



第 16卷第 3期 2022年 3月 Vol. 16, No.3 Mar. 2022

(www) http://www.cjee.ac.cn

E-mail: cjee@rcees.ac.cn

(010) 62941074

А

文章栏目:厌氧氨氧化生物脱氮理论与技术发展专题

DOI 10.12030/j.cjee.202112076 中图分类号 X703.1 文献标识码

付昆明, 杨帆, 靳怡然, 等. 基于溶解氧和缺氧时长调控的间歇曝气策略对短程硝化脱氮工艺的影响[J]. 环境工程学报, 2022, 16(3): 824-836. [FU Kunming, YANG Fan, JIN Yiran, et al. Effect of intermittent aeration strategy based on dissolved oxygen and anoxic period regulation on partial nitrification process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(3): 824-836.]

基于溶解氧和缺氧时长调控的间歇曝气策略对短 程硝化脱氮工艺的影响

付昆明^{1,∞},杨帆¹,靳怡然¹,刘丽丽²,杨宗玥¹,仇付国¹

1.北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室,中-荷污水处理技术研发中心,北京100044; 2.山 东水工建设科技咨询有限公司,济南250000

摘 要 短程硝化的实现可推动能源节约型脱氮工艺的应用。通过阐述间歇曝气策略实现短程硝化的机理,分析了应用间歇曝气策略实例中的运行参数,总结了 DO 协同缺氧时长分别在单独短程硝化工艺、短程硝化-反硝化 (PN/D)工艺以及短程硝化-厌氧氨氧化 (PN/A)工艺中的影响效果,如对功能菌活性和系统脱氮效率的影响;提出了以功能菌种、污泥存在形式等影响途径作为依据,基于 DO 协同缺氧时长的调控策略,并对各脱氮工艺中的运行参数进行优化,以期为各工艺系统实现最佳运行效果提供参考。

关键词 间歇曝气;溶解氧;缺氧时长;短程硝化-反硝化;短程硝化-厌氧氨氧化;城市污水

近年来,基于短程硝化的能源节约型新型生物脱氮技术成为研究热点。与传统的硝化-反硝化 生物脱氮技术相比,短程硝化的一个重要特征为:NH⁴₄-N被氨氧化细菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB)氧化至NO⁻₂-N后,不会被亚硝酸盐氧化细菌 (nitrite-oxidizing bacteria, NOB)进一步氧化为 NO³₃-N;但由于 NOB 在自然条件下比 AOB 生长得更快,故NO⁻₂-N 的稳定积累难以维持。一般通过 调节运行参数,如中温^[1]、低溶解氧 (dissolved oxygen, DO)^[2-3]、高游离氨 (free ammonia, FA)和高游 离亚硝酸盐 (free nitrous acid, FNA)^[4]等,在维持 AOB 优势生长地位的同时,创造不利于 NOB 生长 的环境条件对其进行抑制^[5]。但在实际工程中,城市污水一般不具备中温或高浓度 FA 和 FNA 等条 件,而 DO 为易调控的参数,故低 DO 策略成为实现短程硝化的常用方法。然而,有研究表明,长 期处于低 DO 条件下的短程硝化效果可能并不理想——NOB 菌属丰富的种群结构以及多样性的生 长特性,使其能够通过优势种群更替逐渐适应长期限氧抑制环境,并针对性地富集出一些 DO 亲 和力更好 (K₀₂ 较低)的 *k*-策略 *Nitrospira* 菌属^[6-10],对长期低 DO 连续曝气策略下 AOB 和 NOB 的选 择抑制带来了不确定性。同时,又有诸多研究表明其通过间歇曝气策略实现了稳定的短程硝化, 并在基于短程硝化的联合脱氮工艺中得到应用。

本文剖析采用间歇曝气策略实现短程硝化工艺的案例,从运行参数中的缺氧时长和 DO 两个 因素对短程硝化效果的影响中找寻相关规律,并分别对两大类脱氮工艺下的缺氧时长和 DO 影响 机制进行探讨,以期为不同工艺系统实现最佳脱氮效果提供参考。

收稿日期: 2021-12-11; 录用日期: 2022-02-09

基金项目:北京建筑大学市属高校基本科研业务费专项(X20136)

第一作者:付昆明(1981—),男,博士,副教授,fukunming@163.com; ⊠通信作者

1 间歇曝气策略概述

1.1 机理

通过间歇曝气可控制 DO 发生交替变化,可对 NOB 参与的亚硝酸盐氧化反应进行抑制。该过 程的停曝缺氧阶段 DO 较低可抑制 AOB 和 NOB 的活性、降低其反应速率;进入曝气阶段后, AOB 恢复反应速率所需时间较 NOB 更短,故 NOB 来不及从缺氧环境中恢复,从而抑制了NO₂-N 向NO₃-N 的转化、实现短程硝化。

1.1.1 微生物生长特性

有研究将微生物由缺氧环境转向好氧环境的活性恢复机理描述为"饱食饥饿"特性(feastfamine)。CHEN等^[11]考察了微生物在经历"饥饿"环境后进入"饱食"状态时 ATP 含量和碳水化合物 储存率的变化。结果表明:在DO 较低和无底物的"饥饿"条件下,碳水化合物储存量减少了 20%, 但 ATP 含量的变化不大;微生物在进入"饱食"状态后并没有储存食物,ATP 含量反而降低了 52%~62%;相比之下,一直处于"饱食"状态的微生物贮藏食物量明显较多。这是由于经历了"饥 饿"条件的微生物进入"饱食"状态后,需要大量 ATP 形式的能量来调节紧张的代谢或修复受损的代 谢系统,故所有的食物都被迅速氧化。尽管通过"饱食"获取的 ATP 含量升高,但这些能量尚不足 以弥补因"饥饿"而增多的能量消耗。因此,在进入"饱食"状态后并未观察到 ATP 的积累。此外, 实验中观察到污泥浓度(mixed liquor suspended solids, MLSS)的升高表明了在经历"饥饿"后的"饱食" 阶段中,生物量增长速率上升。由此可推断,以 ATP 形式的能量可用于生物合成。由"饥饿"进入 "饱食"状态时,微生物比耗氧速率(specific oxygen uptake rates, SOUR)和化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)的数值变化可用来表征微生物活性及其对底物氧化能力的变化。结果表明, SOUR 升高了约 20%、COD 降低了约 25%。这说明在进入"饱食"状态时,微生物的活性及底物氧 化能力均获得了提升。

由于 AOB 独特的"饱食饥饿"特性,在缺氧且营养物质不足的环境下、ATP 或其他食物储存形式的细胞能量逐渐被耗尽后,AOB 的活性受到抑制、NH₄⁺-N 被氧化为 NO₂⁻-N 的过程受阻。而当 微生物返回营养物质或氧气充足的环境中,经历长期"饥饿"的 AOB"食欲"受到刺激后需氧量显著 增加,可更多地利用氨产能,从而使得 AOB 出现大量增殖、活性迅速得以恢复^[12]。然而,NOB 不 具有"饱食饥饿"特性,在缺氧环境下其活性被抑制,故在重新进入好氧环境后,其活性恢复时间 较 AOB 滞后。

