

· 专论与综述 ·

## 污水中微量污染物对 Anammox 活性抑制机制研究进展

孙艺雯<sup>1,2</sup>, 操家顺<sup>1,2\*</sup>, 徐润泽<sup>1,2</sup>, 张腾<sup>3</sup>, 刘伟京<sup>3</sup>

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 3. 江苏省环境工程重点实验室, 江苏省环境科学研究院, 江苏 南京 210036)

**摘要:**综述了芳香污染物、金属和金属纳米颗粒、抗生素等3种污水中常见微量污染物对厌氧氨氧化(Anammox)菌群的抑制效应,分析了导致Anammox活性丧失的抑制机理,指出抑制作用多表现为对细胞膜的损害,抑制效果受污染物在细胞质中扩散、溶解和摄入细胞能力的影响。针对不同的污染物提出了相应的应对策略,可以通过淘洗菌种、投加新鲜种群、添加促进剂等方式提高Anammox活性和胞外聚合物(EPS)含量,也可以利用驯化手段诱导抗性基因的产生,或采用生物膜法增强Anammox群落对污染物的耐受性。

**关键词:**厌氧氨氧化;微量污染物;活性抑制;抑制机制;污水处理

中图分类号:X703 文献标志码:A 文章编号:1006-2009(2023)05-0009-07

## Research Progress on the Inhibition of Trace Pollutants in Sewage on Anammox Activity

SUN Yi-wen<sup>1,2</sup>, CAO Jia-shun<sup>1,2\*</sup>, XU Run-ze<sup>1,2</sup>, ZHANG Teng<sup>3</sup>, LIU Wei-jing<sup>3</sup>

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing, Jiangsu 210098, China; 2. College of Environment, Hohai University, Nanjing, Jiangsu 210098, China; 3. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental Engineering, Jiangsu Provincial Academy of Environmental Science, Nanjing, Jiangsu 210036, China)

**Abstract:** This review summarized the inhibitory effects of three common trace pollutants in sewage, namely aromatic pollutants, metals and metal nanoparticles, and antibiotics, on Anammox bacterial community, and analyzed the inhibitory mechanism leading to the loss of Anammox activity. It pointed out that the inhibitory effects was mainly the damage to the cell membrane, and the inhibitory effect was influenced by the ability of pollutants to diffuse, dissolve and ingest cells in the cytoplasm. Corresponding response strategies were proposed for different pollutants, such as increasing Anammox activity and extracellular polymeric substance (EPS) content by washing the bacterial strains, introducing fresh populations and adding enhancers, and inducing the production of resistance genes by domestication, or using biofilm method to enhance the tolerance of Anammox community to pollutants.

**Key words:** Anammox; Trace pollutants; Activity inhibition; Inhibition mechanism; Sewage treatment

随着社会的发展,工业产品消耗量逐年增加,部分常见化学污染物极难根除,可能会以微量污染物的形式残存于市政污水厂出水、地表水、地下水及海水等环境中<sup>[1]</sup>,成为人类和生态环境的安全隐患。微量污染物的来源主要包括个人护理产品、杀虫剂、防腐剂、阻燃剂、洗涤剂、重金属和医用药剂

收稿日期:2022-10-10;修订日期:2023-07-13

基金项目:国家自然科学基金资助项目(51878244);国家重点研发计划基金资助项目(2022YFA1205604);江苏省碳达峰碳中和科技创新专项资金重大科技示范类基金资助项目(BE2022861)

作者简介:孙艺雯(1998—),女,江苏泰州人,硕士研究生,研究方向为水处理技术。

\*通信作者:操家顺 E-mail: caojiashun@163.com

等<sup>[2-3]</sup>,其中最常见 3 种污染物分别为芳香污染物、金属和金属纳米颗粒、抗生素。厌氧氨氧化 (Anammox) 工艺虽然在节能、降碳、提高脱氮效率等方面具有显著优势,但工艺参数要求高,处理市政污水时生物活性易受污染物影响。尽管市政污水厂通过强化生化处理、增加深度处理单元等措施<sup>[4]</sup>提高污染物去除率,但大部分微量污染物经过环境循环依然残留在水体中,给 Anammox 工艺应用带来困难<sup>[5]</sup>。

