

污泥比例强化 CANON 系统抵御快速降温效能及机理

李柏林^{1,2*}, 赵婉情^{1,2}, 王恒^{1,2}, 李晔^{1,2}, 汪月^{1,2} (1. 武汉理工大学资源与环境工程学院, 湖北 武汉 430070; 2. 武汉理工大学矿物资源加工与环境湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430070)

摘要: 探究了 3 种不同颗粒及絮状污泥比例(高颗粒系统 10:1~30:1; 等量系统 1:1~1:1.5; 高絮状系统 1:10~1:30)的单级自养脱氮系统(CANON)抵御快速降温的效能和机制。结果表明, CANON 系统在 30℃ 稳定运行后快速降温至 10℃ 时, 各系统的总氮去除负荷(NRR)均大幅下降, 但等量系统的 NRR 始终高于其他系统。各系统的功能菌活性均与温度呈现出正相关关系, AAOB 活性的下降幅度大于 AOB 和 NOB 的幅度, 但等量系统中 AAOB 活性的下降幅度小于其他系统; 快速降温不影响颗粒与絮状污泥功能菌的空间异质性和活性分布情况, 但等量系统的空间异质性最为显著, 能够较好的发挥颗粒和絮状污泥各自的作用, 抵御快速降温的能力优于其他系统。

关键词: CANON; 颗粒-絮状耦合; 快速降温; 污泥比例; 功能菌活性

中图分类号: X703.5 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2021)06-2622-09

Mechanism and efficiency of the CANON system against rapid cooling enhanced by flocculent sludge ratios. LI Bo-lin^{1,2*}, ZHAO Wan-qing^{1,2}, WANG Heng^{1,2}, LI Ye^{1,2}, WANG Yue^{1,2} (1. School of Resources and Environmental Engineering, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China; 2. Hubei Key Laboratory of Mineral Resources Processing and Environment, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China). *China Environmental Science*, 2021, 41(6): 2622~2630

Abstract: This study explored the efficiency and mechanism of a single-stage autotrophic nitrogen removal system (CANON) with three different particle and flocculent sludge ratios (high particle system 10:1~30:1, equivalent system 1:1~1:1.5, high flocculent system 1:10~1:30) to resist rapid cooling. During cooling of the CANON system to 10℃ after stable operation at 30℃, the total nitrogen removal rate (NRR) of each system decreased significantly; however, the NRR of the same system was always higher than that of other systems. The activity of functional bacteria in each system was a positively correlated with temperature, and the declining range of aerobic ammonia-oxidizing bacteria (AAOB) activity was higher than that of the ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and nitrite-oxidizing bacteria (NOB), but the declining range of the AAOB activity in the same system was lower than that of other systems. Therefore, rapid cooling did not affect the spatial heterogeneity and activity distribution of granular and functional flocculent sludge bacteria. However, the spatial heterogeneity of the equivalent system demonstrated the highest significance, thus indicating that this system could better serve the roles of particles and floc sludge. Furthermore, its ability to resist rapid cooling was also better than that of the other systems.

Key words: CANON; granular-flocculent sludge coupling; rapid cooling; sludge ratio; functional bacteria activity

单级自养脱氮工艺(CANON)将短程硝化和厌氧氨氧化过程耦合于同一反应器中, 利用好氧氨氧化菌(AOB)和厌氧氨氧化菌(AAOB)的协同作用进行脱氮。相比于传统脱氮技术, CANON 工艺具有节省 63% 的耗氧量和将近 100% 的外加有机碳源^[1]、工艺流程简单、占地面积小等优点^[2], 但在实际应用仍面临严峻挑战。一方面, 城市污水的特点为中低温($\leq 25^\circ\text{C}$)和低氨氮($30\sim 100\text{mg NH}_4^+-\text{N/L}$)^[3], 不利于 AOB 和 AAOB 生长和代谢。另一方面, AAOB 生长速率缓慢, 在适宜条件下的最大生长速率($\mu_{\max}$)为 0.065d^{-1} ^[4], 降温会导致生长速率的进一步降低, 在 15°C 时 $\mu_{\max}$ 仅为 0.017d^{-1} ^[5], 并且温度每降低 10°C , 活性降低一半^[6]。

CANON 工艺如何在低温下保持稳定的脱氮性能一直是研究热点。目前的研究主要集中于通过改变降温方式的方法, 提高 AOB 和 AAOB 对于温度改变的适应性, 实现低温自养脱氮系统的稳定运行^[7]。但这些研究的降温时间往往长达 3~4 月, 而实际降温变化很快, 不能为功能菌提供足够的适应时间。同时相较于阶梯降温, 快速降温往往会导致 CANON 系统脱氮性能迅速恶化^[8], 因此, 找到一种能提高 CANON 系统自身抵御能力的策略, 抵抗快速降温对系统性能的影响, 这将极大地促进主流 CANON 工

收稿日期: 2020-11-08

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51708431)

* 责任作者, 副教授, bolly1221@whut.edu.cn

艺的发展和应用.最近,许多研究发现污泥形态及比例对于 CANON 系统的脱氮性能和稳定性有一定影响.相关研究表明适当增加颗粒/絮体比可以提高 CANON 脱氮性能^[9],但 Li 将耦合系统中絮体比例由 35%减少至 10%时,总氮去除负荷(NRR)下降 23%^[10].因此,不同污泥比例的耦合系统对于快速降温的抵御能力是否存在差异,还需要进行系统性的研究.

本将探究快速降温对于不同污泥比例 CANON 系统的影响,通过对脱氮性能和功能菌活性的测定,探讨不同污泥比例系统对于快速降温的抵御能力,揭示不同污泥比例 CANON 系统在快速降温过程中的抵御机制,为 CANON 系统的发展和应用提供参考.