1.1.2 动力学特性

AOB 和 NOB 在经历 DO 扰动时的活性差异也反映在 AOB 和 NOB 的动力学常数上,其动力学 模型公式为式 (1)~(2)。

$$\frac{1}{\theta} = \mu - b = \frac{\mu_m S}{K + S} - b \tag{1}$$

$$\frac{1}{\theta} = Yq - b \tag{2}$$

式中: θ 为污泥龄,d; μ 为比增长速率, d^{-1} ;b为衰减速率, d^{-1} ; μ_{m} 为最大比增长速率, d^{-1} ;Y为 产率系数;S为底物质量浓度,mg·L⁻¹;K为底物半饱和常数,mg·L⁻¹;q为表观比底物利用速率, d^{-1} 。

蒋轶锋等^[13] 在测定并比较间歇曝气与连续曝气策略下的硝化菌动力学参数时发现:在间歇曝 气策略下,AOB产率系数 Y 增大,而 NOB 产率系数 Y 不受影响;AOB 在间歇曝气系统中具有更 低的衰减速率 b。根据式 (2)可推断,衰减速率降低是间歇曝气系统中 AOB 产率升高的原因之一, 而 NOB 的衰减速率与在连续曝气系统中的相当,表明其在间歇曝气策略下的衰减速率与连续曝气 策略下几乎没有差别。根据式 (1) 推断, 在间歇曝气策略下, NOB 的最大比增长速率 μ_m 会有一定 程度的降低。在间歇曝气系统中,尽管一定时长的低 DO 环境会引起 AOB 活性降低,导致其氨氧 化速率下降,但另一方面,AOB 通过产率系数 Y的升高增加了其在反应器中的生物数量,弥补了 氨氧化速率的下降。这种对 AOB 正反两方面的作用,使得间歇曝气策略在总体上并没有影响NH4-N 的转换速率,而且该补偿特性也使得在间歇曝气策略条件下 AOB 的最大比增长速率 μ_m 没有受到明 显影响,与其在连续曝气策略条件下的 μ_m 相当^[14-15]。与 AOB 相反,NOB 并不能通过在间歇曝气策 略下增加自身产率系数 Y的方法来补偿其在缺氧时段亚硝酸盐氧化速率的下降,从而造成显著的 NO₂-N 积累。KORNAROS 等^[16] 通过模型验证,将 NOB 在经历 DO 转变时的恢复机制描述为: NOB 生长的一种关键酶在缺氧时段失活,在好氧时段重新激活,且 NOB 的最大比生长率 μ_m 与该 关键酶的活性成正比;酶失活导致的最大比增长速率 μ_m 降低还取决于缺氧时长。类似地,Ge 等^[17] 通过测定氨氧化速率 (ammonium oxidation rate, AOR)和亚硝酸盐氧化速率 (nitrite oxidation rate, NOR)来分别表征间歇曝气策略下 AOB 和 NOB 的活性时发现,AOB 活性明显较 NOB 更高,并认 为 μ_{AOB} 和 μ_{NOB} 是影响二者反应速率的主要因素。

1.2 策略应用

间歇曝气策略除在单独短程硝化工艺中的应用外、也在多种微生物协同脱氮的复杂系统中得 到应用。如在 PN/D 工艺中,AOB 和反硝化菌是起主要脱氮作用的功能菌;又如在 PN/A工艺中, AOB 和 anammox 菌是主要脱氮功能菌,因此,间歇曝气策略中的各运行参数在影响 AOB 与 NOB 的同时,也影响着其他功能微生物。通过查阅间歇曝气策略应用的相关文献获得间歇曝气策 略中的主要运行参数:缺好氧时长、曝气阶段的 DO、进水NH₄-N 质量浓度及NO₂-N 积累率 (nitrite accumulation rate, NAR) 或总氮去除效率 (total nitrogen removal efficiency, TNRE),并按照工艺类型分 为单独短程硝化工艺和基于短程硝化的脱氮工艺。其中,根据对短程硝化产生的NO₂-N 的利用方 式,又将脱氮工艺分为两大类,一类是利用NO₂-N 通过反硝化脱氮,如短程硝化-反硝化 (partial nitrification and denitrification, PN/D) 工艺^[18],在间歇曝气策略下的 PN/D 工艺中,好氧阶段 AOB 氧化 NH₄-N 为NO₂-N,缺氧阶段NO₂-N 通过反硝化细菌转化为 N₂,而在缺氧阶段,反硝化生成碱度及 NO₂-N 的及时消耗,降低了 NOB 的底物供应,均有利于后续好氧阶段的短程硝化反应^[20];另一类 是利用NO₂-N 通过厌氧氢氧化脱氮或厌氧氨氧化耦合反硝化脱氮,如全程自养脱氮工艺 (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite, CANON)^[19]、短 程 硝 化 -厌 氧 氨 氧 化 耦 合 反 硝 化 工 艺 (simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification, SNAD)^[20]等。本文将此类工艺统称为短程 硝化-厌氧氨氧化工艺 (partial nitrification and anammox, PN/A)。

通过控制不同运行参数条件,采用间歇曝气策略可均获得不同程度的短程硝化效果。现有研究已验证了间歇曝气实现短程硝化的有效性。通过表1可知,应用间歇曝气策略的短程硝化相关 工艺大多数采用的反应器类型为SBR反应器,约占选取实例的75%。这是由于间歇流反应器与连 续流反应器相比运行方式灵活,控制难度低很多^[46],并且通过合理改变其缺氧和好氧的时长分 布,可有效实现短程硝化,另外,对于其他类型的反应器,不同存在形式的污泥受运行参数的影 响途径和程度也有所不同。例如,在生物膜反应器中,运行参数的调控还涉及到氧传质阻力、生 物膜厚度等因素。从缺好氧时长来看,不同研究者采用的缺好氧时长存在较大差异。大多数研究 采用缺好氧时长比为1:1,然而由于时长范围较广(0.7~180 min),多数文献中缺乏确切的设定依 据。从曝气阶段的 DO来看,单独短程硝化工艺的 DO为0.08~6.0 mg·L⁻¹,其设定范围较广, PN/D 工艺的 DO 则普遍较高,均大于1.0 mg·L⁻¹。相反,PN/A 工艺的 DO 较低,多数低于1.0 mg·L⁻¹, 这与各脱氮工艺中 DO 对脱氮功能菌的影响程度有密切关系。从进水水质条件来看,由于城市污 水中NH⁺-N 质量浓度一般低于 100 mg·L^{-1[49]},因此大多数研究中的进水NH⁺-N 质量浓度选用符合城