目前,已确认多种微量污染物对污泥微生物有抑制作用。如芳香化合物会抑制功能微生物,降低物种丰度,导致好氧反硝化菌倍增<sup>[6]</sup>;重金属会抑制硝化、反硝化过程,减少有机化合物的微生物氧化;抗生素会抑制有机物的去除、硝化和产甲烷过程,影响生物处理效率<sup>[7]</sup>。今重点关注上述污染物在其典型浓度范围内对 Anammox 的影响,分析导致 Anammox 活性丧失的抑制机理,提出强化或恢复 Anammox 活性的策略,为 Anammox 工艺研究提供参考。

## 1 微量污染物的抑制效应

### 1.1 芳香污染物

在芳香污染物中,苯酚对 Anammox 菌群影响的研究报道最多。当苯酚质量浓度长期保持在

50 mg/L 时,UASB 反应器运行 11 d 后性能急剧劣化,Anammox 颗粒特性变化显著<sup>[8]</sup>。在 SBR 反应器中逐步提高苯酚质量浓度至 300 mg/L 时,氨氮去除效果受到严重影响,Anammox 菌的多样性降低,待定布罗卡地菌 (*Candidatus Brocadia*) 消失,以硝酸盐为末端电子受体将苯酚氧化为 CO<sub>2</sub> 的假单胞菌 (*Pseudomonadales*) 占主导地位<sup>[9-10]</sup>。由此可见,苯酚的抑制作用可能因微生物降解而减弱。刘常敬等<sup>[11]</sup>研究发现,苯酚抑制阈值相对较低,当其浓度高于 0.3 mmol/L 时,Anammox 的活性受到严重抑制。Lyu 等<sup>[12]</sup>发现,虽然投加 400 mg/L 的苯酚会使 Anammox 菌立即受到抑制,脱氮率降低,但在停止投加苯酚的 6 d 后,Anammox 活性即可恢复。不同芳香化合物对 Anammox 活性的影响见表 1。

芳香污染物的毒性通常与附着在芳香环上的官能团有关,不同的官能团会影响疏水性,以及与目标生物体活性位点进行电子相互作用的能力。Ramos 等<sup>[13]</sup>认为邻氯酚和邻甲酚的疏水性比对硝基苯酚更强,可积聚在细胞质膜的脂质层中,对 Anammox 颗粒具有更大的负面影响。此外,由于非电离形式的化合物在细胞膜上的扩散速度比电离形式的化合物更快,因而对硝基苯酚的扩散速度较慢。

表 1 芳香化合物对 Anammox 活性的影响

Table 1 Effect of aromatic compounds on Anammox activity

反应器类型	成分	质量浓度 $\rho / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	是否抑制	备注	文献	
序批式	苯	短期 4~12	是	IC <sub>50</sub> 为 9.21 mg/L	[14]	
		长期 16	否			
序批式和升流	苯酚	10~250	是	苯酚和硫氰酸盐协同抑制 Anammox 活性	[15]	
		50	是			功能细菌和关键代谢通路受抑制
		150	是			
序批式和升流	苯酚	短期 400~1 000	是	抑制可逆	[12]	
		长期 400	是			
生物膜	喹啉	20	是	Anammox 菌数量减少,能降解喹啉的物种数量增加	[17]	
序批式	含氮偶氮染料	50	是	染料添加中断 54 d 后,Anammox 活性完全恢复	[18]	

### 1.2 金属和金属纳米颗粒

虽然微量重金属是微生物生长的必要营养元素,但其种类和浓度不同会导致多种酶受抑制,对微生物产生毒性。研究表明,当铜(II)质量浓度低于 1 mg/L 时,可以增强 Anammox 菌的活性,在 1 mg/L~10 mg/L 之间时,对脱氮效果没有明显的抑制作用,其原因是 Anammox 污泥对铜(II)有吸

附能力,添加低浓度的铜可以提升脱氮速率<sup>[19]</sup>。铁也可以提高菌种活性,加快 Anammox 颗粒形成,促进血红素 c 产生,增加多元系统的参与度<sup>[20-21]</sup>。Fermoso 等<sup>[22]</sup>研究发现,当铁(II)浓度从 0.03 mmol/L 提高到 0.09 mmol/L 时,Anammox 活性提升,继续提高投加浓度,菌群活性下降,脱氮效果变差。重金属对 Anammox 活性的影响见表 2。