1 材料与方法

1.1 实验装置和运行条件

使用 3 个相同的 SBR 反应器 A,B 和 C,其有效体积为 4L,用遮光布覆盖以避免光线影响 AAOB 的生长代谢,如图 1.反应器顶部安装电机,下部连接搅拌桨混合泥水,转速固定在 60r/min.反应器外部为双层水浴层,连接低温水箱保证反应器温度在 30℃左右.系统内通过带有流量计的空气泵将空气送入底部的微孔曝气盘进行曝气.反应器进水由液位继电器进行控制,换水比为 50%.反应器上设置 2 个取样口用于采样分析,位置分别为混合液中部和上部.

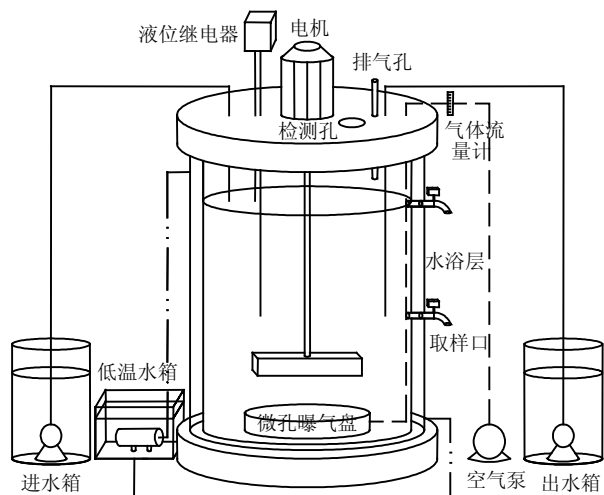


图 1 SBR 反应器示意
Fig.1 Schematic of the SBR

探究不同污泥比例自养脱氮系统抵御快速降温的能力,对稳定运行 1 个月的 CANON 系统进行快速降温实验,降温速率为 5℃/d.温度的控制通过海能

FC1500 冷却水循环器实现,相关指标均在该温度下的最后一个周期进行测定.系统启动过程中通过回加或淘洗的方式保证系统颗粒/絮状比例在设定范围内,同时保持各系统的总污泥浓度基本相同.快速降温实验具体运行参数见表 1.

表 1 快速降温实验具体运行参数
Table 1 Specific operating parameters of rapid cooling experiment

运行阶段	运行天数(d)	温度(℃)	进水 pH 值	DO(mg/L)	HRT(h)
I 稳定运行	1~30	30	7.8~8.3	0.1~0.3	4
II 快速降温	31~34	30→10			4→8

1.2 接种污泥与进水水质

接种污泥取自本实验室培养的成熟 CANON 污泥.该 CANON 污泥在工作体积为 8L 的反应器中进行驯化培养,进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 200mg/L,NRR 在 $0.2\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 左右.接种前用 35 目筛网($500\mu\text{m}$)筛分颗粒和絮状污泥,将接种污泥按照表 2 分配至 A、B、C 反应器中.采用 granule 首字母 G 代表颗粒污泥,floc 首字母 F 代表絮状污泥,将 3 个系统中颗粒和絮状污泥样品分别命名为 AG、AF、BG、BF、CG、CF,样品名称字母后缀 1、2 代表 30℃和 10℃.

反应器进水采用人工配制的模拟废水,由 NH_4Cl ($\text{NH}_4^+\text{-N}=100\text{mg/L}$), KH_2PO_4 (0.088g/L)和微量元素 I 和 II (1mL/L)^[11]组成,通过添加 NaHCO_3 溶液将进水的 pH 值维持在约 8.0.

表 2 反应器污泥比例及浓度
Table 2 Proportion and concentration of sludge in reactor

反应器	污泥比例 (颗:絮)	污泥浓度(mg VSS/L)			备注
		絮状	颗粒	总浓度	
A	10:1~30:1	44.275	1517.063	1561.338	高颗粒系统 A
B	1:1~1:1.5	822.25	738.188	1560.438	等量系统 B
C	1:10~1:30	1518	43.5938	1561.5938	高絮状系统 C

1.3 常规指标分析方法

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 TN 浓度分别采用纳氏试剂比色法、紫外分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定;MLSS 和 MLVSS 采用标准重量法测定^[12];溶液 pH 值和 DO 浓度采用哈希便携测试仪(HQ40d)测定;

污泥形态通过奥林巴斯CX22生物显微镜采用观测。

1.4 功能菌活性测定

1.4.1 异位活性测定 在测试开始之前从反应器中取出一定体积泥水混合液,用蒸馏水洗涤 3 次以去除残留基质.颗粒和絮状污泥活性测定需要对污泥进行筛分,而总活性测定无需筛分。

(1)AOB 活性:AOB 活性测试在 500mL 的锥形瓶中进行,进水基质为 NH_4^+-N 60mg/L.调整曝气量至 DO 浓度约为 2~3mg/L,pH 值调至 7.8~8.0 之间,同时添加 0.5mmol/L 甲醇溶液以抑制 AAOB 活性,置于温度为 30℃ 的恒温振荡箱中.该过程运行 120min,每隔 30min 进行取样。

(2)AAOB 活性:AAOB 活性测试在 250mL 的锥形瓶中进行,进水基质为 NH_4^+-N 30mg/L 和 NO_2^--N 40mg/L.将 pH 值调至 7.8~8.0 之间,向锥形瓶通入 N_2 15min,去除残留的氧气.锥形瓶塞紧胶塞后置于温度为 30℃ 的恒温振荡箱中.该过程运行 240min,每隔 60min 进行取样。

