_Brocadiaceae作为优势菌,其相对丰度减少,是导致系统脱氮性能不断下降的原因之一。在降温期间,与Candidatus_Brocadia相比,Candidatus_Kuenenia的相对丰度基本呈现不断上升的趋势,说明该菌对低温的耐受能力更强。同时还注意到,底部污泥中Candidatus_Kuenenia的相对丰度随温度的降低而上升,而上部污泥则呈现相反的变化趋势,说明在低温环境下,反应器底部更利于Candidatus_Kuenenia的生长和繁殖。并且高通量测序发现,污泥中存在少量的氨氧化菌(AOB),该菌对脱氮也做出一定的贡献。

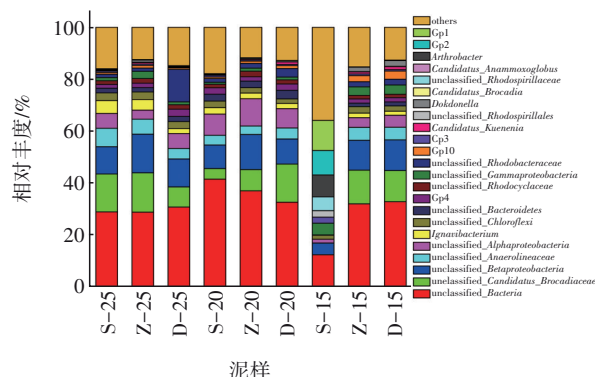


图5 属水平上菌群结构变化

Fig.5 Microbial communities changes at genus level

3 结论

① 当水温从30℃梯级降低到15℃过程中,系统脱氮除磷性能均降低。NRR由30℃时的最高值(2.95±0.09) kg/(m³·d)降低至15℃时的最低值(0.23±0.06) kg/(m³·d);除磷率由75%降至20%。特别是降温至15℃后,Anammox-HAP耦合工艺的脱氮除磷性能显著降低,温度低于15℃不利于该系统脱氮除磷。

② 温度是影响污泥粒径的重要因素之一,当

系统温度 $\geq 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,温度突然降低会导致 Anammox-HAP 颗粒污泥粒径在短时间内变小,但颗粒污泥对低温表现出来一定的耐受性,随着系统的稳定运行,其平均粒径会逐渐恢复至降温前水平。然而,当温度降至 $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,系统脱氮性能在短时间内发生明显恶化,EPS 含量降低,颗粒污泥出现解体。

③ 在 Anammox-HAP 耦合系统中,AnAOB 是主要的脱氮功能菌。其中,unclassified_*Candidatus_Brocadiaceae* 的相对丰度最高可达 15.1%,是耦合系统中的优势 AnAOB 属。与 *Candidatus_Brocadia* 相比,*Candidatus_Kuenenia* 对低温的耐受能力更强,且当环境温度较低时,*Candidatus_Kuenenia* 更倾向于在反应器底部生存和繁殖。

参考文献:

- [1] 洪猛,林驰浩,王建伟,等. 温度对 Anammox-HAP 脱氮性能及污泥特性的影响[J]. 中国给水排水,2023, 39(7):1-7.
HONG Meng, LIN Chihao, WANG Jianwei, *et al.* Effects of temperature on nitrogen removal performance and sludge characteristics of Anammox-HAP [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(7):1-7 (in Chinese).
- [2] LIN L, ZHANG Y L, BECKMAN M, *et al.* Process optimization of anammox-driven hydroxyapatite crystallization for simultaneous nitrogen removal and phosphorus recovery [J]. Bioresource Technology, 2019, 290: 121779.
- [3] 杨金虹,于静洁,蔡曼莎,等. 厌氧氨氧化-羟基磷灰石颗粒污泥系统的快速启动[J]. 中国环境科学, 2020, 40(11): 4744-4752.
YANG Jinhong, YU Jingjie, CAI Mansha, *et al.* Quick start-up of Anammox-HAP granular sludge system: a research [J]. China Environmental Science, 2020, 40 (11): 4744-4752 (in Chinese).
- [4] JIN R C, YANG G F, YU J J, *et al.* The inhibition of the Anammox process: a review [J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 197: 67-79.
- [5] WANG S, ISHII K, YU H, *et al.* Stable nitrogen removal by anammox process after rapid temperature drops: insights from metagenomics and metaproteomics [J]. Bioresource Technology, 2021, 320: 124231.
- [6] DOSTA J, FERNÁNDEZ I, VÁZQUEZ-PADÍN J R, *et al.* Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1/3): 688-693.
- [7] DE COCKER P, BESSIERE Y, HERNANDEZ-RAQUET G, *et al.* Enrichment and adaptation yield high anammox conversion rates under low temperatures [J]. Bioresource Technology, 2018, 250: 505-512.
- [8] DE ALMEIDA F L, PEREIRA A D, LEAL C D, *et al.* Effect of temperature on microbial diversity and nitrogen removal performance of an anammox reactor treating anaerobically pretreated municipal wastewater [J]. Bioresource Technology, 2018, 258: 208-219.
- [9] YE F, CHEN Y, FENG X. Advanced start-up of anaerobic attached film expanded bed reactor by pre-aeration of biofilm carrier [J]. Bioresource Technology, 2005, 96(1): 115-119.
- [10] WANG S, ISHII K, YU H, *et al.* Stable nitrogen removal by anammox process after rapid temperature drops: insights from metagenomics and metaproteomics [J]. Bioresource Technology, 2021, 320: 124231.
- [11] ZHU G B, PENG Y Z, LI B K, *et al.* Biological removal of nitrogen from wastewater [J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, 192: 159-195.
- [12] MA H, XUE Y, ZHANG Y, *et al.* Simultaneous nitrogen removal and phosphorus recovery using an anammox expanded reactor operated at $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ [J]. Water Research, 2020, 172: 115510.
- [13] XING B S, GUO Q, YANG G F, *et al.* The properties of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) granules: roles of ambient temperature, salinity and calcium concentration [J]. Separation and Purification Technology, 2015, 147: 311-318.
- [14] ZHANG Z Z, XU J J, HU H Y, *et al.* Insight into the short- and long-term effects of inorganic phosphate on anammox granule property [J]. Bioresource Technology, 2016, 208: 161-169.

作者简介:程美悦(1998-),女,山东东营人,硕士研究生,主要研究方向为污水生物处理。

E-mail:884013822@qq.com

收稿日期:2024-11-11

修回日期:2024-12-30

(编辑:李德强)