



基于厌氧氨氧化菌特性的富集策略及 培养过程分析

蒙小俊, 朱 妮

(安康学院旅游与资源环境学院, 陕西安康 725000)

[摘要] 传统污水生物脱氮工艺因曝气能耗大、消耗碱度、碳源不足、污泥产量大、流程复杂, 以及产生大量温室气体等, 严重制约了其在水污染防治领域中的应用。以厌氧氨氧化菌(AAOB)为驱动的厌氧氨氧化(Anammox)是迄今为止最简洁的脱氮途径, 能实现碳氮的分离, 且低耗、高效、环境友好。但 AAOB 的生长速率低、倍增时间长, 对环境敏感, 成为 Anammox 技术工程应用的瓶颈。如何富集培养 AAOB 以发挥 Anammox 活性成为解决问题的关键。以 AAOB 生物特性为基础的富集策略决定了菌株的生物量、活性和脱氮性能。概述了 AAOB 的分布和种类, 分析了其生理生化特征, 依据 AAOB 特性解析了工艺调控、聚集造粒和菌株保藏 3 种富集策略, 并对富集培养过程进行分析。认为富集培养过程实质是采用适宜 AAOB 富集的培养条件淘汰劣势菌, 不断提高 AAOB 菌群的相对丰度, 形成相对单一的、稳定的生物群落。未来研究的重点在于分析不同生境条件下 AAOB 的生物特性, 不同 AAOB 菌株富集培养的多手段协同, 水质和环境条件对 AAOB 富集的影响机制。

[关键词] 生物脱氮; 厌氧氨氧化菌; 工艺调控; 聚集造粒; 富集培养

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)08-0034-09

Enrichment strategy and culture process analysis based on the characteristics of Anammox bacteria

MENG Xiaojun, ZHU Ni

(School of Tourism and Environment, Ankang University, Ankang 725000, China)

Abstract: Traditional biological denitrification process for wastewater has severely limited its application in the field of water environment pollution prevention due to large aeration energy consumption, alkalinity consumption, insufficient carbon source, high sludge output, complex process, and the generation of large amounts of greenhouse gases. Anaerobic ammonia oxidation (Anammox) driven by anaerobic ammonia oxidizing bacteria (AAOB) is the most concise denitrification pathway so far, which can achieve carbon and nitrogen separation with low consumption, high efficiency and environmental friendliness. However, the low growth rate, long doubling time and environmental sensitivity of AAOB have become bottlenecks for the engineering application of Anammox. Enrichment and cultivation of AAOB to exert Anammox activity became the key to solve the problem. The enrichment strategy based on the biological characteristics of AAOB determines the biomass, activity and denitrification performance of the strains. The distribution and species of AAOB were summarized, and their physiological and biochemical characteristics were analyzed. Three enrichment strategies of process regulation, aggregation granulation and strain preservation were analyzed based on AAOB characteristics, and the enrichment culture process was analyzed. It was believed that the essence of the enrichment culture process was to adopt suitable culture conditions for AAOB enrichment to eliminate the inferior bacteria, and continuously increase the relative abundance of AAOB, and form a relatively homogeneous and stable biological community. The focus of future research was to analyze the biological characteristics of AAOB under different habitat conditions, the multi-method synergy of different AAOB strains in enrichment and cultivation, and the mechanism of water quality and environmental

[基金项目] 陕西省教育厅项目(20JK0009);安康学院校级一般项目(2021AYKFKT04)

conditions on the enrichment of AAOB.

Key words: biological denitrification; anaerobic ammonia oxidizing bacteria; process regulation; aggregation and granulation; enrichment culture

化肥的过度使用、工业和生活废水处理不达标、牲畜废水排放不当等均会导致过多氮素进入水体,造成水体富营养化,生态失衡并危害人体健康^[1]。有效处理含氮废水不仅可以改善环境,对可持续发展也有非常重要的意义^[2]。污水处理设施在废水脱氮中发挥关键作用,但主流传统硝化反硝化曝气能耗大,需补充外源有机物并产生大量污泥,增加了污水运营成本,出水水质也难以满足严格的排放标准要求^[3],寻求更经济高效的脱氮途径成为目前污水处理面临的挑战。

厌氧氨氧化(Anammox)反应为污水脱氮带来革命性变革。该反应是厌氧氨氧化菌(AAOB)以 NO_2^- 为电子受体,将 NH_4^+ 氧化为 N_2 的自养脱氮过程。相比于传统脱氮过程,Anammox过程能降低50%的曝气量、100%的有机碳源、90%的运行费用,释放更少的温室气体,污泥产率低,且具有更少的空间需求^[4],成为迄今为止最简捷的污水生物脱氮途径。近年来以Anammox技术为核心的脱氮工艺得到快速发展,如单级短程硝化-厌氧氨氧化工艺(SNAP)、全程自养脱氮工艺(CANON)、短程硝化-厌氧氨氧化(Sharon-Anammox)工艺、短程反硝化-厌氧氨氧化工艺(PD/A)、短程硝化-厌氧氨氧化-反硝化工艺(SNAD)、短程硝化-厌氧氨氧化-短程反硝化工艺(SPNAPD)等。世界范围内已建成200余座Anammox工程,用于处理市政污泥液、半导体生产废水、制革生产废水、垃圾渗滤液和污泥消化液等。此外,Anammox工程在新加坡樟宜回用水处理厂和西安市第四污水处理厂主流工艺中实现了稳定运行。

尽管Anammox脱氮具有技术优势,但AAOB生长速率低、倍增时间长,工程应用面临障碍。基于AAOB特性的富集培养一直是Anammox研究领域关注的焦点^[5]。笔者对近年来Anammox的相关研究进行梳理和分析,总结了AAOB的生物特性、富集策略和培养过程,并对该领域未来的研究方向进行展望,以期Anammox工程应用提供一定支持。