(3)NOB 活性:NOB 活性测试在 500mL 的锥形瓶中进行,进水基质为 NO_2^--N 60mg/L.调整曝气量,至 DO 浓度约为 2~3mg/L,pH 值调至 7.8~8.0 之间,同时添加 0.5mmol/L 甲醇溶液以抑制厌氧氨氧化活性,置于温度为 30℃ 的恒温振荡箱中.该过程运行 120min,每隔 30min 进行取样。

测试结束后收集锥形瓶内污泥,测定污泥浓度.AOB 和 NOB 活性分别通过单位质量污泥平均 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 消耗速率计算, $\text{g}/(\text{g VSS}\cdot\text{d})$; AAOB 活性通过单位质量污泥平均氮去除速率计算, $\text{g}/(\text{g VSS}\cdot\text{d})$.所有异位活性实验设 3 个平行。

1.4.2 原位活性测定 测定反应周期内各时间 3 氮浓度变化和 MLVSS,AAR 表示厌氧氨氧化活性,AOR 和 NOR 分别表示氨氧化活性和亚硝酸盐氧化活性,单位均为 $\text{g}/(\text{g VSS}\cdot\text{d})$.具体计算见式(1)~ 式(3)^[13-14]。

$$\text{AAR} = \frac{24\Delta\text{TN}}{\text{HRT} \cdot \text{MLVSS}} \quad (1)$$

$$\text{AOR} = \frac{24\left(\Delta\text{NH}_4^+ - \frac{\Delta\text{TN}}{2.04}\right)}{\text{HRT} \cdot \text{MLVSS}} \quad (2)$$

$$\text{NOR} = \frac{24\left(\Delta\text{NO}_3^- - \frac{0.26\Delta\text{TN}}{2.04}\right)}{\text{HRT} \cdot \text{MLVSS}} \quad (3)$$

式中: ΔTN 为反应周期内总氮去除量,mg/L; ΔNH_4^+ 为反应周期的 NH_4^+-N 浓度变化,mg/L; ΔNO_3^- 为反应周期的 NO_3^--N 浓度变化,mg/L;HRT 为水力停留时间,h;MLVSS 为污泥浓度,mg VSS/L。

2 结果及分析

2.1 反应器脱氮性能变化

由图 2 可见,各系统在阶段 I 稳定运行, NH_4^+-N 去除率在 90%以上, NO_2^--N 低于 1mg/L,NRR 均在 $0.280\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 左右,第 30d 的 NRR 分别达到 0.300, 0.301, $0.292\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。

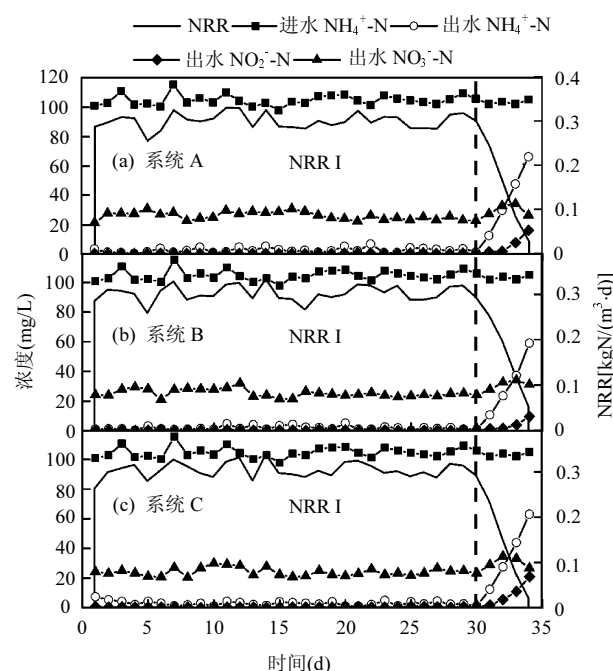


图 2 快速降温各系统脱氮性能变化

Fig.2 Nitrogen removal performance of each system during rapid cooling

随后进入快速降温阶段 II,各系统的脱氮性能与温度变化呈现出明显的正相关,随着温度的下降而迅速下降,但下降幅度存在差异.当温度下降至 20℃ 时,出水 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 均有所增加.其中系统 B 出水 NH_4^+-N 低于其他系统,为 23.583mg/L,此时各系统 NRR 分别下降至 0.165,0.197, $0.153\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$.当温度继续下降至 15℃ 时,各反应速率均有所下降,出水 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 继续升高, NO_2^--N 出现明显积累,这与先前的研究^[15]相似.其中系统 C 的 AAR 下降幅度最大,出水 NO_2^--N 浓度最高达到 10.965mg/L,而此时系统 B 的 AAR 下降幅度低于其他系统,

NO_2^- -N 积累率(NAR)仅为 10.4%,NRR 仍高于其他系统.当温度下降至 10°C 时,各系统的出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 继续升高,但 NO_3^- -N 浓度相较于 15°C 时有所降低,这是由于 NOR 下降幅度有所增加.系统 A

和 C 的 NAR 分别达到 37.9%和 44.2%,仍高于系统 B 的 23.7%,此时各系统的 NRR 是原来的 9.7%、17.3%和 7.2%,分别为 $0.029, 0.052, 0.021 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