按照毒性划分,汞(II)、铜(II)、锌(II)、镉(II)剧毒,镍(II)毒性中等,铅(II)、钼、砷(III)毒性最弱。当投入 40 mg/L 的铅(II)时,只有 7.19% 的微生物受到抑制<sup>[23]</sup>。钼在最高可溶性质量浓度(22.7 mg/L)时也不会对 Anammox 产生抑制作用,其可能原因是毒性弱的重金属在介质中更倾向于沉淀为微溶性金属盐<sup>[24]</sup>。

随着科技发展,纳米技术的应用越来越广,金

属纳米颗粒(NPs)排入废水,对 Anammox 活性会产生不利影响(见表 3)。研究表明,0.5 mmol/L 的 CuNPs 会使 Anammox 菌活性降低 82.9%<sup>[29]</sup>; AgNPs 具有抗菌性,投加质量浓度达到 10 mg/L 后会永久抑制 Anammox 活性<sup>[30]</sup>;适宜浓度的零价纳米铁可以显著提高 Anammox 活性,促进菌种生长<sup>[31]</sup>。

表 2 重金属对 Anammox 活性的影响

Table 2 Effect of heavy metals on Anammox activity

反应器类型	成分	质量浓度 $\rho/(mg \cdot L^{-1})$	是否抑制	备注	文献
序批式	Cu(II)	$\leq 1$	否	增强活性	[19]
		1~10	否		
		>10	是	抑制作用随浓度递增	
UASB	Cr	短期 < 2	是		[25]
		短期 > 2	是	抑制作用随浓度递增	
		长期 < 5	否		
		长期 $\geq 10$	是	脱氮性能显著降低	
连续流	Fe	0~1 000	否	零价铁粉可提升 Anammox 反应器性能	[26]
UASB	Cr(VI)	0.1~0.5	否		[27]
		0.8	是		
连续流	Ni(II)	短期 1	否	SAA 提高 11.14%	[28]
		短期 100	是	SAA 降低 49.55%, IC <sub>50</sub> 为 83.86 mg/L	
		长期 1~5	否	有一定的耐受性	
		长期 15	是		

表 3 金属纳米颗粒对 Anammox 活性的影响

Table 3 Effect of metal nanoparticles on Anammox activity

反应器类型	成分	质量浓度 $\rho/(mg \cdot L^{-1})$	是否抑制	备注	文献
间歇式	CuO	0~1	是		[32]
	ZnO	0~1	是		
	TiO <sub>2</sub>	0~1	是		
UASB	TiO <sub>2</sub>	1~200	否	对微生物群落的影响最小	[33]
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0~200	否	影响群落结构和污泥性质	
	SiO <sub>2</sub>	0~200	否	对参与 Anammox 活性的关键酶有负面影响	
	CeO <sub>2</sub>	0~200	否		
间歇式	ZnO	短期 0~200	是	IC <sub>50</sub> 为 84.7 mg/L	[34]
		长期 0~100	是	ZnO 积累,脱氮性能恶化,120 d 后 Anammox 活性恢复,生物膜外部的细菌有助于保护 Anammox 活性	

### 1.3 抗生素

Anammox 颗粒物理性质不同,可能会使同种抗生素的抑制效果有显著差异。研究发现,当氯霉素质量浓度为 20 mg/L 和 420 mg/L 时,比厌氧氨氧化活性(SAA)的抑制率分别为 36% 和 50%<sup>[35-36]</sup>。然而,Dapena-Mora 等<sup>[37]</sup>研究表明,即使氯霉素质量浓度高达 1 000 mg/L,也未观察到对

Anammox 的明显抑制。悬浮的 Anammox 菌会受到氯霉素的高度抑制,而附着状态的菌群则可以在生物膜中保留营养物质和基质,对毒性的抗性和适应性更强。虽然抗生素对 Anammox 的抑制可逆,但 Anammox 活性的恢复相当缓慢。抗生素对 Anammox 活性的影响见表 4。