1 AAOB的生物特性

1.1 AAOB分布与种类

AAOB属于细菌,存在于自然生境及生物反应

器、污水处理厂等人工环境中,在全球氮循环中起到重要作用。约50%释放到大气中的 N_2 与AAOB有关^[6]。据最新报道AAOB共有6属27种^[7],6属分别为*Ca. Anammoxoglobus*(2种)、*Ca. Brocadia*(6种)、*Ca. Anammoximicrobium*(1种)、*Ca. Kuenenia*(1种)、*Ca. Scalindua*(14种)和*Ca. Jettenia*(3种)。*Ca. Kuenenia*、*Ca. Anammoxoglobus*、*Ca. Brocadia*和*Ca. Jettenia*多在生物反应器中发现,*Ca. Scalindua*主要存在于海洋和一些低氧自然环境,*Ca. Anammoximicrobium*于河底泥中发现。自然环境中发生种内和种间竞争,AAOB占据不同的生态位^[8],致使不同生境中AAOB的种类和丰度不同。研究表明,农业土壤生境中以*Ca. Brocadia*(72.3%)和*Ca. Kuenenia*(22.8%)为主;而海洋生境中*Ca. Scalindua*占绝对主导地位,达到98.4%;河口是陆地淡水与海水的混合区域,存在*Ca. Kuenenia*、*Ca. Brocadia*和*Ca. Scalindua*,但以*Ca. Scalindua*(68.7%)为主;湿地作为与淡水、海洋和土壤都相关的复合生态系统,其AAOB特征与河口相似^[9]。AAOB在不同环境中的群落结构组成和丰度受碳氮比、有机物、温度、盐浓度及无机氮等的影响。其中盐度是影响AAOB物种组成差异分布的最主要因素,从河流生态到红树林生态,随盐度的增加,AAOB优势种属由*Ca. Brocadia*转变为*Ca. Scalindua*^[10]。AAOB在人工环境中同样因生态位的不同而发生转移。在实验室反应器中经常观察到不同AAOB种之间的种群转移,如废水处理过程当盐度增加到160 mmol/L时,主要功能菌由*Ca. Kuenenia*转变为Unclassified *Ca. Brocadiaceae*^[11]。AAOB的环境分布具有多样性,随生态位差异的深入研究将有更多新种被鉴定。

1.2 AAOB生理生化特性

严格厌氧的AAOB可生存温度范围在-2.5~100℃,但多嗜中温,最适生长温度为30~40℃,最佳生长pH为6.7~8.3,倍增时间在10~30 d^[12]。根据生长动力学,可将AAOB类群分为“快生型”和“慢生型”,前者具有较高的比生长速率,基质亲和力相对较弱,后者具有较强的基质亲和力,比生长速率较低。几乎在所有条件下*Ca. Brocadia* sp. 40最有可

能胜过其他淡水 AAOB; 高 NO_2^- 条件下(如废水处理), *Ca. Brocadia sinica* 成为 *Ca. Brocadia* sp. 40 的良好竞争者, 表明两种 *Brocadia* 都适用于废水处理^[8]。AAOB 对变化的环境条件高度敏感, 极难培养, 聚集成生长形成颗粒是 AAOB 的本性。异质 Anammox 颗粒可自主聚集成大颗粒, 有效避免缓慢生长的 AAOB 被冲洗掉, 增加生物量浓度, 提高对不利环境的耐受性并增强工艺稳定性, 以便保持较高的去除 NH_4^+-N 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的活性^[13-15]。

如图 1 所示, 鲜红色是 AAOB 最显著的特征^[16], 其色度与生物活性显著相关。色度与血红素 c 浓度之间的相关性是完全还原的细胞色素 c 一致, 且通过细胞色素 c 的含量和氧化还原比进行确定^[17]。



图 1 AAOB 富集培养物表现性状

Fig. 1 Apparent properties of AAOB enrichment cultures

AAOB 能以 CO_2 为唯一碳源, 固碳途径为乙酰辅酶 A 途径, 所需还原力由醌氧还酶或氢醌提供, 所需能量由亚硝酸氧化为硝酸过程提供^[18]。部分 AAOB 可以氧化乙酸、丙酸等有机物, 但不能用其合成细胞物质, 如利用丙酸和乙酸可分别富集 *Ca. Anammoxoglobus propionicus* 和 *Ca. Brocadia fulgida*^[19-20], *Ca. Brocadia* 和 *Ca. Kuenenia* 有编码挥发性脂肪酸代谢的基因^[21]。AAOB 代谢底物具有多样性, 可以 Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 、 NO 、 SO_4^{2-} 等为电子受体氧化 NH_4^+ ; 也可利用 Fe^0 、 Fe^{2+} 、小分子有机酸等电子供体还原 $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ 。AAOB 参与氮循环可能存在 3 条途径^[12]: 途径 1, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 被还原为 NH_2OH , 之后与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 结合生成 N_2H_4 , 最后 N_2H_4 被氧化生成 N_2 ; 途径 2, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 被还原为 NO , 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 反应生成 N_2H_4 , 最后被氧化生成 N_2 ; 途径 3, NO 直接作为电子受体结合 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 生成 N_2H_4 , 随后被氧化生成 N_2 ; 上述过程需要羟胺氧化还

原酶(HAO)、亚硝酸盐还原酶(NIR)、亚硝酸氧化还原酶(NXR)、联氨合成酶(HZS)和联氨氧化还原酶(HZO)的参与。 N_2H_4 是 AAOB 氮循环的中间代谢产物, HZS/HZO 基因常作为 AAOB 的分子标识。

接种 AAOB 富集物是在规模化污水处理厂中建立 Anammox 并实现快速脱氮的有效方法^[22]。基于 AAOB 的生物特性, 可通过不同策略对菌株进行富集培养, 如工艺调控、聚集造粒(颗粒污泥和生物膜污泥)、物质强化(Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 、超声、电磁波、氧化石墨烯、赤霉素和谷氨酸钠等)、环境控制(基质浓度、碳氮比、盐度、重金属和硫化物等)、菌株保藏、菌株固定化、菌株驯化和菌株回收等。高效的富集培养可以缩短反应启动时间并提高脱氮效率, 对于提高 AAOB 工程应用至关重要。笔者对工艺调控、聚集造粒和菌株保藏策略进行着重阐述。