2.2 污泥物理形态变化

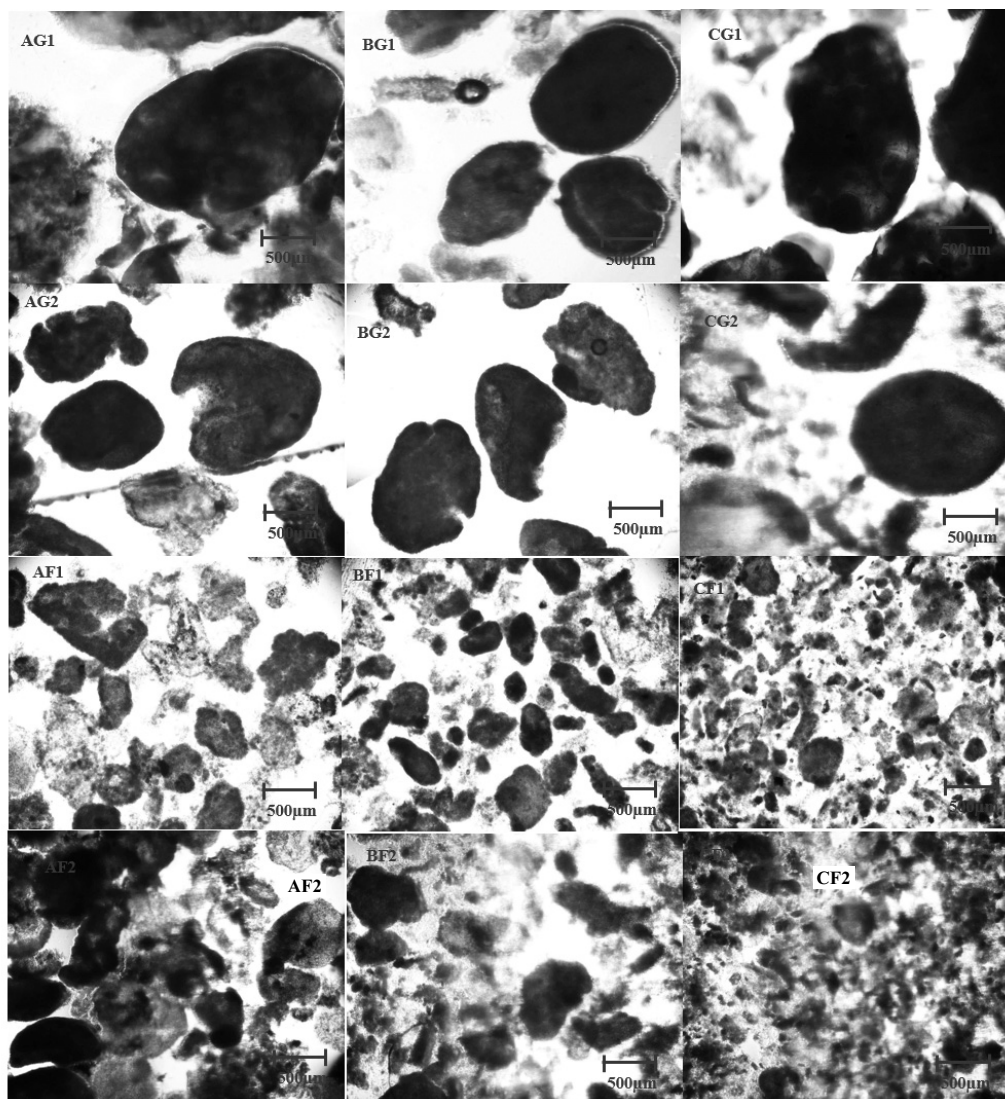


图3 快速降温前后各系统颗粒和絮状污泥形态变化

Fig.3 Morphological changes of granules and flocs sludge in each system before and after rapid cooling

由图3可见,降温前各系统内颗粒污泥结构紧实,轮廓分明,边缘光滑.通过激光粒度仪发现污泥粒径均在 $850 \sim 900 \mu\text{m}$,这部分聚集体通常具有较高的脱氮能力^[16].但絮状污泥的结构和粒径存在较大差异,AF结构松散,而BF结构相对紧实,但随着耦合系统中絮状占比的增加,粒径减少,AF、BF和CF的粒径分别为 $301.619, 288.297, 216.896 \mu\text{m}$.随着温度的快速下降,颗粒污泥结构由紧实变得松散,粒径均略微减小.胞外聚合物(EPS)是维持污泥形态的关键,而PN/PS有

利于污泥的颗粒化和稳定性^[17].低温会导致更多EPS的产生,以保护微生物免受损害^[18],但PN/PS会有所降低,无论是可溶性EPS(S-EPS)或结合性EPS(B-EPS)^[19].其中AG的粒径降幅略大于BG和CG,这可能是由于PN/PS与污泥表面电负性成负相关,与疏水性成正相关,PN/PS的降低导致污泥间静电排斥力的增加,疏水性降低^[20],而颗粒污泥之间的静电排斥力会更大^[21].AF和BF的结构变得松散,但粒径却有所增加,这可能与颗粒污泥的解体有关.此时各

系统的出水中絮状污泥的含量增加,絮状污泥的沉降性能变差,与宋成康等^[15]的研究一致.