表 4 抗生素对 Anammox 活性的影响  
Table 4 Effect of antibiotics on Anammox activity

反应器类型	成分	质量浓度 $\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	是否抑制	备注	文献
UASB	土霉素	2	是	总氮去除率降低 30%	[38]
生物膜连续流	四环素	< 0.1	否		[39]
		0.1	否	脱氮效果略有改善	
		1	是		
间歇式和 UASB	螺旋霉素	长期 0.5~5	是	质量浓度为 5 mg/L 时,脱氮效率显著降低	[40]
	链霉素	长期 5~50	是	质量浓度为 50 mg/L 时,脱氮效率显著降低	
UASB	磺胺二甲氧嗪	1~3	否	有耐受性	[41]
		5~9	是		
	磺胺二甲嘧啶	1~3	否	有耐受性	
		5~9	是	抑制效果强于磺胺二甲氧嗪	

## 2 微量污染物的抑制机制

多数微量污染物对 Anammox 的抑制作用直接表现为对细胞膜的损害,抑制效果受污染物在细胞质中扩散、溶解和摄入细胞能力的影响。细胞膜的损害主要表现在 3 个方面:① Anammox 颗粒的胞外聚合物 (EPS) 含量降低;② 细胞外血红素 c 水平下降;③ 胞外微生物产物 (EMP) 释放量增多。

EPS 是微生物抵御环境侵害的第一道保护屏障,不仅可以粘附微生物,使群落的基质结构更加稳定,还可以抵御有毒物质对细胞的危害。随着污染物浓度上升, EPS 含量降低, Anammox 颗粒结构会遭受破坏。细胞外血红素 c 水平可直观展现细胞膜的完整性,血红素 c 的释放表示细胞膜完整性受到损害,膜的通透性增加,导致离子梯度和膜电位消散,细胞成分泄漏<sup>[42]</sup>。Anammox 颗粒污泥主要由 EMP 构成,内部致密,外部松散,外部区域的粒子通过多价离子和范德华力进行 EMP 离子桥连接,内部区域的粒子通过聚合物纠缠进行强相互作用。部分表面活性剂会去除 EMP 中的二价阳离子,破坏离子桥连接的外部区域,使污泥结构分散<sup>[43]</sup>。EMP 的释放结果与血红素 c 类似,会增加膜的通透性,导致细胞分裂。

部分污染物对 Anammox 的抑制作用受其在细胞质中扩散和溶解能力的影响。非电离形式的化合物从培养基扩散到细胞的速度比电离形式的化合物更快,毒性更大<sup>[44]</sup>。因此,部分芳香化合物的毒性与其在相应 pH 值条件下的电离形式有关。对于部分金属污染物,若分析介质(如碳酸盐、磷酸盐或氢氧化物)中存在可与游离金属离子形成沉淀的配体,则会限制其对 Anammox 的抑制作用。

重金属可以通过 3 个过程摄入微生物,分别为

细胞外吸附、跨膜运输和细胞内相互作用<sup>[23]</sup>。EPS 可以吸附重金属,为其提供多种官能团作为结合位点<sup>[45]</sup>。在跨膜运输方面,大多数金属(非必需金属)会利用细胞质膜之间的化学渗透梯度进行传输,少数金属(必需金属)会以 ATP 为能源传输离子。当金属离子结构相似时,非必需金属也会利用必需金属的途径进入细胞,并从代谢点位将必需金属置换出来<sup>[46]</sup>,降解蛋白质的结构和功能<sup>[47]</sup>。

综上,当微量污染物直接作用于 Anammox 细胞时,会对其造成生长停止、活性抑制或丧失等不可逆的损伤。

## 3 应对策略

### 3.1 芳香污染物

部分芳香污染物对 Anammox 活性的抑制效果表现为即时且可逆,停止投加数天后菌种活性便可恢复。因此,通过淘洗菌种或投加可降解芳香污染物的菌种等方式,可以降低污染物毒性。此外,还可以在适宜浓度下长期驯化 Anammox,提高其对芳香污染物的抗性<sup>[48]</sup>。