2 AAOB 富集策略

2.1 工艺调控

污泥龄(SRT)、DO 和水力停留时间(HRT)等参数及反应器的类型、结构可改变 AAOB 富集过程中菌群的群落结构, 从而影响 AAOB 的数量、种类和活性。SRT 可决定污泥中微生物的种类, 应控制 SRT 大于 AAOB 的倍增时间, 在菌种富集培养过程中尽可能少排泥或不排泥。AAOB 严格厌氧, 富集培养中需严格控制 DO 浓度, 低于 2% 的 O_2 饱和浓度对 AAOB 的抑制为可逆抑制, 但 Anammox 反应过程中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度常不稳定, 需结合短程硝化(PN)和短程反硝化(PD), 为满足 AAOB 富集, SNAP 和 PD/A 应控制 O_2 分别在 0.2~0.4 mg/L 和 <0.1 mg/L^[7]。调节 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 DO 可以促进 AAOB 的富集, 在 77 d 内实现规模化 Anammox 工艺的启动^[23]。缩短 HRT 是快速富集 AAOB 并提高脱氮效率的另一有效途径。有研究表明, 缩短 HRT 时菌株 EPS 中的蛋白质(PN)/多糖(PS)由 1.35 升至 1.86, 稳定达到 2.08, 有效促进污泥颗粒化, 总氮去除负荷(NRR)平均达到 0.58 kg/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$), 总氮去除率(NRE)均值维持在 94.2%, 脱氮性能保持稳定^[24]。因反应器、接种污泥和工艺的不同, HRT 由十几分钟到几小时不等^[25]。HRT 会影响水力负荷、水力剪切力和上升流速等, HRT 越短水力负荷增大, 水力剪切力强度增大, 容易导致污泥冲洗^[26], AAOB 富集培养时应根据实际情况设置 HRT。抗水力负荷冲击能力以膜生物反

反应器(MBR)最强,序批式反应器(SBR)次之,膨胀颗粒污泥床(EGSB)最弱;抗基质浓度冲击能力以MBR最强,EGSB次之,SBR最弱。

AAOB生长缓慢,生物量约为0.11 g/g(以每单位质量NH₄⁺-N污泥中可挥发性固体计),导致污泥形成缓慢,在不利条件下易流失^[13],难以实现菌株富集。具备高效生物截留能力的反应器对于AAOB的富集必不可缺。升流式厌氧污泥床反应器(UASB)、SBR、EGSB、MBR、厌氧折流板反应器(ABR)、上流式膜生物滤池(UBF)和序批式生物膜反应器(SBBR)等均为AAOB富集过程常用的反应器,其优缺点对比情况如表1所示^[27]。

表1 常用AAOB富集反应器的优缺点		
Table 1 Advantages and disadvantages of commonly used AAOB enrichment reactors		
反应器类型	优点	缺点
SBR	具有良好的生物截留能力,基质能够充分混合、抗冲击能力强,无需回流,可稳定运行,操作简单	自动化控制要求高,不宜与其他工艺进行偶联,仍有部分污泥流失
MBR	能够实现全部微生物的截留,菌种活性高、倍增时间短、出水水质好,流程简单、操作方便	阻力大、运行成本高,膜易堵塞
UASB	生物截留量高,HRT短且能耗低,容积负荷率高,运行稳定,脱氮效果好,可加速颗粒污泥的形成	传质效果不佳,内部污泥床易形成死区、短流及沟流现象,影响启动效果
EGSB	富集AAOB有一定优势,污泥停留能力高效,传质条件好且不易堵塞	运行条件和控制要求高、颗粒污泥碰撞频繁而剧烈,易流失,能耗较高
ABR	良好的生物截留能力,易于固液分离,易形成颗粒污泥,培养AAOB具有优势	较难实现均匀布水、易产生沟流和死角
UBF	污泥龄较长,能较好适应水质水量的变化,生物池流量大,传质条件好	颗粒污泥不稳定,易流失
SBBR	具有良好的生物截留能力,抗冲击能力强,可稳定运行,操作简单	AAOB富集易受填料种类和性质的影响,控制系统复杂

反应器的类型与富集污泥形态有很大关系。Anammox污泥富集培养可分为絮体污泥、颗粒污泥和生物膜污泥^[28],上述反应器中富集颗粒污泥时可选用UASB、EGSB、ABR和UBF,富集絮体污泥可采用SBR、MBR,生物膜污泥可选择SBBR。根据污泥培养的需求,接种同种污泥至不同反应器可以获取不同形态的污泥富集物,如分别接种絮状硝化污泥于MBR、ABR中,2种反应器均能成功启动Anammox,但反应器中污泥的形态差异明显:MBR中的污泥呈絮状,ABR隔室中以颗粒污泥为主^[29]。传质效果不佳、污泥流失和混合不均匀等是诸多反应器共同存在的问题,为满足AAOB

富集需对反应器进行改进。在反应器内设搅拌装置、增设悬浮填料和外设回流装置等可有效解决上述弊端^[30]。王恒等^[31]用内设搅拌装置对UASB进行改进,成功启动时主要AAOB由*Ca. Kuenenia*转化为*Ca. Brocadia*,NRR为0.520 kg/(m³·d)。此外,一些新型反应器如复合式生物膜-活性污泥反应器(IFAS)、移动床生物膜反应器(MBBR)和厌氧膜生物反应器(AMBR)等在AAOB富集过程中也得到不断应用。高效的Anammox反应器应满足以下要求:(1)截留生物量能力强;(2)泥水混合均匀;(3)传质效果好;(4)运行稳定且经济;(5)严格厌氧、避光。反应器的选择应考虑水质、处理程度和环境条件。如水量少、水质多变、水质排放要求不高,可选择SBR;若水质排放要求较高则选择MBR,但应注意膜堵塞问题。