2.3 功能菌原位活性分析

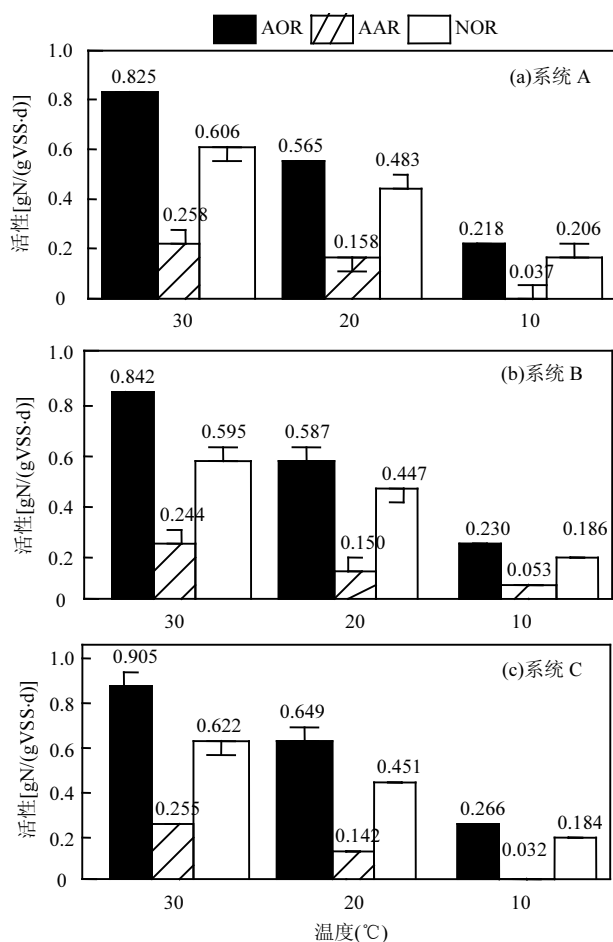


图 4 快速降温对各系统功能菌活性的影响

Fig.4 Effect of rapid cooling on the activity of functional bacteria in each system

由图 4 可见,各系统的功能菌活性均与温度呈现出正相关,但 AAR 的下降幅度最大,表明在快速降温时自养脱氮过程的限速步骤为厌氧氨氧化,与其他研究结果相同^[22].对于 AOB 而言,各温度下 AOR 均随着絮状污泥占比的增加而增加;对于 AAOB 而言,30°C 和 20°C 时系统 A 的 AAR 最大,当温度下降至 10°C 时,系统 B 的 AAR 大于其他系统;对于 NOB 而言,30°C 时 NOR 最大的是系统 C,但随着温度的降低系统 A 的 NOR 均高于其他系统.各系统中 AAR 的下降幅度均大于 AOR,而下降幅度最小为 NOR.低温会导致 NOB 活性的增加^[21],但本研究中 NOR 也会随温度的下降而下降,这可能与 NOB 的种类和降温速率有关.AAOB 对于温度的变化更为敏感,而

AOB 和 NOB 在 20°C 时仍能保持相对较高活性,从而导致平衡被打破,系统脱氮性能恶化.10°C 时各系统的 NOR 大幅下降,这导致 CANON 系统中 NO_2^- -N 的积累增加.此时系统 C 的 AOB 活性高于其他系统,而系统 B 的 AAR 高于其他系统,这使得该系统的 NAR 较低,可能会对系统的继续恶化有一定程度的缓冲.

2.4 不同形态污泥功能菌异位活性变化

如图 5 所示,快速降温导致各系统中不同形态污泥功能菌的活性均出现下降,但颗粒污泥的 AAOB 活性高于絮状污泥,絮状污泥的 AOB 和 NOB 活性较高,这表明即使在快速降温条件下也不影响功能菌的空间异质性^[23],但值得注意的是 10°C 时系统 A 中颗粒 NOB 活性高于絮状污泥.同时这种分布差异也受污泥比例的影响,随着絮状污泥占比的增加,AOB 活性的分布差异减少;AAOB 和 NOB 活性的分布差异增大,但值得注意的是 10°C 时系统 A 中 NOB 活性分布差异出现反向增加.

颗粒污泥在降温过程中受影响最大的功能菌随污泥比例的不同而不同.AG 在快速降温过程中受影响最大的是 AAOB,10°C 下 AAOB 的活性由 0.283g/(g VSS·d)下降至 0.063g/(g VSS·d),下降幅度达到 77.7%.而 BG 和 CG 在各温度下受影响最大的均为 AOB,10°C 时活性分别下降至 0.175 和 0.169g/(g VSS·d).而絮状污泥中 AAOB 受影响始终最大,10°C 时 AF、BF、CF 中 AAOB 活性下降至极低水平,仅为 0.028,0.026 和 0.021g/(g VSS·d),几乎丧失了厌氧氨氧化的能力.各温度下不同形态的 AOB 和 NOB 活性均高于 AAOB 活性,但值得注意的是 10°C 时 CG 的 AAOB 活性高于 NOB.AAOB 活性最高的始终为 CG, AOB 活性最高始终为 AF, NOB 活性最高为 CF,但在 10°C 时 AG 的活性高于 CF.絮状污泥中 AAOB 和 NOB 活性的下降幅度均高于颗粒污泥,而颗粒污泥中 AOB 活性的下降幅度高于絮状污泥, Gilbert E M 也发现絮状污泥 AAOB 更容易受到温度的影响^[24].这与颗粒污泥中所形成的微观生态系统有关,AAOB 主要位于颗粒内部, AOB、NOB 位于颗粒外部^[5],该结构能够为 AAOB 营造良好的厌氧环境,并且颗粒中氧限制大于絮状污泥,这使得颗粒内部 AAOB 活性下降幅度低于絮状污泥,而颗粒外部 AOB 活性下降幅度高于絮状污泥.