### 3.2 金属和金属纳米颗粒

EPS 基质可以充当保护屏障<sup>[34]</sup>,其产量增加可以提高菌种对毒性的负荷能力。在投加重金属前,连续 2 d 使用醋酸钠处理 Anammox 颗粒污泥,会检测到丝状和杆状细菌的增殖, EPS 含量增加,颗粒内营养物质和废物的流动减弱,在内部形成保护,恢复能力得到提升<sup>[49]</sup>。

生物强化技术可以减弱重金属对 Anammox 的影响。添加新的生物量,可使受重金属抑制的反应器脱氮率快速恢复<sup>[50]</sup>;提高生物量浓度,可直接提升 EPS 浓度,通过其吸附能力的增强,延长污染物

在生物膜中的滞留时间,减少污染物对细胞的渗透;投加污染物驯化污泥,可增强 Anammox 对环境的适应性,减轻污染物的毒性作用<sup>[51]</sup>。对于含有抗生素或重金属的废水,Anammox 会产生抗生素或金属抗性基因,有助于排出或抵抗污染物分子,使其通过 EPS 基质扩散。

对于能够穿透或破坏 EPS 基质,并对细胞造成不可逆损伤的化合物如 Cr(VI),建议采取以下步骤去除或转化<sup>[52]</sup>:①去除废水处理过程初步阶段的化合物;②添加还原剂(如羟胺和 ZVI);③刺激能够降解 Anammox 反应器中特定污染物的微生物群。

为了消除反应器中残留的污染物,恢复 Anammox 活性,可以通过清洗和添加螯合剂的方式修复生物量。孙琪等<sup>[28]</sup>研究表明,用缓冲液洗涤污泥能有效缓解低浓度 Ni(II)对 Anammox 的抑制。乙二胺四乙酸(EDTA)等螯合剂可与反应器中的金属离子形成络合物(即有生物化学惰性的化合物),减轻金属离子的毒性。Gonzalez-Estrella 等<sup>[29]</sup>通过形成 Cu-EDTA 络合物的方式,减弱了铜离子的抑制作用。

很多重金属对 Anammox 活性存在“低促高抑”的现象。如低浓度的铜、铁、锰等可增强 Anammox 活性,将其添加到废水中可能有助于提高氮的去除率<sup>[20-21,53-54]</sup>。

综上,为减少重金属对 Anammox 的影响,可以采取以下措施:①添加醋酸盐;②利用生物强化技术诱导抗性基因;③添加还原剂消除前置反应污染物;④添加螯合剂(EDTA 和甜菜碱);⑤添加低浓度的重金属。

### 3.3 抗生素

抗生素的应对策略与重金属类似,通过提高 EPS 含量,驯化菌群诱导抗性基因的产生,可以减弱微量抗生素的抑制效应<sup>[40]</sup>。有研究认为,EPS 可以吸收抗生素分子并延迟其渗透到细胞中,因而增加 EPS 的分泌有助于 Anammox 耐受低浓度的抗生素。将 Anammox 生物膜暴露在 1 μg/L 的红霉素下会受到显著抑制,同时诱导两种抗生素耐药基因(ARG)ermB 和 MPA 的产生,达到保护细胞和使抗生素失活的目的<sup>[55]</sup>。

受抗生素污染后,利用生物强化技术,可以加速生物量的恢复,提高脱氮效果。在处理含 OTC 废水的 Anammox 反应器中采用生物强化技术,可

以改善群落功能<sup>[38]</sup>,减轻毒性影响。

综上,为减少抗生素对 Anammox 的影响,可以采取以下措施:①驯化菌群提高 EPS 的分泌,诱导抗生素耐药基因的产生;②利用生物强化技术加快恢复群落活性,改善种群结构;③利用生物膜法处理工艺,提高菌种对抗性基因的适应性。

## 4 结语

(1)不同研究中相同污染物的抑制阈值存在很大差异,部分污染物对 Anammox 菌活性的抑制可逆,部分污染物会造成永久性损伤,毒性小的微量重金属还可以促进微生物生长。因此,辨析进水中微量污染物的种类并监测其浓度,对于维持 Anammox 工艺运行至关重要。