2.2 聚集造粒

Anammox工艺的应用和工业化受AAOB生长特性的限制。为保证有效的生物量富集,污泥颗粒化是最可接受的策略之一。颗粒污泥是微生物自固定过程产生的微生物聚集体,其主要成分为细菌及微生物产生的胞外聚合物(EPS)^[32],EPS在黏附厌氧细菌或厌氧微颗粒的过程中起重要作用。与其他形式的活性污泥相比,AAOB的EPS具有较高的PN/PS,大量的疏水基团和较松散的蛋白质二级结构,使AAOB具有较强的聚集能力^[15]。接种颗粒污泥或生物膜污泥均能形成Anammox颗粒污泥^[33]。

杨金虹等^[34]的研究结果表明,随着颗粒污泥粒径的增加,EPS中的PS含量基本不变,PN由54.43 mg/g增至137.40 mg/g,PN/PS由6.63提高到7.71;EPS中PN的比例与粒径之间为正相关关系,对污泥颗粒的形成起到主要作用。郭萌蕾等^[35]研究认为,影响AAOB颗粒化形成的因素有金属离子、有机物、盐度、温度、pH和信号分子等,适量的有机物可促进颗粒污泥的形成,适量投加Ca²⁺、Mg²⁺和Fe³⁺后,颗粒污泥的外形紧凑、结构光滑,而高盐度会抑制AAOB的活性与生长,降低颗粒污泥的强度和粒径。在AAOB颗粒化过程中,高氮负荷率(NLR)下会自发发生颗粒污泥的漂浮,特别是在UASB中,污泥漂浮会导致生物质被冲走,甚至导致AAOB生物反应器脱氮失败。AAOB颗粒内部的空化是颗粒漂浮的关键原因,可将颗粒漂浮划分为3个区域,分别为无漂浮区(无漂浮发生)、过渡区(有

一部分颗粒漂浮)和漂浮区(不可避免地发生漂浮)。漂浮行为主要受过渡区颗粒直径(2.5~4.5 mm)和底物浓度(NO_2^--N 50~250 mg/L)的影响,避免漂浮但具有良好沉降性能的最佳颗粒直径约为2.5 mm,颗粒尺寸比底物浓度更为敏感^[36]。若颗粒污泥富集培养过程中出现漂浮现象,可添加高丝氨酸内酯类(AHLs)信号分子,提高AAOB颗粒污泥的活性和生长速率,有效解决其在高负荷反应器中的漂浮问题^[37]。

富集的AAOB颗粒性质取决于形成颗粒的操作条件或生物反应器。从粒径、颜色、形状等角度考虑,同一反应器内没有2个相同的颗粒,颗粒之间存在异质性^[14]。同一反应器中AAOB颗粒之间的尺寸存在差异,*Ca. Brocadia*和*Ca. Kuenenia*以大颗粒(>0.4 mm)为主,而*Ca. Jettenia*以中小颗粒污泥(<0.4 mm)为主^[38]。粒径较大时微生物多样性更高,且支持更多功能,粒径增加能显著提高AAOB颗粒的比活性(SAA)和耐受性,粒径>4.75 mm的颗粒的SAA最高为426.8 mg/(g·d),但也给传质带来不利影响^[39]。为保证传质并提高AAOB颗粒的SAA和耐受性,应对操作条件进行控制(如提高水力剪切力),在一定水力剪切力条件下,污泥粒径最终达到动态平衡。富集良好的AAOB颗粒污泥细胞密度高、脱氮效率高,并能承受极端环境。Chongjian TANG等^[40]在实验室条件下用AAOB颗粒污泥在UASB中实现74.3~76.7 kg/(m³·d)的氮负荷;颗粒污泥可适应的温度和pH范围分别为5~45 °C、5.68~9.26,均超过AAOB的适宜生长条件^[32]。

向生物反应器内投加载体形成生物膜污泥是AAOB聚集造粒的另一形式。载体为AAOB提供附着繁衍的场所,促进AAOB的富集生长,减少菌体流失并抵御不利环境的影响。MBBR中的生物填料可使Anammox反应在10 °C的低温环境中顺利进行^[41],而在MBR中投加填料可提高AAOB的相对丰度,为其提供更加稳定的生长环境并显著减轻膜污染^[42]。载体的选择至关重要,无纺布、生物炭、海绵、沸石、零价铁、聚乙二醇凝胶和活性炭等是常用的富集培养AAOB生物膜污泥的载体^[43]。这些载体大多比表面积大、阻力小、空隙率高、表面粗糙度大、亲水,且价廉易得、化学稳定性高。然而填料的材质、类型和结构对AAOB生物膜量、活性、脱氮性能和微生物群落结构有重要影响。王钧等^[44]的研究表明,取聚乙烯(T1)和聚氨酯(T2)2种悬浮填

料投入到2套相同的厌氧序批式生物膜反应器(ASBBR)R1和R2中,反应器分别在第93、73天成功启动,稳定运行至150 d时,单个T1、T2填料的AAOB活性分别为5.70、3.70 mg/(g·h),T1、T2填料中*Ca. Anammoxoglobus*属的相对丰度分别为75.29%、38.23%,T1填料更适于AAOB的富集。王淑雅等^[45]采用低温等离子体技术对普通聚氨酯泡沫塑料填料进行表面改性处理,改性后填料表面的粗糙度增加,亲水性能明显改善,相同时间内单位质量填料处的生物膜量较改性前提高了53%,微生物种类丰富程度更高,HZO相对丰度由59.50%增至73.50%。尽管Anammox生物膜污泥和颗粒污泥均有助于污泥的富集持留,但相比于颗粒污泥,等质量的生物膜表现出较差的抵抗有机物冲击的能力^[46],有机负荷高的废水采用生物膜处理工艺时应结合其他工艺除碳。在目前的工程中实现Anammox,生物膜反应器较活性污泥法具有明显优势。AAOB附于载体时的生长活性比悬浮培养时的高,较常采用的是MBBR。MBBR存在特定的生物膜分层结构,而分层结构是抑制NOB的重要条件,可实现原池改进,提高处理负荷、强化处理效果,且耐低温。西安市第四污水处理厂提标改造工艺采用A²/O+MBBR,在10~20 °C水温下成功实现Anammox启动并长期稳定运行,有效填补了常温生产应用的空白。