	Table 1	Table 1 Main operating parameters in different processes under intermittent aeration strategy						
工艺类型	反应器 类型	缺氧时长/ min	好氧时长/ min	曝气阶段的DO/ (mg·L ⁻¹)	进水NH ₄ ⁺ -N质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	NAR或TNRE/ %	文献	
短程硝化	SBR	4	2	1.3~1.7	50	NAR=95%	[21]	
	SBR	10	30	0.08	300	NAR>90%	[2]	
	SBR	10	10	1.82 ± 0.32	50.2~80.4	NAR=80%~98.4%	[22]	
	SBR	15	15	1	30~40	NAR=94.34%	[23]	
	SBR	15	15	6	20.1~40.9	NAR=91%	[15]	
	SBR	30	30	4~4.5	70~100	NAR>90%	[24]	
	SBR	60	30	5	48~83	NAR>90%	[25]	
	CSTR	30	30	1~2	100	NAR=95%	[26]	
PN/D	SBR	0.7	1.5	5.5	1 748±164	TNRE=63%±1%	[27]	
	SBR	12	6	5	700	TNRE = 79%	[28]	
	SBR	48	72	2.5	41.3±1.8	TNRE >90%	[29]	
	SBR	60	20	3~7	50	TNRE=98.0%±1.6%	[30]	
	SBR	240	60	1,4	197±111	-	[31]	
	MBBR	15	75	4	150	TNRE=69.5%	[32]	
	SBR	15	15	0.08~0.25	62.6±3.1	TNRE=88.3%	[33]	
PN/A	SBR	18	9	1.0	1 000	TNRE=72%~89%	[34]	
	SBR	20	180	0.9	70~80	TINR=92.7%	[23]	
	SBR	20	20	5.6	60~80	TNRE=89%	[35]	
	SBR	21	8	0.4~0.6	36.5~79.51	TNRE=70%	[36]	
	SBR	21	7	0.5±0.1	51.2~67.5	TNRE=77%	[37]	
	SBR	30	30	0.38	60~80	TNRE=84.32%	[38]	
	SBR	30	30	0.9	80	TNRE>72.5%	[39]	
	SBR	60	60	0.1	200	TNRE=85.52%	[40]	
	MBBR	15	15	0.43	34	TNRE=40%	[41]	
	MBBR	15	45	1.5~3.5	980	TNRE≈80%	[42]	
	MBBR	30	30	0.2~1.0	90~120	TNRE=85.87%	[43]	
	CPFR	10	20	1.5~2.0	48.8±12.4	TNRE =86.0%±4.2%	[20]	
	SBBR	120	120	0.9	50~120	TNRE=80.87%	[44]	
7 1	SBBR	120	120	1.5	110	TNRE=80%	[45]	

表1 间歇曝气策略下不同工艺系统中的主要运行参数

注: SBR、CSTR、MBBR、CPFR、SBBR分别指序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)、连续搅拌反应器(continuous stirred tank reactor, CSTR)、移动床生物膜反应器(moving-bed biofilm reactor, MBBR)、连续流推流式反应器(continuous plug flow reactor, CPFR)、序批式生物膜反应器(Sequencing Batch Biofilm Reactor, SBBR)。

市污水的特点,对实际运行参数调控具有参考价值,个别研究中的进水NH4-N质量浓度较高,在 运行参数的选择上可能具有一定的特殊性。通过总结间歇曝气中关键运行参数可知,各运行参数 的调控与系统短程硝化及脱氮效率间的作用联系仍较模糊,因此下文主要针对缺氧时长及 DO 这 两项重要参数,对各脱氮工艺中功能菌的影响途径与规律进行梳理,以期进一步丰富间歇曝气运 行模式中的参数调控,为城市污水处理的实际运行提供理论支持。

2 间歇曝气策略对单独短程硝化工艺的影响

在间歇曝气策略的单独短程硝化工艺中,停曝时的缺氧时长及曝气时(好氧阶段)的DO水平 共同决定了系统是否能很好地实现DO的交替变化,并以此形成对NOB的抑制。若曝气阶段 DO较高,则需要较长的缺氧时长把氧气消耗完;若曝气阶段DO较低,虽能在较短时间内进入缺 氧状态,但形成的DO差异较小,相当于系统长期低DO连续曝气、缺好氧条件区分不明显,而 NOB很容易适应这样低扰动环境,故依旧不能受到抑制^[24]。然而,尽管在某些应用间歇曝气策略 的研究中,曝气阶段DO较高,但其所设定缺氧时长也并没有因此而延长。如表1所示,MA等^[36] 和李亚峰等^[26]同样采用15 min的缺氧时长,但前者采用的曝气阶段DO为6 mg·L⁻¹,远高于后者采 用的1 mg·L⁻¹的DO,二者均实现了较高的NO₂-N 积累率;又如蒋轶锋等^[15]和李亚峰等^[26]均将曝气 阶段 DO确定为约1 mg·L⁻¹,且 NAR 均达到 95% 左右,但二者设定的好氧时长相差较大。因此, 间歇曝气策略中 DO、缺好氧时长的长短关系与选择依据仍不明确。

2.1 DO 的影响

在间歇曝气策略中,DO这一影响因素对单独短程硝化工艺中主要微生物 AOB 和 NOB 的影响 主要表现在不同菌种类别的生长特性差异上。

BAO 等^[25]在由低 DO(0.3±0.14 mg·L⁻¹) 间歇曝气策略切换为高 DO(1.8±0.32 mg·L⁻¹) 间歇曝气策 略后,系统中 *Candidatus Nitrospira defluvii-like* 的数量从 2.64×10° mL⁻¹ 逐渐减至 8.85×10⁵ mL⁻¹,同时 活性受到了抑制、系统实现了NO₂-N 积累,而反应器性能和批次实验结果表明,偏好低 DO 环境 的 *Nitrospira* 类细菌对突然转向的高 DO 环境适应性较差;与此同时,在转入高 DO 环境后,系统 中 *Nitrobacter* 的数量逐渐增加。这是由于其作为 *r*-策略 NOB 菌种更适应高 DO 的条件。由此可 见,高 DO 下的间歇曝气策略对以 *Nitrospira* 类菌种为主的 NOB 形成了抑制^[10]。考虑到另一类 *Nitrobacter* 菌种对这样的 DO 变化偏好程度,这一策略可能会在后续过程中导致 *Nitrobacter* 的适应 生长。因此,应随着系统内不同优势菌种的更替、根据其不同的偏好条件,通过 DO 的变化抑制 特定种类的 NOB 菌种。同时、GILBERT 等^[47]探究了 DO 对 AOB 和 NOB 的恢复时间的影响,结果 表明,AOB 的恢复时间不受 DO 的影响,但是,提高 DO 会明显缩短 NOB 的恢复时间;此外,长期适应了较高 DO (1.0 mg·L⁻¹)环境的 NOB 恢复时间要比长期适应低 DO (0.5 mg·L⁻¹)环境的 NOB 恢复时间更长。类似地,MALOVANYY等^[44]观察到来自高 DO 系统中的 NOB 在经历缺氧环境后,需要长达 13 min 的恢复时间;然而,在低 DO 系统中的 NOB 即使在经历长达 60 min的缺氧时长 后,也仅能观察到 6 min 的恢复时间。这是由于不同 NOB 种群对 DO 水平的适应性不同,导致其 对缺氧干扰的反应不同。

结合各类文献中曝气阶段的 DO 水平,对于不同种类的 NOB 菌种,所需恢复时间也是不同 的。例如,对于一些氧亲和能力较强的 Nitrospira 类菌种来说,若曝气阶段的 DO 较低,尽管这延 长了其恢复时间,但由于缺好氧交替的环境条件较差,NOB 很容易适应从而失去抑制效果;若曝 气阶段的 DO 较高,尽管实现了较好的缺好氧环境交替变化条件,但这又会缩短 NOB 的活性恢复 时间,因此,相比 Nitrobacter 类菌种,利用间歇曝气来实现 DO 差异对 Nitrospira 类菌种进行抑制 可能会更加困难^[48]。

2.2 缺氧时长的影响

由于 NOB 从缺氧阶段过渡到有氧阶段后需要较长的滞后时间,以恢复其与有氧条件下的同等 活性,因此,保证 NOB 的活性恢复时间大于 AOB 是调控间歇曝气策略中各运行参数的重要依据。