(2)污染物的存在会造成细菌 EPS 含量减少,血红素 c 或 EMP 释放量增加,破坏细胞结构,从而抑制 Anammox 活性。污染物在细胞介质中的扩散和溶解能力也会影响其抑制效果,传输进入细胞膜的能力越强,扩散速度越快,溶解度越高,对细胞的毒性越大。

(3)受污染的 Anammox 可以通过淘洗菌种、投加新鲜种群、添加促进剂等方式提高群落 EPS 含量和 Anammox 活性,也可以利用驯化手段诱导抗性基因的产生,或采用生物膜法增强 Anammox 群落对污染物的耐受性。因此,针对不同的污染物需要综合考量应对策略。当前,新兴污染物的种类和数量与日俱增,可以继续挖掘多种污染物的共效应,为 Anammox 工艺研究者提供更多抑制问题的解决办法。

### [参考文献]

- [1] 赵增锋,石伟,邱小琮,等. 清水河流域水体中 5 种重金属的分布特征及健康风险评估[J]. 环境监测管理与技术,2021,33(3):35-40.
- [2] MARGOT J,ROSSI L,BARRY D A, et al. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants[J]. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water,2015,2(5):457-487.
- [3] 王东梅,陈千喜,张雪琪,等. 我国生态环境中多环芳烃污染状况研究进展[J]. 环境监测管理与技术,2022,34(5):10-15.
- [4] 王亚军,陈甜婧. 氟喹诺酮类抗生素在水环境中的去除研究综述[J]. 环境监测管理与技术,2021,33(5):1-5.
- [5] 李泽莹,班玮璘,王锦,等. 厌氧氨氧化脱氮工艺及其影响因素[J]. 给水排水,2022,58(S1):1100-1107.
- [6] 黎科言,方芳,王苏娜,等. 解偶联剂邻氯苯酚作用下活性污