2.3 菌株保藏

AAOB细胞产率低,对富集成功的AAOB污泥进行储存并在短期内使其活性快速恢复,成为Anammox工艺启动和运行中行之有效的策略^[47]。适于AAOB保存的技术有冷藏保存、冷冻干燥和保护剂等^[48-49]。冷冻干燥过程中对细胞有不可逆转的破坏,因此其成功率不如冷藏保存^[50],而冷藏保存容易引起微生物结构变化,长期保存后会导致遗传物质改变^[49]。在保护剂的作用下,若冷藏保存的时间适宜则可快速恢复菌株活性,富集AAOB并提高其丰度。AAOB保存的最优温度为4 °C,在此条件下保存2周的污泥(无底物和保护剂)可保留93%的SAA^[51],冷藏保存已成为具有发展前景的快速启动Anammox过程的技术之一。M. ALI等^[52]在4 °C下用 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 和钼酸盐作为保护剂保藏*Ca. Brocadia sinica* 45 d,可保留23%~88%的SAA;Quan ZHANG等^[48]利用以*Ca. Kuenenia*为主产生的EPS作为保护剂,保藏AAOB污泥90 d,可保留33.4%的SAA,而反硝化污泥EPS为

保护剂时SAA为27.8%。

保藏过程中AAOB的消耗会导致细胞萎缩,污泥沉降性变差,保藏时间一定程度上与活性负相关。合适的保护剂可减少保藏期间菌群活性的丧失,可用二甲亚砜、海藻糖、甘油、葡萄糖、聚乙烯醇和海藻酸钠等作为保护剂^[53]。简便有效的复苏方法对恢复AAOB活性及提高其丰度起到积极作用,温度应控制在30~40℃,底物基质应控制在100 mg/L以下,质量浓度之比在1.32左右,可选择使用ASBR和UASB等^[54]。

3 AAOB的富集培养过程

从接种污泥开始,Anammox脱氮启动过程依据氮素去除规律可分为活性迟滞、活性提高及稳定运行3个阶段。该过程实质是采用适宜AAOB富集的培养条件驯化接种污泥,淘汰劣势菌,微生物群落

均匀度逐渐变差,AAOB菌群的相对丰度不断提高,形成相对单一、稳定的生物群落,主要显著特征为氮素负荷逐渐提高,微生物多样性逐渐降低,AAOB丰度逐渐提高,污泥颜色逐渐变为鲜红色。在活性迟滞阶段,接种污泥未能适应新的环境而发生细胞自溶,释放一定量的NH₄⁺-N,出水NH₄⁺-N高于进水NH₄⁺-N,这是Anammox启动中活性迟滞阶段的一个显著特征。细胞自溶的同时产生有机物,可作为NO₂⁻-N的电子供体,系统表现出一定程度的反硝化作用,出水NO₂⁻-N浓度始终低于进水NO₂⁻-N浓度。随着启动时间的延长,细胞自溶现象逐渐减弱,出水NH₄⁺-N浓度接近进水NH₄⁺-N浓度。活性迟滞阶段的长短与接种污泥的性质有很大关系,不同污泥源条件下Anammox启动过程与运行特性的比较见表2^[55]。

表2 不同污泥源时AAOB的富集与培养过程

Table 2 Enrichment and cultivation process of AAOB with different sludge sources		
污泥源	优势	缺陷
好氧活性污泥	启动阶段污泥沉降性能好,启动成功后可长时间稳定运行,脱氮效果好	AAOB数量少、好氧微生物种类丰富,导致AAOB不易富集,反应器启动时间较长,延迟反应器进入稳定运行阶段
厌氧颗粒污泥	颗粒内部严格厌氧,为AAOB提供有利微环境,便于形成颗粒污泥,反应器抗冲击负荷,利于微生物持留,缩短启动时间,运行稳定	颗粒污泥的性质取决于驯化污水,一定程度上限制了厌氧颗粒污泥作为接种源;颗粒污泥的粒径、密度、有机物含量和沉降性影响启动和运行
厌氧消化污泥	含丰富的可与AAOB共生的微生物,AAOB基因数偏高,易富集培养,AAOB启动时间较短	NH ₄ ⁺ -N去除效果不理想,反应难以长时间稳定运行
反硝化污泥	反硝化菌与AAOB代谢相似,充分的反硝化污泥易在反应器内富集AAOB,加速启动进程	NH ₄ ⁺ -N去除率偏低,过量的反硝化可能造成NO ₂ ⁻ -N不足,亚硝化菌过量增殖
Anammox污泥混合污泥	富含AAOB,启动时间短,快速进入稳定运行期,NH ₄ ⁺ -N去除效果极佳	反应的污泥源不足,一旦污泥流失会直接导致系统崩溃
厌氧消化污泥混合污泥	易富集培养AAOB,启动时间相对较短,NH ₄ ⁺ -N、NO ₂ ⁻ -N去除效果较好	反应容易受其他混合污泥影响,导致反应失稳

在活性提高阶段,AAOB得到一定富集逐渐成为优势菌株,反硝化和细胞自溶过程逐渐被Anammox反应所取代,出水中的NH₄⁺-N和NO₂⁻-N均呈下降趋势,而出水NO₃⁻-N有所升高,这主要是Anammox反应产生NO₃⁻-N所致,NO₃⁻-N产生量可视为Anammox反应的重要标志。在稳定运行阶段,氮素负荷不断提高并最终稳定,生物多样性进一步降低,以AAOB为主的菌株成为优势菌,污泥颜色红色增强。