一些研究认为,缺氧时长对二者的活性恢复时间有着重要的影响,表1中汇总了多项研究中 对间歇曝气策略下的缺氧时长参数设定,其中缺氧时长最短的仅0.7 min,最长的达到240 min,但 这些研究中并没有明确抑制 NOB 活性以达到一定恢复滞后时间所需的最小缺氧时长。一些污水处 理厂成功实施了缺氧和好氧周期均小于 0.3 h 的间歇曝气策略,并证明了,将好氧周期从 0.17 h 缩 短至 0.1 h,缺氧周期从 0.2 h 延长至 0.3 h,可在 6 个月内成功抑制 NOB^[49]; KORNAROS 等^[19] 通过 在 1.5~12 h 不等的缺氧时长条件下培养 AOB 和 NOB,并在转入好氧环境后观察其恢复反应速率所 需时间,根据试验结果显示,AOB 在经历缺氧干扰后没有表现出任何影响,而 NOB 受到严重抑 制,且受抑制时间与缺氧时长成正比; MOTA 等^[34]发现,当缺氧时长低于 2 h 时,NOB 和 AOB 均 能很好地适应不同的曝气 DO 水平,NOB 在经历 3 h 和 4 h 的缺氧时长后才受到抑制,并导致 NOB 在生物量中占比较低,故形成了 NO₂-N 积累;而 GILBERT 等^[50] 通过测定不同缺氧时长下 NOB 活性恢复时间发现,NOB 在经历至少 5 min 的缺氧时长后就能受到显著抑制,且在 5~20 min 的缺氧时长内,NOB 的恢复时间延长最明显,继续增加缺氧时长并不会再显著延长 NOB 的恢复时 间,因此,实验再次将所需最小缺氧时长范围缩小至 5 到 20 min,结果显示,NOB 较 AOB 恢复时 间的显著延后主要发生在 10~15 min 的缺氧时长范围内。

综上所述,不同系统中的 AOB 和 NOB 在经历缺氧时段后所需的恢复时间并不完全一致,在 对系统缺氧时长进行设定时,应依据该系统中 AOB 和 NOB 所需恢复时间而定。

2.3 DO 与缺氧时长两种因素的协同影响

DO和缺氧时长对间歇曝气策略下短程硝化的影响取决于系统中既存的特定菌种,不同种类的 菌种在生理机制及动力学特征上存在固有的差异,导致某些影响因素对其存在的抑制作用程度不 同。如前节所述,AOB与NOB在面临不同缺氧时长及曝气阶段DO时所需活性恢复时间测定与 别。因此,由于不同系统中的微生物特性差异,在运行参数选定前,可通过活性恢复时间测定与 分子生物学技术对菌种进行鉴定,以确定AOB与NOB对不同缺氧抑制时长及DO变化的响应程 度。如将AOB和NOB活性恢复时间产生显著差异所需缺氧时长设置为停曝时长,以及依据NOB 特定菌种对DO的亲和能力来选择曝气阶段的DO;如对于DO亲和能力强的NOB菌种,就不宜设 置与其DO亲和系数相近的DO,并应适当地延长缺氧时长来保证对NOB活性的抑制效果,而对 于DO亲和能力较弱的NOB菌种,则可选用曝气阶段较高的DO;如选用与AOB的DO亲和系数 相近或以上的DO,在保证AOB活性优势的同时,也能实现对NOB活性的抑制。

在单独短程硝化工艺中,由于生成的NO₂-N积累后很容易被NOB利用,从而导致短程硝化的破坏,而在短程硝化联合脱氮工艺中,NO₂-N的及时消耗,有利于短程硝化稳定维持^[49]。在 PN/D工艺中,反硝化过程消耗生成的NO₂-N;而在 PN/A工艺中, anammox 反应消耗生成的NO₂-N。二者均缓解了短程硝化的压力,故后文分别从 PN/D 与 PN/A 两个工艺进行综述。

3 间歇曝气策略对 PN/D 工艺的影响

3.1 DO 的影响

PN/D 工艺即在实现短程硝化抑制NO₃-N 生成的同时,保证NH⁴-N 转化率来实现高效率脱氮^[33]。 一些通过低 DO 促进NO₂-N 积累的研究未能实现较理想的总氮去除效率,出水也未能满足严格的标 准^[50-51]。这是由于好氧阶段的低 DO 条件会限制NH⁴-N 转化率,导致出水中剩余NH⁴-N 过高。因 此,为保证 PN/D 工艺的脱氮效率,在间歇曝气策略下该工艺一般会选择稍高的曝气阶段 DO。

GARRIDO 等^[52] 发现,当反应器中 DO 超过 2.5 mg·L⁻¹时,NH⁴₄-N 完全转化为NO₃-N 时,NH⁴₄-N 的转化率仅受进水NH⁴₄-N 负荷的限制;而当 DO 为 1~2 mg·L⁻¹时,NO₂⁻-N 积累达到最大值,此时约 50% 的NH⁴₄-N 转化为NO₂⁻N;当 DO 低于 1 mg·L⁻¹时,由于NH⁴₄-N 转化率降低,出水中的NO₂⁻N 有所下降。YOO 等^[32] 通过建立 DO 水平曲线,分别从曝气阶段平均 DO 和开始曝气后 DO 的增长 速率两个方面,对短程硝化和反硝化脱氮过程的影响程度进行研究,并通过实验模拟验证了当曝

气阶段平均 DO 为 1.3 mg·L⁻¹, 且最大 DO 为 2.0~2.5 mg·L⁻¹ 时,系统的短程硝化和反硝化脱氮效果 最为理想。

然而,也有研究认为,曝气阶段较高 DO 水平不仅容易失去对 NOB 的抑制,还会对后续缺氧 阶段反硝化菌的必要酶系统形成抑制^[32]。YAN 等^[53]通过测定不同 DO 下NH⁴₄-N 转化速率和反硝化 速率表明,随着 DO 降低,虽然NH⁴₄-N 去除能力降低,但 TNRE 提高;而在高 DO 条件下,尽管由 于 AOB 活性增强,NH⁴₄-N 去除能力提高,但反硝化所需的缺氧环境被破坏,导致脱氮效果受到负 面影响;同时考察了曝气阶段 DO 对 PN/D 工艺中主要功能菌群落结构变化的影响表明,当 DO 降低时,反硝化菌群相对含量由 11.22% 增加到 26.09%。这表明反硝化菌群数量上的优势对系统脱氮 效率的提高起了主要作用。

在间歇曝气策略下的 PN/D 工艺中,曝气阶段的 DO 选择主要考虑的因素为进水 NH⁴₄-N 质量浓度,适当较高的 DO 有利于 NH⁴₄-N 的转化,从而保证后续缺氧阶段的脱氮效率。

3.2 缺氧时长的影响

在缺氧阶段中,反硝化菌利用好氧阶段生成的NO₂-N进行脱氮。当NO₂-N的去除程度使其剩余浓度显著低于 NOB 的底物半饱和浓度时,在后续的好氧阶段中,NOB 就会由于底物限制而被抑制,系统中短程硝化的效果得以保证,从而有利于整体的脱氮效果。因此,缺氧时长的选择应基于去除NO₂-N 降至较低水平所需反应时长。