- 泥微生物群落结构的演替规律研究[J]. 环境科学学报, 2021, 41(3): 1031-1039.
- [7] 周海伦, 操家顺, 罗景阳, 等. 三种商用有机肥中抗生素的污染特征及农用生态风险评价[J]. 应用化工, 2022, 51(11): 3113-3118.
- [8] YANG G F, GUO X L, CHEN S X, et al. The evolution of Anammox performance and granular sludge characteristics under the stress of phenol[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 137: 332-339.
- [9] PEREIRA A D, LEAL C D, DIAS M F, et al. Effect of phenol on the nitrogen removal performance and microbial community structure and composition of an Anammox reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 166: 103-111.
- [10] TSCHECH A, FUCHS G. Anaerobic degradation of phenol by pure cultures of newly isolated denitrifying pseudomonads[J]. *Archives of Microbiology*, 1987, 148(3): 213-217.
- [11] 刘常敬, 李泽兵, 郑照明, 等. 苯酚对厌氧氨氧化工艺耦合反硝化的启动及脱氮性能的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1145-1151.
- [12] LYU L T, ZHANG K, LI Z J, et al. Inhibition of Anammox activity by phenol: Suppression effect, community analysis and mechanism simulation[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2019, 141: 30-38.
- [13] RAMOS C, FERNÁNDEZ I, SUÁREZ-OJEDA M E, et al. Inhibition of the Anammox activity by aromatic compounds[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 279: 681-688.
- [14] PENG S C, HAN X K, SONG F Z, et al. Inhibition of benzene, toluene, phenol and benzoate in single and combination on Anammox activity: implication to the denitrification-Anammox synergy[J]. *Biodegradation*, 2018, 29: 567-577.
- [15] OSHIKI M, MASUDA Y, YAMAGUCHI T, et al. Synergistic inhibition of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) activity by phenol and thiocyanate[J]. *Chemosphere*, 2018, 213: 498-506.
- [16] 陈璇, 陈猷鹏. 苯酚对厌氧氨氧化颗粒污泥脱氮性能抑制作用的研究[J]. 环境工程技术学报, 2022, 12(3): 753-759.
- [17] YANG T, LIU Q F, HAO Q, et al. Quinoline's influence on nitrogen removal performance and microbial community composition of the Anammox process[J]. *Environmental Technology*, 2019, 40(11): 1425-1437.
- [18] DEL RÍO A V, STACHURSKI A, MÉNDEZ R, et al. Short-and long-term orange dye effects on ammonium oxidizing and Anammox bacteria activities[J]. *Water Science & Technology*, 2017, 76(1): 79-86.
- [19] 朱莉, 李祥, 黄勇, 等. 铜离子对厌氧氨氧化脱氮效能的影响[J]. 环境工程学报, 2013, 7(11): 4361-4366.
- [20] 陈翠忠, 额热艾汗, 刘洪光, 等. 铁对厌氧氨氧化过程及脱氮性能的影响[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(5): 14-24.
- [21] 王倩, 胡嘉源, 李天皓, 等. 铁强化厌氧氨氧化脱氮机理研究进展[J]. 中国环境科学, 2022, 42(11): 5153-5162.
- [22] FERMOSE F G, BARTACEK J, JANSEN S, et al. Metal supplementation to UASB bioreactors: from cell-metal interactions to full-scale application[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(12): 3652-3667.
- [23] BI Z, QIAO S, ZHOU J, et al. Inhibition and recovery of Anammox biomass subjected to short-term exposure of Cd, Ag, Hg and Pb[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 244: 89-96.
- [24] LI G B, PUYOL D, CARVAJAL-ARROYO J M, et al. Inhibition of anaerobic ammonium oxidation by heavy metals[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2015, 90(5): 830-837.
- [25] 王敬平, 周少奇, 袁金鹏, 等. 镉离子对厌氧氨氧化脱氮性能的影响[J]. 中国给水排水, 2016, 32(17): 95-99.
- [26] GUO B B, CHEN Y H, LV L, et al. Transformation of the zero valent iron dosage effect on Anammox after long-term culture: from inhibition to promotion[J]. *Process Biochemistry*, 2019, 78: 132-139.
- [27] YU C, TANG X, LI L S, et al. The long-term effects of hexavalent chromium on anaerobic ammonium oxidation process: Performance inhibition, hexavalent chromium reduction and unexpected nitrite oxidation[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 283: 138-147.
- [28] 孙琪, 赵白航, 范飒, 等. 重金属 Ni(II) 对厌氧氨氧化脱氮性能的影响及其动力学特征变化[J]. 环境科学, 2020, 41(6): 2779-2786.
- [29] GONZALEZ-ESTRELLA J, LI G B, NEELY S E, et al. Elemental copper nanoparticle toxicity to anaerobic ammonium oxidation and the influence of ethylene diamine-tetra acetic acid (EDTA) on copper toxicity[J]. *Chemosphere*, 2017, 184: 730-737.
- [30] LI H, CHI Z F, YAN B X. Long-term impacts of graphene oxide and Ag nanoparticles on Anammox process: Performance, microbial community and toxic mechanism[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 79: 239-247.
- [31] ERDİM E, ÖZKAN Z Y, KURT H, et al. Overcoming challenges in mainstream Anammox applications: Utilization of nanoscale zero valent iron (nZVI) [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(P2): 3023-3033.
- [32] ZHANG X J, ZHOU Y, XU T F, et al. Toxic effects of CuO, ZnO and TiO<sub>2</sub> nanoparticles in environmental concentration on the nitrogen removal, microbial activity and community of Anammox process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 332: 42-48.
- [33] ZHANG Z Z, CHENG Y F, XU L Z J, et al. Evaluating the effects of metal oxide nanoparticles (TiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, SiO<sub>2</sub> and CeO<sub>2</sub>) on Anammox process: Performance, microflora and sludge properties[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 266: 11-18.
- [34] SARI T, CAN S, AKGUL D. Assessment of Anammox process against acute and long-term exposure of ZnO nanoparticles[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 727: 138603.
- [35] FERNÁNDEZ I, MOSQUERA-CORRAL A, CAMPOS J L, et al. Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics[J]. *Process Biochemistry*, 2009, 44(4): 494-498.
- [36] VAN DE GRAAF A A, MULDER A, DE BRUIJN P, et al. Anaerobic