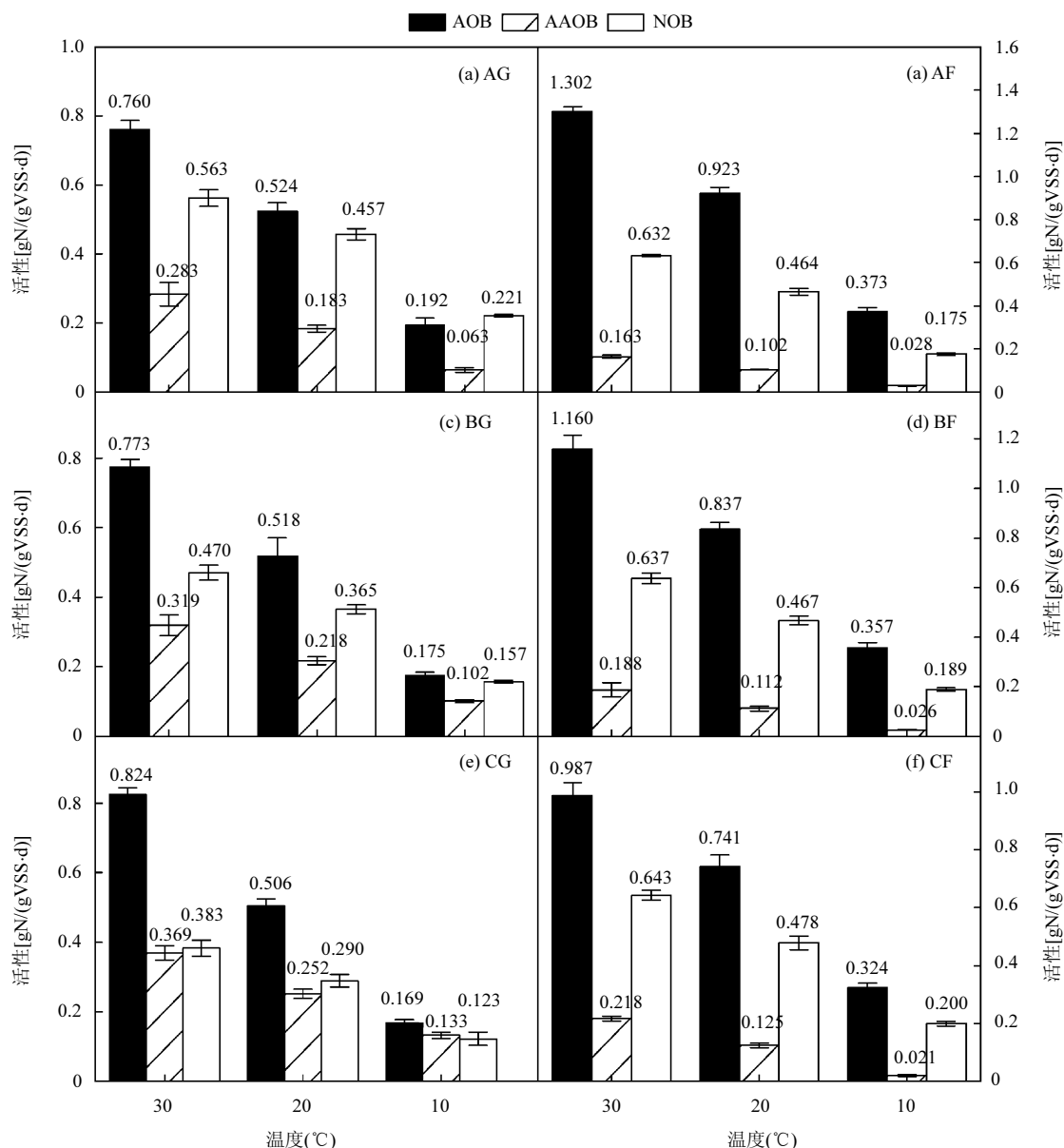


图 5 快速降温对各系统颗粒和絮状污泥中功能菌活性的影响

Fig.5 Effect of rapid cooling on the activity of functional bacteria in granular and flocculent sludge in each system

3 讨论

3.1 耦合系统的快速降温抵御能力

各系统在受到快速降温的影响时, NO_2^- -N 出现明显积累, 各系统的脱氮性能迅速恶化, 但积累率和系统恶化程度有所不同. 当温度下降至 20°C 时各系统中 NO_2^- -N 并未出现积累, 由于短程硝化效果不稳定, 生成的部分 NO_2^- -N 被 NOB 所消耗, 导致出水 NO_3^- -N 升高. 各系统在 15°C 出现 NO_2^- -N 积累, 但等量系统(系统 B)的 ANR 和 NRR 始终高于其他系统. NO_2^- -N 积累常被作为

CANON 系统性能恶化的标志, 其积累程度可反映出系统恶化的程度^[25]. NO_2^- -N 积累是由于短程硝化和厌氧氨氧化速率不平衡, 同时亚硝酸盐氧化速率下降所造成的^[26]. 当温度下降至 15°C 时, NOR 也出现降低, 这是由于系统中 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 积累也使得 NOB 受到 FA 和 FNA 的双重抑制, 这与袁林江等^[27]的结果相似. 快速降温过程中等量系统的 ARR 的下降速率始终低于其他系统, 这导致该系统在快速降温过程中有较低的 NAR 和较高的 NRR. 因此, 等量系统抵御快速降温的能力优于其他系统.