AAOB细胞产率低且对环境敏感,富集培养过程应依据AAOB的特性对各种不利影响(温度、pH、DO、基质浓度、SRT、盐度、醇酸和金属离子等)进行严控。对于实际废水尤其是工业废水,因其化学成分复杂、氮浓度较高,极易影响AAOB的生长代谢和富集,应更加高度重视。污水处理过程中若富集培养出现失稳,可采用原位清洗和降低系统NLR,系

统可迅速恢复^[24];当NO₂⁻-N抑制相对较轻时,通过降低进水基质浓度,反应器的性能可快速恢复,当抑制相对较重时,恢复程度降低^[56]。失稳后的AAOB对游离氨和游离亚硝酸的耐受能力明显降低,对DO的敏感度增加^[57],恢复时系统的氮浓度和DO宜低于正常运行时的浓度,并适当延长HRT。添加AHLs信号分子和低浓度N₂H₄可促进菌株活性^[37],失稳条件下可考虑利用。Anammox脱氮失稳恢复依据氮素去除规律,同样经历活性迟滞、活性提高及稳定运行3个阶段。

4 结论与展望

以AAOB为驱动Anammox途径为污水脱氮带来革命性的变革。而AAOB的生长速率低、倍增时间长、对环境敏感成为工程应用的瓶颈,如何高效富

集培养 AAOB 成为关键。笔者从 AAOB 生理生化特性、富集培养策略和富集培养过程 3 个方面阐述了菌株的富集培养。但由于 AAOB 在环境中的分布具有多样性,其生理生化差异导致生态位分化,富集培养时应依据不同菌株的特性多手段协同,同时充分考虑污水水质和环境条件。此外,有些问题仍有待深入探究:(1)不同生境条件下 AAOB 生物特性分析;(2)不同 AAOB 菌株富集培养的多手段协同;(3)水质成分和环境条件对 AAOB 富集影响的耦合机制。

参考文献

- [1] CHEN Dan, WANG Hongyu, YANG Kai, et al. Performance and microbial communities in a combined bioelectrochemical and sulfur autotrophic denitrification system at low temperature [J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 337-342.
- [2] LU Xinxin, WANG Yi, WANG Wenhui, et al. Characteristics of rapid-biofiltering anammox reactor (RBAR) for low nitrogen wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 318: 124066.
- [3] 狄斐, 隋倩雯, 陈彦霖, 等. 基于厌氧氨氧化的城镇生活污水深度脱氮工艺研究 [J]. *环境科学学报*, 2021, 41(1): 83-91.
- DI Fei, SUI Qianwen, CHEN Yanlin, et al. Advanced nitrogen removal based on anammox process treating municipal wastewater [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(1): 83-91.
- [4] KOCAMEMI B A, DITYAPAK D, SEMERCI N, et al. Anammox start-up strategies: The use of local mixed activated sludge seed versus Anammox seed [J]. *Water Science and Technology*, 2018, 78(9): 1901-1915.
- [5] WANG Haiyue, PENG Ling, MAO Nianjia, et al. Effects of Fe^{3+} on microbial communities shifts, functional genes expression and nitrogen transformation during the start-up of Anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 320: 124326.
- [6] XING Chongyang, FAN Yuchen, CHEN Xuan, et al. A self-assembled nanocompartment in anammox bacteria for resisting intracellular hydroxylamine stress [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 717: 137030.
- [7] 王建辉, 游庆国, 申渝, 等. 短程反硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮工艺影响因素与调控研究进展 [J]. *环境化学*, 2021, 40(4): 1216-1231.
- WANG Jianhui, YOU Qingguo, SHEN Yu, et al. Research advances on influence factors and regulation of Partial denitrification and Anammox coupling denitrification process [J]. *Environmental Chemistry*, 2021, 40(4): 1216-1231.
- [8] ZHANG Lei, OKABE S. Ecological niche differentiation among anammox bacteria [J]. *Water Research*, 2020, 171: 115468.
- [9] 洪义国, 黄天政, 李益本, 等. 基于数据库分析不同类型生境中厌氧氨氧化细菌的多样性分布特征 [J]. *微生物学报*, 2019, 59(6): 1143-1155.
- HONG Yiguo, HUANG Tianzheng, LI Yiben, et al. Community structure and distribution of anammox bacteria in different habitat [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2019, 59(6): 1143-1155.
- [10] 洪义国, 李益本, 吴佳鹏, 等. 高通量测序分析多种典型生境中厌氧氨氧化细菌的多样性分布特征 [J]. *微生物学通报*, 2019, 46(11): 2865-2876.
- HONG Yiguo, LI Yiben, WU Jiapeng, et al. Diversity analysis of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in typical habitats by high throughput sequencing [J]. *Microbiology China*, 2019, 46(11): 2865-2876.
- [11] LU Huifeng, LI Yiyu, SHAN Xiaoyu, et al. A holistic analysis of ANAMMOX process in response to salinity: From adaptation to collapse [J]. *Separation and Purification Technology*, 2019, 215: 342-350.
- [12] 刘兰, 明语真, 吕爱萍, 等. 厌氧氨氧化细菌的研究进展 [J]. *微生物学报*, 2021, 61(4): 969-986.
- LIU Lan, MING Yuzhen, LÜ Aiping, et al. Recent advance on the anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2021, 61(4): 969-986.
- [13] WANG Jinxiang, LIANG Jidong, SUN Li, et al. Granule-based immobilization and activity enhancement of anammox biomass via PVA/CS and PVA/CS/Fe gel beads [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 309: 123448.
- [14] WANG Weigang, WANG Junjie, WANG Han, et al. Anammox granule enlargement by heterogenous granule self-assembly [J]. *Water Research*, 2020, 187: 116454.
- [15] WANG Weigang, WANG Han, JIANG Zhuwu, et al. Visual evidence for anammox granules expanding their size by aggregation of anammox micro-granules [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 745: 141052.
- [16] 唐崇俭, 郑平, 张蕾. 厌氧氨氧化菌富集培养技术的研究与应用 [J]. *化工进展*, 2009, 28(8): 1421-1426, 1434.
- TANG Chongjian, ZHENG Ping, ZHANG Lei. Enrichment techniques for anammox biomass [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2009, 28(8): 1421-1426, 1434.
- [17] KANG DA, LI Yiyu, XU Dongdong, et al. Deciphering correlation between chromaticity and activity of anammox sludge [J]. *Water Research*, 2020, 185: 116184.
- [18] 胡倩怡, 郑平, 康达. 厌氧氨氧化菌的种类、特性与检测 [J]. *应用与环境生物学报*, 2017, 23(2): 384-391.
- HU Qianyi, ZHENG Ping, KANG Da. Taxonomy, characteristics, and biotechniques used for the analysis of anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2017, 23(2): 384-391.
- [19] 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.
- [20] KARTAL B, RATTRAY J, VAN NIFTRIK L A, et al. *Candida-*