- robic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, 61 (4): 1246–1251.
- [37] DAPENA-MORA A, FERNÁNDEZ I, CAMPOS J L, et al. Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 40(4): 859–865.
- [38] ZHANG Q Q, YANG G F, SUN K K, et al. Insights into the effects of bio-augmentation on the granule-based Anammox process under continuous oxytetracycline stress: Performance and microflora structure [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 348: 503–513.
- [39] MENG Y B, SHENG B B, MENG F G. Changes in nitrogen removal and microbiota of Anammox biofilm reactors under tetracycline stress at environmentally and industrially relevant concentrations [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 668: 379–388.
- [40] LU Z Y, FU J J, MA Y L, et al. Response of Anammox granules to the simultaneous exposure to macrolide and aminoglycoside antibiotics: Linking performance to mechanism [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 286: 112267.
- [41] DU L F, CHENG S J, HOU Y Q, et al. Influence of sulfadimethoxine (SDM) and sulfamethazine (SM) on Anammox bioreactors: Performance evaluation and bacterial community characterization [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 267: 84–92.
- [42] BRANDT K K, PEDERSEN A, SØRENSEN J. Solid-phase contact assay that uses a lux-marked *Nitrosomonas europaea* reporter strain to estimate toxicity of bioavailable linear alkylbenzene sulfonate in soil [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 68(7): 3502–3508.
- [43] YANG K, ZHU L Z, XING B S. Sorption of sodium dodecylbenzene sulfonate by montmorillonite [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145(2): 571–576.
- [44] UNELL M, NORDIN K, JERNBERG C, et al. Degradation of mixtures of phenolic compounds by *Arthrobacter chlorophenicus* A6 [J]. *Biodegradation*, 2008, 19(4): 495–505.
- [45] ZHANG Q, FAN N S, FU J J, et al. Role and application of quorum sensing in anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process: A review [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2021, 51(6): 626–648.
- [46] NIES D H. Microbial heavy-metal resistance [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1999, 51(6): 730–750.
- [47] SANI R K, PEYTON B M, BROWN L T. Copper-induced inhibition of growth of *Desulfovibrio desulfuricans* G20: Assessment of its toxicity and correlation with those of zinc and lead [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2001, 67(10): 4765–4772.
- [48] CHEN Q Q, XU L Z J, ZHANG Z Z, et al. Insight into the short- and long-term effects of quinoline on Anammox granules: Inhibition and acclimatization [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(P1): 1294–1301.
- [49] NI L F, WANG Y Y, LIN X M, et al. Enhancement of the adaptability of Anammox granules to zinc shock by appropriate organic carbon treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 268: 496–504.
- [50] ZHANG Q Q, ZHANG Z Z, GUO Q, et al. Analyzing the revolution of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) performance and sludge characteristics under zinc inhibition [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, 99(7): 3221–3232.
- [51] ZHANG Z Z, ZHANG Q Q, XU J J, et al. Long-term effects of heavy metals and antibiotics on granule-based Anammox process: granule property and performance evolution [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(5): 2417–2427.
- [52] CHEN C J, WANG Y Q, JIANG Y, et al. Effects of organic-matter-induced short-term stresses on performance and population dynamics of Anammox systems [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2020, 146(10): 04020120.
- [53] ZHANG S Q, ZHANG L Q, YAO H N, et al. Responses of Anammox process to elevated Fe(III) stress: Reactor performance, microbial community and functional genes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 414: 125051.
- [54] TOMASZEWSKI M, GAMOÑ F, CEMA G, et al. Manganese dioxide (MnO<sub>2</sub>) nanoparticles influence on the nitrification and Anammox activity [J]. *Archives of Environmental Protection*, 2020, 46(4): 54–58.
- [55] ZHANG X J, CHEN Z, ZHOU Y, et al. Comparisons of nitrogen removal and microbial communities in Anammox systems upon addition of copper-based nanoparticles and copper ion [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2019, 58(19): 7808–7816.

本栏目编辑 姚朝英

## 启 事

本刊已加入《中国学术期刊(光盘版)》、万方数据-数字化期刊群、重庆维普中文科技期刊数据库,凡被录用的稿件将同时在相关数据库产品中进行网络出版或提供信息服务,其作者著作权使用费与本刊稿酬一并支付。如作者不同意将文章编入数据库,请在来稿中注明,本刊将做适当处理。