3.2 耦合系统的快速降温抵御机制

不同形态的功能菌活性与温度之间均呈现出正相关,但不论在何种温度下功能菌活性分布仍满足空间异质性^[28],同时也不会影响功能菌的活性分布差异.快速降温对于不同形态功能菌活性的影响不同,颗粒相较于絮状而言具有较高的传质阻力和特殊的包裹型结构,温度更容易对絮状内部的AAOB产生直接作用,这导致温度对于絮状AAOB的不利影响更大^[29].而絮状污泥中的传质和氧限制更小,AOB在低温抑制和DO刺激之间的协调下受到的影响比颗粒少.快速降温对于不同耦合系统中不同形态功能菌活性占比的影响也不同,见图6.随着耦合系统中絮状污泥占比的增加,AOB和NOB在颗粒中受温度的影响增加,在絮状中减少;而AAOB在颗粒中受温度影响减少,而絮状增加,这可能与污泥粒径和形态有关.絮状污泥的粒径随絮状占比的增加而减少,在低温下缺氧区增加^[31],导致AAOB活性大幅下降,而好氧菌(AOB和NOB)在DO的刺激下受到低温的影响有所缓解.颗粒污泥的粒径基本相同,但AG在降温后结构相对松散,BG和CG能够较好的维持污泥形态,这使得AAOB的活性受低温的影响减少.

自养脱氮系统中的活性平衡并非功能菌活性相等,而是功能菌的相互配合实现内部平衡.降温会导致功能菌活性的降低,但降温对于功能菌的影响程度不同才是使系统脱氮性能恶化的关键.不同污泥比例耦合系统的快速降温抵御机制见图7,低温对于系统性能的影响除了考虑温度之外还应该结合DO进行综合分析.低温条件下絮状污泥基本丧失AAOB活性,厌氧氨氧化过程主要靠颗粒污泥来完成.高絮状系统中絮状污泥比例为95%,絮状AOB活性受低温的影响小,能够有效的消耗反应器内的DO,避免DO积累对AAOB造成双重影响,对系统内少量的颗粒AAOB有较强的保护作用,从而导致颗粒AAOB活性下降幅度低于其他系统.虽然高絮状系统能够在低温条件下较好的保留颗粒AAOB活性,但由于颗粒污泥的缺乏导致系统ARR下降幅度最大,NAR最高.随着絮状占比的减少,温度对于絮状AOB活性的影响增加,这使得系统中的DO刺激了颗粒污泥,DO渗入深度的增加^[15,30],NOB在DO刺激下活性降幅较低,将氨氧化

过程产生的 NO_2^- -N进行截留,最终颗粒AAOB在基质的缺乏和DO抑制的作用下大幅降低.同时高颗粒系统中AAOB在颗粒和絮状污泥中的分布差异较小,絮状污泥中AAOB活性的降低使得系统AAOB活性进一步降低.而等量系统的空间异质性最为显著,同时絮状AOB受温度的影响较小能够消耗掉大部分的DO,有效减轻DO和温度对于AAOB的双重抑制,能够较好的发挥颗粒和絮状污泥各自的作用,从而使得系统ARR下降幅度低于其他系统.因此,在快速降温过程中还需要对DO进行更为精细化的调控,以避免对AAOB活性造成双重影响.

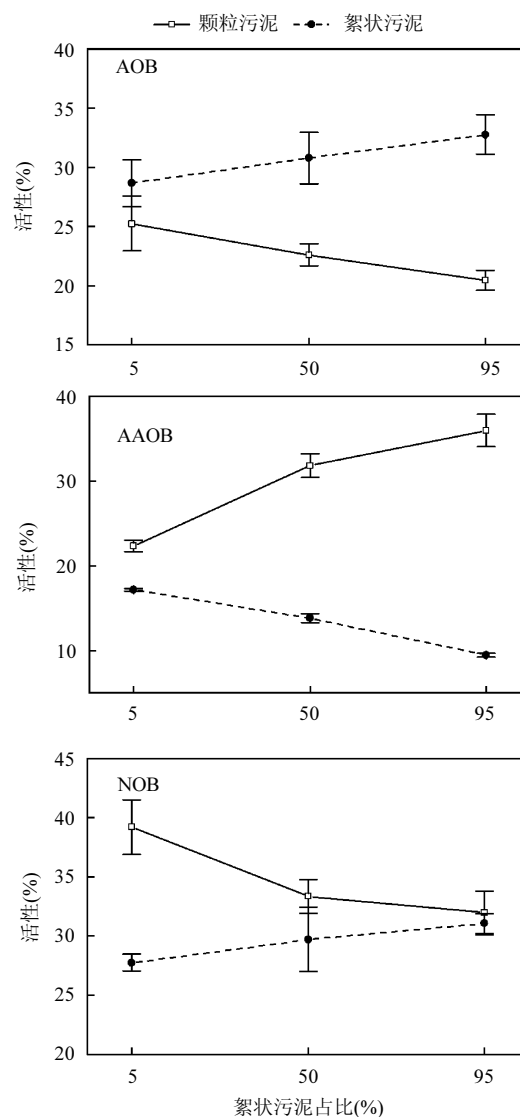


图6 快速降温对各系统颗粒和絮状污泥各功能菌活性占比的影响

Fig.6 Effect of rapid cooling on the activity proportion of functional bacteria in granules and flocs in each system