另外,有研究认为,氨氧化只会发生在有机物被异养生物氧化之后^[54],且 PN/D 中有机物的存 在可能导致 AOB 与异养反硝化菌争夺 O₂,因此需要更长的好氧时长来满足氨氧化反应的发生,而 更长的好氧时长意味着可能产生更多的NO₂-N。为避免NO₂-N 残余导致在后续缺氧阶段被 NOB 利 用,故需要更长缺氧时长来保证NO₂-N 的去除。ZHENG 等^[23]采用了好氧时长分别为 60 和 180 min、 缺氧时长均为 20 min 的 2 种运行条件,发现在相同的缺氧时长、好氧时长更短的运行条件下,总 无机氮去除效率更高且反硝化菌活性较强。尽管好氧时长缩短导致 AOB 活性有所降低,但反硝化 菌的活性升高被认为是脱氮效果更好的主要原因。这一结论进一步印证了保证缺氧阶段反硝化反 应的彻底进行与脱氮效率提升有着紧密联系。

3.3 DO 与缺氧时长两种因素的协同影响

综上所述,在进行 PN/D 脱氮工艺时,控制 DO 和缺氧时长是平衡短程硝化和反硝化程度及出 水氮质量浓度的关键,即 DO 决定了对进水中 NH4⁺-N转化率进而影响着短程硝化过程,缺氧时长 则决定了反硝化反应对NO₂-N 的去除程度进而影响总体脱氮效果。因此,为平衡短程硝化过程与 反硝化脱氮过程的效果,宜在曝气阶段采用稍高的 DO。DO 的选择同样以前文所述 AOB 与 NOB 对 DO 亲和能力的差异为依据,并结合系统中亚硝化速率和对 DO 的利用程度,保证 AOB 对 NH⁴-N 的转化,可通过曝气阶段末的NH⁴-N 转化率、曝气阶段的 DO 消耗速率作为最佳控制条件的 设置依据,如选择使NH⁴-N 转化率达到最大,同时 DO 消耗速率恰能使 AOB 在最大反应速率下进 行的 DO 作为最佳控制点。此后,为保证反硝化菌在缺氧阶段充分利用NO²-N 进行脱氮,可采用较 长的缺氧时长使反硝化菌在曝气阶段受 DO 的负面影响得到充分恢复,如将NO²-N 去除率达到最高 点所需反应时间设置为缺氧时长。

4 间歇曝气策略对 PN/A 工艺的影响

间歇曝气策略中 DO 在时间和空间上的变化,使得 PN/A 工艺在一体式的反应器中得以实现,如 SNAD 工艺^[55]和 CANON 工艺。通过间歇曝气策略,曝气阶段的高 DO 使 AOB 有机会产生更多的NO₂⁻N;缺氧阶段可缓解 O₂ 对 anammox 菌的抑制,并且 anammox 菌可以在此阶段及时消耗NO₂⁻N,实现高效率脱氮^[37,52,56]。NI 等^[57]比较了连续曝气和间歇曝气策略下 PN/A 工艺的脱氮效率,结果表

明,间歇曝气策略下的 TNRE 明显提高,且在控制曝气阶段 DO 为 0.3 mg·L⁻¹、缺氧和好氧时长均 为 4 h 的条件下,TNRE 达到了 90% 以上。

4.1 DO 的影响

AOB 在将NH⁴₄-N 转化为NO⁻₂-N 时需要 O₂, 而 anammox 菌对 O₂ 较为敏感^[58]。当 DO 较高时,在 AOB 活性被增强的同时, anammox 菌活性受到抑制, 故 NO⁻₂-N 出现积累; 而当 DO 较低时, AOB 活性受到抑制, 故NH⁴₄-N 转化速率下降, 使得 anammox 菌可能无法获得充足基质、活性也会 受到抑制,最终导致脱氮效率低^[59-61]。因此, DO 作为关键参数直接决定了系统的脱氮效率。

由于在低进水NH₄⁺-N 质量浓度的主流废水中应用 PN/A 工艺的主要挑战是强化 anammox 菌活性 的同时抑制 NOB 活性,在NO₂⁻-N 和 DO 都受限时,NOB 对NO₂⁻-N 的亲和力低于 anammox 菌^[62],因 此低 DO(<1.0 mg·L⁻¹) 联合间歇曝气策略被普遍用于该工艺^{[40,[63]}。

SOBOTKA 等^[37]采用间歇曝气方式运行 PN/A 活性污泥工艺,曝气阶段反应器内的 DO 为 0.8~1.0 mg·L⁻¹,此时反应器的总无机氮去除效率为 72%~89%。然而,在 MALOVANYY 等^[44]发现,尽管采用了低 DO 和不同运行参数的间歇曝气策略,但依然在 PN/A 生物膜反应器中观察到了 NOB 的生长。通过比较悬浮絮状污泥和生物膜污泥中 AOB 和 NOB 的活性比,观察到悬浮污泥中 AOB 和 NOB 的活性比始终高于生物膜中的活性比,又由于悬浮絮状污泥中的生物量主要来源于生 物膜的剥离,因此推断 AOB 生长在生物膜的外层,而 NOB 生长位置更深层,这导致 AOB 受系统的冲刷作用影响较强而与生物膜分离,很难与 NOB 竞争。由于低 DO 条件,生物膜载体可能不能 很好地混合,将导致底物转运能力较低^[23]。在 DO 受限的条件下,*Nitrobacter* 在生物反应器中具有 很好的持留性^[64],同时,尽管受 NO₂⁻-N 底物的限制,*Nitrospira* 仍能达到较高的种群密度^[65],并在 PN/A 系统中占据较高的种群丰度^[39]。

与此同时,即便在曝气阶段较高 DO(>1.0 mg·L⁻¹)条件下,许多研究也完成了 PN/A 工艺的探 索^[38,45,62,66]。其中,多数反应器形式为颗粒污泥或生物膜反应器,这是由于利用颗粒^[67]、凝胶^[68]和 生物膜^[58]等生物质载体可很好地帮助 anammox 菌在低进水NH⁺-N负荷条件下持留。同时,由于 DO的传质效果受到阻碍作用¹⁶⁹¹,生物膜或颗粒内形成的 DO 梯度导致了 AOB 倾向于生长在载体的 外表面,故 anammox 菌倾向于生长在载体的内部^[70]。因此,载体外部的 AOB 和异养菌对于 DO 的 消耗有助于维持系统内部较低的 DO^[70],从而缓解曝气时较高 DO 对 anammox 菌的抑制。 MORALES 等^[71]分别在低 DO(0.4 mg·L⁻¹) 和高 DO(3.0 mg·L⁻¹) 工况下运行颗粒污泥 PN/A 工艺时发 现,低 DO 条件下运行的颗粒污泥 (直径 1.1 mm) 仅占总生物量的一小部分,而在高 DO 下运行的颗 粒污泥 (直径 3.2 mm)构成了大部分的生物量。微电极分析结果表明,粒径较大的颗粒仅在 DO 为 8 mg·L⁻¹时才会被完全渗透,而粒径较小的颗粒在 DO 为1 mg·L⁻¹时就会被完全渗透。因此,DO 对 anammox 菌的活性抑制程度还与污泥颗粒粒径有关:颗粒粒径越大,O,越不容易进入颗粒内 部, anammox 菌的活性越高; 颗粒粒径越小, O_2 进入颗粒内部的可能性越大, anammox 菌受抑制 越明显,活性亦可能越低^[72]。有证据表明,在颗粒污泥和生物膜系统中,DO对脱氮效率的影响主 要归因于 DO 的扩散作用^[44]。HAO 等^[73] 通过数学模型模拟发现,较厚的生物膜需要较高的 DO 才 可获得较大 TNRE。付昆明等^[74] 通过实验研究也发现, DO 对 anammox 菌的影响与填料形式有关, 不论何种填料,都存在一个极限 DO 饱和浓度。例如,当采用海绵块填料时,即使超过极限 DO, 反应器的脱氮效果几乎不会受到负面影响;而采用改性乙烯填料时,超过极限 DO 后,脱氮性能 会急剧下降。