- tus* "Anammoxoglobus propionicus" a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2007, 30(1): 39-49.
- [21] ZHANG Tianqi, WEI Nan, WU Guangxue. Autotrophic nitrogen removal and potential microbial interactions in anammox systems with different ammonia and organic carbon concentrations [J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 37: 101493.
- [22] YANG Yuchun, PAN Jie, ZHOU Zhichao, et al. Complex microbial nitrogen-cycling networks in three distinct anammox-inoculated wastewater treatment systems [J]. Water Research, 2020, 168: 115142.
- [23] ZUO Fumin, SUI Qianwen, ZHENG Rui, et al. In situ startup of a full-scale combined partial nitrification and anammox process treating swine digestate by regulation of nitrite and dissolved oxygen [J]. Bioresource Technology, 2020, 315: 123837.
- [24] 王伟, 闫文凯, 李柏林, 等. HRT对厌氧氨氧化系统运行影响及失稳恢复策略[J]. 工业安全与环保, 2019, 45(11): 94-98.
- WANG Wei, YAN Wenkai, LI Bolin, et al. Effects of HRT on anaerobic ammonia-oxidation system and unstable recovery strategy [J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2019, 45(11): 94-98.
- [25] SHI Liangliang, DU Rui, PENG Yongzhen. Achieving partial denitrification using carbon sources in domestic wastewater with waste-activated sludge as inoculum [J]. Bioresource Technology, 2019, 283: 18-27.
- [26] 姬玉欣, 诸美红, 陈辉, 等. 高负荷厌氧氨氧化反应器的研究进展[J]. 化工进展, 2013, 32(8): 1914-1920.
- JI Yuxin, ZHU Meihong, CHEN Hui, et al. Research progress of high-loaded ANAMMOX reactors [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, 32(8): 1914-1920.
- [27] 徐师, 张大超, 肖隆文, 等. 厌氧氨氧化反应快速启动方法的研究进展[J]. 环境工程, 2018, 36(6): 18-21.
- XU Shi, ZHANG Dachao, XIAO Longwen, et al. Research progress on quick start-up process of the anaerobic ammonia oxidation process [J]. Environmental Engineering, 2018, 36(6): 18-21.
- [28] CHEN Hui, LIU Tao, LI Jie, et al. Larger anammox granules not only harbor higher species diversity but also support more functional diversity [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(22): 14664-14673.
- [29] 闻刚, 徐乐中, 沈耀良, 等. 快速启动厌氧氨氧化工艺[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1116-1121.
- LÜ Gang, XU Lezhong, SHEN Yaoliang, et al. Quick start-up of anaerobic ammonium oxidation process [J]. Environmental Science, 2017, 38(3): 1116-1121.
- [30] 王海月, 彭玲, 毛念佳, 等. 三价铁对有机物存在下厌氧氨氧化脱氮的影响[J]. 中国环境科学, 2021, 41(4): 1672-1680.
- WANG Haiyue, PENG Ling, MAO Nianjia, et al. Effect of Fe^{3+} on nitrogen removal of Anammox in the presence of organic matter [J]. China Environmental Science, 2021, 41(4): 1672-1680.
- [31] 王恒, 李柏林, 王伟, 等. 改良型UASB厌氧氨氧化反应器运行效能对比[J]. 环境工程学报, 2019, 13(5): 1073-1081.
- WANG Heng, LI Bolin, WANG Wei, et al. Comparison of performance of modified anammox UASB reactor [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(5): 1073-1081.
- [32] XUE Yi, MA Haiyuan, KONG Zhe, et al. Bulking and floatation of the anammox-HAP granule caused by low phosphate concentration in the anammox reactor of expanded granular sludge bed (EGSB) [J]. Bioresource Technology, 2020, 310: 123421.
- [33] ADAMS M, XIE Junxiang, KABORE A W J, et al. Research advances in anammox granular sludge: A review [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2022, 52(5): 631-674.
- [34] 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 [J]. China Environmental Science, 2020, 40(11): 4744-4752.
- [35] 郭萌蕾, 姜滢, 谢嘉玮, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥性质及影响因素研究进展[J]. 化学通报, 2020, 83(1): 30-34.
- GUO Menglei, JIANG Ying, XIE Jiawei, et al. Research progress in properties and influencing factors of anaerobic ammonium oxide granular sludge [J]. Chemistry, 2020, 83(1): 30-34.
- [36] TAN Hao, WANG Yunyan, TANG Xi, et al. Quantitative determination of cavitation formation and sludge flotation in Anammox Granules by using a new diffusion-reaction integrated mathematical model [J]. Water Research, 2020, 174: 115632.
- [37] 张亚超, 张晶, 侯爱月, 等. 胞外聚合物和信号分子对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(10): 4133-4140.
- ZHANG Yachao, ZHANG Jing, HOU Aiyue, et al. Effect of extracellular polymers and signal molecules on the activity of ANAMMOX sludge [J]. China Environmental Science, 2019, 39(10): 4133-4140.
- [38] LIU Wenru, YANG Dianhai, CHEN Wenjing, et al. High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures [J]. Bioresource Technology, 2017, 231: 45-52.
- [39] 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.
- WANG Xiaotong, YANG Hong. Analysis of performance and microbial diversity of ANAMMOX sludge based on particle size differentiation [J]. Environmental Science, 2021, 42(4): 1930-1938.
- [40] TANG Chongjian, ZHENG Ping, WANG Caihua, et al. Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge [J]. Water Research, 2011, 45(1): 135-144.
- [41] GILBERT E M, AGRAWAL S, KARST S M, et al. Low tempera-