以上研究结果表明,在此类反应器形式的 PN/A 工艺中,曝气阶段的 DO 选择需要依据系统中 颗粒污泥的粒径或生物膜的厚度,以保证 anammox 菌必要的活性条件。同时,对于颗粒污泥和生 物膜系统,当采用曝气阶段 DO 较高的间歇曝气策略时,若 DO 向内层的扩散速度大于位于外层的 AOB的消耗速率时,会使过多的 DO 进入内层对 anammox 菌产生干扰,影响脱氮效率^[6]。

而在以絮状污泥为主要存在形式的一体式短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺中,由于絮凝体在系统中随机生长,絮凝体中的生物量被认为是均匀分布的^[75],因此,对各功能菌活性影响效果不因氧扩散作用不同,而是由于间歇曝气策略中的运行参数,如DO、进水NH⁴₄-N负荷、C/N比等。

4.2 缺氧时长的影响

在间歇曝气策略下 PN/A 工艺中的缺氧阶段, anammox 菌利用好氧阶段生成的NO₂-N 进行脱氮,因此,缺氧时长的设定关系到 anammox 菌能否完全消耗NO₂-N,从而有利于 anammox 菌的富 集和活性提升。

NI 等^[60] 发现,与1h的缺氧时长运行条件相比, anammox 菌在2h的缺氧时长运行条件下活性 和种群数量优势更明显,且 anammox 菌的增长是维持系统中高 TNRE 的关键,因此,在较短的缺 氧时长条件下,anammox 菌不能充分消耗NO₂-N 进行持续生长,这也是脱氮效果的主要限制因 素。同时,MALOVANYY 等^[44] 发现,anammox 菌对NO₂-N 的转化在15 min 的缺氧时长内就足以完 成,并且在随后更长的缺氧时长中也并未观察到氮素转化。上述研究中对 anammox 菌完全反应所 需的缺氧时长差异是由于不同的进水NH⁴-N 质量浓度所导致:前者采用的进水NH⁴-N 质量浓度较 高,约 200 mg·L⁻¹,而后者采用的进水NH⁴-N 质量浓度较低,约 40 mg·L⁻¹。因此,当好氧阶段生成 NO₂-N 更多时,则需要更长的缺氧时长供 anammox 菌反应。但对于城市污水的水质条件来说,较 低的NH⁴-N 质量浓度转化而来的NO₂-N 质量浓度不高。同时,anammox 菌、反硝化菌和 NOB 对 NO₂-N 的半饱和常数分别为 0.2~5 µmol·L⁻¹、4~25 µmol·L⁻¹和 12~955 µmol·L^{-1[76]}, anammox 菌对NO₂-N 的亲和能力比反硝化菌更强。因此,与 PN/D T.艺中反硝化菌充分消耗NO₂-N 所需的缺氧时长相 比,PN/A 工艺中的缺氧时长设置相对较短,缺氧时长的选择应当以抑制 NOB 为主要依据。 **4.3 DO 与缺氧时长两种因素的协同影响**

在 PN/A 工艺中, DO 与缺氧时长的协同影响主要表现在对 NOB 的活性抑制及 AOB 和 anammox 菌的活性提升方面。其中,曝气阶段的 DO 是影响功能菌活性的重要因素,其对系统中功能菌的影响途径取决于反应器中的污泥存在形式。例如,在以生物膜或颗粒污泥为存在形式的 PN/A 系统中,DO 的选择应以在生物质间的扩散传递速率为依据,不论 DO 高低,都应保证形成一定的 DO 梯度,避免 DO 过高渗透进入内部破坏厌氧层中 anammox 菌的生存环境;又如在以絮状污泥为存在形式的 PN/A 系统中,DO 与缺氧时长的协同影响则回归到对单独短程硝化工艺中 AOB 和 NOB 的选择性抑制。此外,PN/A 工艺中缺氧时长的选择主要取决于 anammox 菌对NO₂-N的反应速 率及对 NOB 形成活性抑制所需缺氧段时长,可通过测定系统中的厌氧氨氧化速率或NO₂-N 质量浓度的变化来选择 anammox 菌所需的缺氧反应时长,但考虑到 anammox 菌对NO₂-N 有较强的亲和能力,即所需反应时长相对较短,因此,缺氧时长的控制依然根据具体 NOB 菌种对缺氧抑制的响应 程度进行调节。

5 建议

1) 在单独短程硝化工艺中,间歇曝气策略中缺氧时长及曝气阶段的 DO 应根据 AOB 和 NOB 的 种群构成和生理特性来设置。可通过活性恢复时间测定或结合分子生物学技术对菌种进行鉴定, 以确定其对不同缺氧抑制时长及 DO 变化的响应程度,从而保证 AOB 和 NOB 在经历缺氧抑制后的 活性恢复时间差异。

2) 在 PN/D 工艺中,控制 DO 水平和缺氧时长是平衡短程硝化和反硝化程度及出水氮质量浓度 的关键,可将曝气阶段的 DO 消耗速率或NH⁴₄-N 转化率作为最佳 DO 的设置依据。适宜且较高的 DO 有利于对进水中NH⁴₄-N 的充分转化从而提升短程硝化效果。缺氧时长则可以NO⁵₂-N 去除率达到 第3期

最高点所需反应时间为设置依据。足够的缺氧时长有助于提高反硝化反应对NO₂-N的去除程度从 而提升总体的脱氮效果。

3) 在 PN/A 工艺中,应结合不同反应器形式中 DO 对功能微生物的影响途径来确定 DO 设置, 以保证 AOB 和 anammox 菌的活性。相较 PN/D 工艺的所需缺氧时长, PN/A 工艺所需缺氧时长较 短。缺氧时长的选择应以抑制 NOB 为主要依据。

参考文献

- [1] HELLINGA C, SCHELLEN A A J C, MULDER J W, et al. The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammoniumrich waste water[J]. Water Science & Technology. 1998, 37(9): 135-42.
- [2] LI J, ELLIOTT D, NIELSEN M, et al. Long-term partial nitrification in an intermittently aerated sequencing batch reactor (SBR) treating ammonium-rich wastewater under controlled oxygen-limited conditions[J]. Biochemical Engineering Journal. 2011, 55(3): 215-22.
- [3] BLACKBURNE R, YUAN Z, KELLER J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor[J]. Biodegradation. 2008, 19(2): 303-12.
- [4] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid[J]. Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835-852.
- [5] 付昆明. 全程自养脱氮(CANON)反应器的启动及其脱氮性能[D]. 北 京: 北京工业大学, 2010.
- [6] 吴军,张悦,徐婷,等. AOB溶解氧亲和力低于NOB条件下序批反应 器中NOB淘汰的实现机制[J]. 中国环境科学, 2016, 36(12): 3583-3590.
- [7] MANSER R, GUJER W, SIEGRIST H. Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers[J]. Water Research, 2005, 39(19): 4633-4642.
- [8] REGMI P, MILLER M W, HOLGATE B, et al. Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitritation/denitritation[J]. Water Research, 2014, 57(15): 162-171.
- [9] DAEBEL H, MANSER R, GUJER W. Exploring temporal variations of oxygen saturation constants of nitrifying bacteria[J]. Water Research, 2007, 41(5): 1094-1102.
- [10] WU J, YAN G, ZHOU G, et al. New insights in partial nitrification start-up revealed by a model based approach[J]. RSC Advances, 2015, 5(121): 100299-100308.
- [11] CHEN G H, YIP W K, MO H K, et al. Effect of sludge fasting/feasting on growth of activated sludge cultures[J]. Water Research, 2001, 35(4): 1029-1037.
- [12] 曾薇,张悦,李磊,等.生活污水常温处理系统中AOB与NOB竞争优势的调控[J].环境科学,2009,30(5):1430-1436.
- [13] 蒋铁锋,陈浚,王宝贞,等. 间歇曝气对硝化菌生长动力学影响及NO₂⁻
 -N积累机制[J]. 环境科学, 2009, 30(1): 85-90.
- [14] SHUAI Y, YANG F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous

nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 195: 318-323.

- [15] MCNALLY A. Nitrification by marine bacteria in low concentrations of substrate and oxygen[J]. Limnology and Oceanography, 1969, 14(5): 736-739.
- [16] KORNABOS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances.[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(19): 7245.
- [17] GE S J, PENG Y Z, QIU S, et al.

Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process [J]. Water Research, 2014, 55: 95-105.

- [18] 王文琪, 李冬, 高鑫, 等. 短程硝化反硝化除磷颗粒污泥的同步驯化
 [J]. 环境科学, 2021, 42(6): 2946-2956.
- [19] 左早荣, 付昆明, 仇付国, 等. CANON工艺的研究现状及面临困难分 析[J]. 水处理技术, 2013, 39(9): 15-19.
- [20] ZHENG Z M, SHAN H, BIAN W, et al. Enhanced nitrogen removal of the simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) biofilm reactor for treating mainstream wastewater under low dissolved oxygen (DO) concentration[J]. Bioresource Technology, 2019, 283: 213-220.
- [21] 张杰, 劳会妹, 李冬, 等. 高频曝停下停曝时间对亚硝化颗粒污泥性能的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(1): 360-367.
- [22] BAO P, WANG S, MA B, et al. Achieving partial nitrification by inhibiting the activity of Nitrospira-like bacteria under high-DO conditions in an intermittent aeration reactor[J]. Journal of Environmental Sciences, 2017, 56(6): 71-78.
- [23] 李亚峰,金蒙蒙,魏春飞.利用间歇曝气实现短程硝化的影响因素[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2013, 29(6): 1104-1108.
- [24] 苏东霞, 李冬, 张肖静, 等. 曝停时间比对间歇曝气SBR短程硝化的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1152-1158.
- [25] 高春娣,李浩,焦二龙,等.交替好氧缺氧短程硝化及其特性[J].北京 工业大学学报,2015,41(1):116-122.
- [26] 吴鹏,张诗颖,宋吟玲,等.连续流反应器短程硝化的快速启动与维持 机制[J].环境科学, 2016, 37(4): 1472-1477.

- [27] LI H, ZHOU S, HUANG G, et al. Partial nitritation of landfill leachate with varying influent composition under intermittent aeration conditions[J]. Process Safety & Environmental Protection, 2013, 91(4): 285-294.
- [28] VILLAVERDE S, ENCINA P A G, LACALLE M L, et al. New operational strategy for SBR technology for total nitrogen removal from industrial wastewaters highly loaded with nitrogen[J]. Water Science & Technology, 2000, 41(12): 85-93.
- [29] YOO H, AHN K H, LEE H J, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor[J]. Water Research, 1999, 33(1): 0-154.
- [30] KATSOGIANNIS A N, KORNAROS M, LYBERATOS G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs.[J]. Water Science & Technology, 2003, 47(11): 53-9.
- [31] MOTA C, HEAD M A, RIDENOURE J A, et al. Effects of aeration cycles on nitrifying bacterial populations and nitrogen removal in intermittently aerated reactors[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(12): 8565-8572.
- [32] ZUBROWSKA-SUDOL M, YANG J, TRELA J, et al. Evaluation of deammonification process performance at different aeration strategies[J]. Water Science & Technology, 2011, 63(6): 1168;1176.
- [33] MA B, PENG B, YAN W, et al. Suppressing nitrite-oxidizing bacteria growth to achieve nitrogen removal from domestic wastewater via anammox using intermittent aeration with low dissolved oxygen[J]. Scientific Reports, 2015, 5(1): 13048.
- [34] SOBOTKA D, CZERWIONKA K, MAKINIA J. The effects of different aeration modes on ammonia removal from sludge digester liquors in the nitritation –anammox process[J]. Water Science & Technology, 2015, 71(7): 986-95.
- [35] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. SNAD工艺在不同间歇曝气工况下的脱氮 性能[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2): 511-519.
- [36] MIAO Y, ZHANG L, LI B, et al. Enhancing ammonium oxidizing bacteria activity was key to single-stage partial nitrification-anammox system treating low-strength sewage under intermittent aeration condition[J]. Bioresource Technology, 2017, 231: 36-44.
- [37] MIAO Y, ZHANG L, YANG Y, et al. Start-up of single-stage partial nitrification-anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation[J]. Bioresource Technology, 2016, 218: 771-779.
- [38] 李冬,李晓莹,杨杰,等. SBR中不同曝气方式下CANON工艺的启动 与运行[J].哈尔滨工业大学学报, 2017, 49(9): 109-116.
- [39] 李冬,高雪健,张杰,等.不同曝气密度对CANON工艺启动的影响[J]. 环境科学,2019,40(2):829-836.
- [40] 冯继贵. 活性污泥法单级自养脱氮工艺的启动与稳定性研究[D]. 西安: 长安大学, 2015.

- [41] MALOVANYY A, YANG J, TRELA J, et al. Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and partial nitritation/anammox moving bed biofilm reactor (MBBR) for municipal wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2015, 180: 144-153.
- [42] YANG J, TRELA J, ZUBROWSKA-SUDOL M, et al. Intermittent aeration in one-stage partial nitritation/anammox process[J]. Ecological Engineering, 2015, 75: 413-420.
- [43] 付昆明, 付巢, 李慧, 等. 主流厌氧氨氧化工艺的运行优化及其微生物的群落变迁[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5596-5604.
- [44] 张小玲, 邓杨帆, 冯继贵, 等. 基于SBBR的单级自养脱氮快速启动[J]. 环境工程学报, 2015, 9(7): 3252-3258.
- [45] YOU PENG, CHEN, SHAN, et al. Start-up of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite enhanced by hydrophilic-modified carbon fiber[J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2011, 166(4): 866-877.
- [46] 付昆明, 仇付国, 左早荣. 厌氧氦氧化技术应用于市政污水处理的前 景分析[J]. 中国给水排水, 2015, 31(4): 6.
- [47] GILBERT E M, AGRAWAL S, BRUNNER F, et al. Response of different *Nitrospira* species to anoxic periods depends on operational DO[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(5): 2934.
- [48] PELLICER-NACHER C, SUN S, LACKNER S, et al. Sequential aeration of membrane-aerated biofilm reactors for high-rate autotrophic nitrogen removal: Experimental demonstration[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(19): 7628-7634.
- [49] JARDIN N, HENNERKES J. Full-scale experience with the deammonification process to treat high strength sludge water-a case study[J]. Water Science & Technology, 2012, 65(3): 447-55.
- [50] WEI Z, LEI L, YANG Y, et al. Nitritation and denitritation of domestic wastewater using a continuous anaerobic-anoxic-aerobic (A²O) process at ambient temperatures.[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(21): 8074-8082.
- [51] PENG Y, GUO J, HORN H, et al. Achieving nitrite accumulation in a continuous system treating low-strength domestic wastewater: switchover from batch start-up to continuous operation with process control[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2012, 94(2): 517-526.
- [52] GARRIDO J M, BENTHUM W, LOOSDRECHT M, et al. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor[J]. Biotechnology & Bioengineering, 2015, 53(2): 168-178.
- [53] YAN L, LIU S, LIU Q, et al. Improved performance of simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an oxygen-limited SBR by alternating the DO[J]. Bioresource Technology, 2019, 275: 153.
- [54] GAO D W, LU J C, HONG L. Simultaneous energy recovery and autotrophic nitrogen removal from sewage at moderately low temperatures[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, 98(6): 2637-2645.

- [55] DAVEREY A, CHEN Y C, DUTTA K, et al. Start-up of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in sequencing batch biofilm reactor using novel biomass carriers[J]. Bioresource Technology, 2015, 190: 480-486.
- [56] MARK, C. M, VAN, et al. Full-scale partial nitritation/anammox experiences - An application survey[J]. Water Research, 2014, 55(15): 292-303.
- [57] NI B J, JOSS A, YUAN Z. Modeling nitrogen removal with partial nitritation and anammox in one floc-based sequencing batch reactor[J]. Water Research, 2014, 67(15): 321-329.
- [58] ZHANG F Z, PENG Y, MIAO L, et al. A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 313: 619-628.
- [59] CEMA G, PLAZA E, TRELA J, et al. Dissolved oxygen as a factor influencing nitrogen removal rates in a one-stage system with partial nitritation and Anammox process[J]. Water Science & Technology, 2011, 64(5): 1009.
- [60] AZARI M, WALTER U, REKERS V, et al. More than a decade of experience of landfill leachate treatment with a full-scale anammox plant combining activated sludge and activated carbon biofilm[J]. Chemosphere, 2017, 174(5): 117-126.
- [61] CLIPPELEIR D, H, VLAEMINCK, et al. Uncoupling the solids retention times of flocs and granules in mainstream deammonification: A screen as effective out-selection tool for nitrite oxidizing bacteria[J]. Bioresource Technology, 2016, 221: 195-204.
- [62] HU Z, LOTTI T, KREUK M D, et al. Nitrogen removal by a nitritationanammox bioreactor at low temperature [J]. Applied & Environmental Microbiology, 2013, 79(8): 2807-2812.
- [63] MALOVANYY A, TRELA J, PLAZA E. Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitritation/anammox process[J]. Bioresource Technology, 2015, 198: 478-487.
- [64] AHN J H, YU R, CHANDRAN K. Distinctive microbial ecology and biokinetics of autotrophic ammonia and nitrite oxidation in a partial nitrification bioreactor.[J]. Biotechnology & Bioengineering, 2010, 100(6): 1078-1087.
- [65] DAIMS H, S LÜCKER, WAGNER M. A new perspective on microbes (责任编辑: 新炜)

formerly known as nitrite-oxidizing bacteria[J]. Trends in Microbiology, 2016, 24(9): 699-712.

- [66] FERNANDEZ-GONZALEZ, R, ICARAM, et al. Influence of dissolved oxygen concentration on the start-up of the anammox-based process: ELAN (R)[J]. Water Science and Technology, 2015, 72(4): 520-527.
- [67] VOLCKE E, PICIOREANU C, BAETS B D, et al. Effect of granule size on autotrophic nitrogen removal in a granular sludge reactor[J]. Environmental Technology, 2010, 31(11): 1271-1280.
- [68] CHEN G, LI J, DENG H, et al. Study on anaerobic ammonium oxidation (anammox) sludge immobilized in different gel carriers and its nitrogen removal performance[J]. 2015, 12: S47-S54
- [69] RATHNAYAKE R, SONG Y, TUMENDELGER A, et al. Source identification of nitrous oxide on autotrophic partial nitrification in a granular sludge reactor[J]. Water Research, 2013, 47(19): 7078-7086.
- [70] LI J, GUO J S, FANG F, et al. Effect of organic carbon on nitrogen conversion and microbial communities in the completely autotrophic nitrogen removal process[J]. Environmental Technology, 2012, 33(10/11/12): 1141-1149.
- [71] MORALES N, NGELES VAL DEL RÍO, JOSÉ RAMÓN VÁZQUEZ PADÍN, et al. Influence of dissolved oxygen concentration on the startup of the anammox based process: ELAN[J]. Water Science & Technology, 2015, 72(4): 520-527.
- [72] 张姚, 韩海成, 王伟刚, 等. 溶解氧对CANON颗粒污泥自养脱氮性能的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(12): 4501-4510.
- [73] HAO XD, CAO XQ, PICIOREANU C, et al. Model-based evaluation of oxygen consumption in a partial nitrification-Anammox biofilm process[C]. IWA International Conference on Biofilm Structure and Activity. 2005, 52(7): 155-160.
- [74] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 曝气量对不同填料CANON反应器运行效 率的影响[J]. 化工学报, 2010, 61(2): 496-503.
- [75] JEANNINGROS Y, VLAEMINCK S E, KALDATE A, et al. Fast startup of a pilot-scale deammonification sequencing batch reactor from an activated sludge inoculum[J]. Water Science & Technology, 2010, 61(6): 1393.
- [76] STAR W, MICLEA A I, DONGEN U, et al. The membrane bioreactor: A novel tool to grow anammox bacteria as free cells[J]. Biotechnology & Bioengineering, 2010, 101(2): 286-294.

Effect of intermittent aeration strategy based on dissolved oxygen and anoxic period regulation on partial nitrification process

FU Kunming^{1,*}, YANG Fan¹, JIN Yiran¹, LIU Lili², YANG Zongyue¹, QIU Fuguo¹

1. Key Laboratory of Urban Storm water System and Water Environment, Ministry of Education, School of Environment and Energy Engineering, Sino-Dutch R&D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Shandong Hydraulic Construction Technology Consulting Co. Ltd., Jinan 250000, China

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

Abstract The realization of partial nitrification can promote the application of energy-saving nitrogen removal process. By illustrating the mechanism of intermittent aeration strategy to achieve partial nitrification and analyzing the operation parameters in the application of intermittent aeration strategy, the effects of dissolved oxygen (DO) synergistic anoxic time on single partial nitrification process, partial nitrification and denitrification (PN/D) process and partial nitrification and anammox (PN/A) process were summarized, such as the effects on the activity of functional bacteria and the nitrogen removal efficiency of the system. In order to parovide reference for realizing the best operation effect of each process, the operation parameters of each denitrification process were optimized based on the regulation strategy of DO synergistic hypoxia duration on the basis of the influence approaches of functional bacteria species and sludge forms.

Keywords intermittent aeration; dissolved oxygen (DO); anoxic period; partial nitrification and denitrification (PN/D); partial nitrification and anammox (PN/A); municipal sewage