- ture partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(15): 8784-8792.
- [42] 张志强, 关笑, 吕锋, 等. 悬浮填料对厌氧氨氧化 MBR 运行的影响特性及机理[J]. 中国环境科学, 2018, 38(3): 929-934.
ZHANG Zhiqiang, GUAN Xiao, LÜ Feng, et al. Influencing characteristics and mechanisms of suspended carriers on anammox MBR performance [J]. China Environmental Science, 2018, 38(3): 929-934.
- [43] ADAMS M, XIE Junxiang, XIE Jiawei, et al. The effect of carrier addition on Anammox start-up and microbial community: A review [J]. Reviews in Environmental Science and Bio, 2020, 19(2): 355-368.
- [44] 王钧, 于德爽, 王晓霞, 等. 两种悬浮填料在 ASBBR 厌氧氨氧化系统中的性能比较与微生物解析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(7): 2438-2448.
WANG Jun, YU Deshuang, WANG Xiaoxia, et al. Performance and microbial analysis of ANAMMOX system with different type of suspended carriers in ASSBR [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(7): 2438-2448.
- [45] 王淑雅, 刘灵婕, 王芬, 等. 低温等离子体技术改性填料前后 Anammox 工艺运行及微生物群落变化[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 285-294.
WANG Shuya, LIU Lingjie, WANG Fen, et al. Variation of operating and microbial community of Anammox process with conventional and modified filler by low temperature plasma technology [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(2): 285-294.
- [46] 安雪迪, 彭永臻, 李自强, 等. 有机物冲击对颗粒污泥/填料厌氧氨氧化反应器的影响[J]. 中国给水排水, 2018, 34(15): 17-23.
AN Xuedi, PENG Yongzhen, LI Ziqiang, et al. Effect of organic matter shock on granular sludge/carriers anaerobic ammonium oxidation reactor [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(15): 17-23.
- [47] 姬倩, 彭党聪, 赵文钊. 缺氧及厌氧环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数[J]. 环境工程学报, 2019, 13(12): 3012-3018.
JI Qian, PENG Dangcong, ZHAO Wenzhao. Determination of decay coefficients of Anammox bacteria under anoxic and anaerobic conditions [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(12): 3012-3018.
- [48] ZHANG Quan, ZHANG Xian, BAI Yuhui, et al. Exogenous extracellular polymeric substances as protective agents for the preservation of anammox granules [J]. Science of the Total Environment, 2020, 747: 141464.
- [49] ZHOU Yuanyuan, SHAO Wenli, LIU Yongdi, et al. Genome-based analysis to understanding rapid resuscitation of cryopreserved anammox consortia via sequential supernatant addition [J]. Science of the Total Environment, 2020, 744: 140785.
- [50] KAEWYAI J, NOOPHAN P, WANTAWIN C, et al. Recovery of enriched anammox biofilm cultures after storage at cold and room temperatures for 164 days [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2019, 137: 1-7.
- [51] JI Yuxin, JIN Rencun. Effect of different preservation conditions on the reactivation performance of anammox sludge [J]. Separation and Purification Technology, 2014, 133: 32-39.
- [52] ALI M, OSHIKI M, OKABE S. Simple, rapid and effective preservation and reactivation of anaerobic ammonium oxidizing bacterium "*Candidatus Brocadia sinica*" [J]. Water Research, 2014, 57: 215-222.
- [53] 张千, 徐晓晨, 王超, 等. Anammox 菌干粉菌剂制备与保藏技术 [J]. 中国环境科学, 2017, 37(12): 4630-4636.
ZHANG Qian, XU Xiaochen, WANG Chao, et al. Technique of preparation and preservation of dry powder agent of anammox bacteria [J]. China Environmental Science, 2017, 37(12): 4630-4636.
- [54] 王莹, 杨开亮, 王博, 等. 厌氧氨氧化菌的保藏与活性恢复研究进展 [J]. 水处理技术, 2019, 45(7): 6-12.
WANG Ying, YANG Kailiang, WANG Bo, et al. Research progress of preservation and reactivation of anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(7): 6-12.
- [55] 张星星, 王昕竹, 印雯, 等. 基于厌氧氨氧化技术处理市政污水的研究进展 [J]. 工业水处理, 2020, 40(1): 1-7.
ZHANG Xingxing, WANG Xinzhu, YIN Wen, et al. Research progress on the treatment of municipal sewage by Anammox technology [J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(1): 1-7.
- [56] 唐崇俭, 郑平, 陈小光. 厌氧氨氧化工艺的基质抑制及其恢复策略 [J]. 应用基础与工程科学学报, 2010, 18(4): 561-570.
TANG Chongjian, ZHENG Ping, CHEN Xiaoguang. Substrate inhibition and recovery strategies for anammox process [J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2010, 18(4): 561-570.
- [57] 高远, 程军, 张亮, 等. 高氨氮 PN/A 脱氮工艺: 亚硝酸盐氮抑制后的恢复策略 [J]. 环境工程, 2019, 37(1): 35-40.
GAO Yuan, CHENG Jun, ZHANG Liang, et al. High-strength ammonium pn/a nitrogen removal process: Recovery strategy after inhibition of nitrite nitrogen [J]. Environmental Engineering, 2019, 37(1): 35-40.
- [作者简介] 蒙小俊(1981—), 博士, E-mail: yanjiushengmengjun@163.com。
- [收稿日期] 2022-07-07(修改稿)