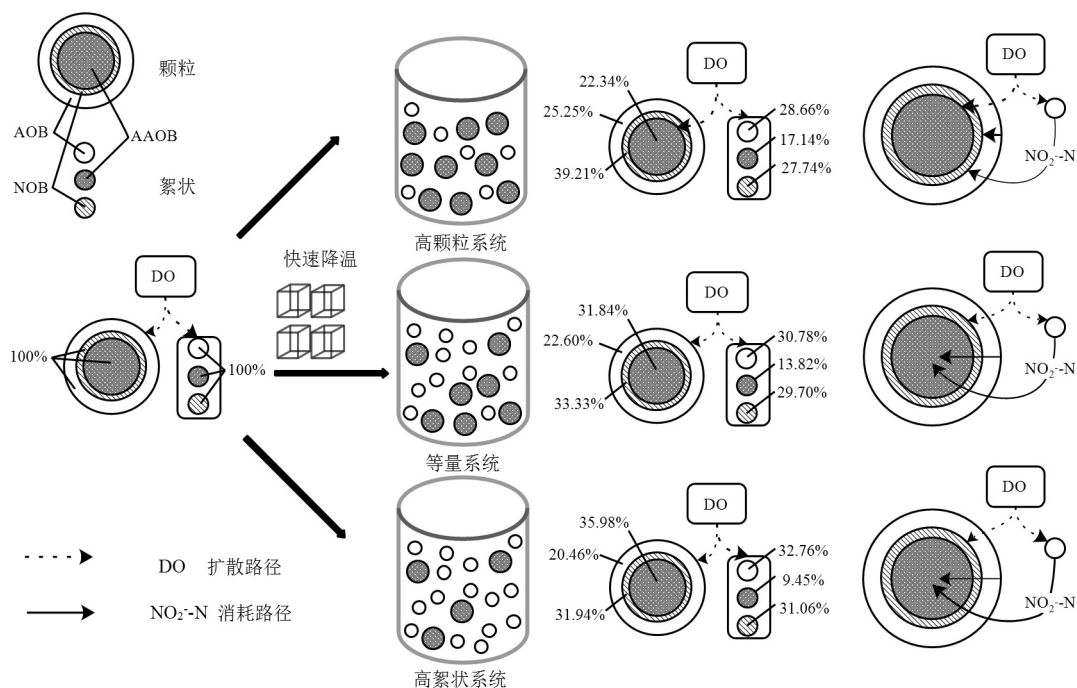


图7 不同污泥比例耦合系统的快速降温抵御机制

Fig.7 Resisting mechanism of rapid cooling on hybrid systems with different sludge ratio

4 结论

4.1 快速降温过程中各系统的 NRR 大幅下降,当温度下降至 15℃时 NO₂⁻-N 开始现积累,10℃时各系统的 NAR 分别为 37.9%、23.7%和 44.2%,此时的 NRR 分别为 0.029、0.052、0.021kg/(m³·d).AAOB 受温度的影响大于 AOB 和 NOB,但等量系统中 AAOB 活性的下降幅度小于其他系统,因此抵御快速降温的能力优于其他系统。

4.2 不同形态功能菌活性与温度均呈正相关,但快速低温不影响空间异质性和活性分布情况.快速降温对于不同形态功能菌活性的影响不同,颗粒 AAOB 和 NOB 活性受影响程度小于絮状污泥,而絮状 AOB 活性受影响程度小于颗粒污泥.随着耦合系统中絮状污泥占比的增加,AOB 和 NOB 在颗粒中受温度的影响增大,在絮状中减少;而 AAOB 在颗粒中受温度影响减少,而在絮状中增加。

4.3 DO 在快速降温过程中对功能菌活性的影响不容忽视.相较于其他系统,等量系统的空间异质性最为显著,能够较好的发挥颗粒和絮状污泥各自的作用,絮状 AOB 能够消耗掉大部分的 DO,保护颗粒 AAOB 免受抑制,有效减轻 DO 和温度对于 AAOB 的双重作用。

参考文献:

- [1] 王 振,朱振华,丁亚男,等.低温对 CANON 型序批式生物膜反应器脱氮的影响 [J]. 中国环境科学, 2019,39(4):1533-1541.
Wang Z, Zhu Z, Ding Y, et al. Effect of low temperature on nitrogen removal in a sequencing batch biofilm reactor with CANON process [J]. China Environmental Science, 2019,39(4):1533-1541.
- [2] 完颜德卿,袁 怡,李 祥,等.一种 CANON 工艺处理低氨氮废水的新模式 [J]. 环境科学, 2017,38(3):1122-1129.
Wanyan D, Yuan Y, Li X, et al. A New model for the treatment of low ammonia nitrogen wastewater by CANON process [J]. Environmental Science, 2017,38(3):1122-1129.
- [3] Xu G, Zhou Y, Yang Q, et al. The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015,99(6):2485-2490.
- [4] Sobotka D, Tuszynska A, Kowal P, et al. Long-term performance and microbial characteristics of the anammox-enriched granular sludge cultivated in a bench-scale sequencing batch reactor [J]. Biochemical Engineering Journal, 2017,120:125-135.
- [5] Lotti T, Kleerebezem R, Hu Z, et al. Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge [J]. Water Research, 2014,66:111-121.
- [6] Lettinga G, Rebac S, Zeeman G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment [J]. Trends in Biotechnology, 2001,19(9): 363-370.
- [7] de Almeida Fernandes 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.
- [8] Wu S, Bhattacharjee A S, Weissbrodt D G, et al. Effect of short term external perturbations on bacterial ecology and activities in a partial

- nitritation and anammox reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219:527-535.
- [9] 周正,王凡,林兴,等.中试一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器的启动与区域特性 [J]. *环境科学*, 2018,39(3):1301-1308.
Zhou Z, Wang F, Lin X, et al. Start-up and regional characteristics of a pilot-scale integrated PN-ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2018,39(3):1301-1308.
- [10] Li B L, Wang Y, Li X, et al. Comparing the nitrogen removal performance and microbial communities of flocs-granules hybrid and granule-based CANON systems [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,703:134949.
- [11] Li B L, Zhang W, Yan X, et al. Startup and Performance Stability of a Nitritation-Anammox Reactor Using Granular Sludge [J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2017,26(1):173-180.
- [12] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:227-285.
State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:227-285.
- [13] 张铃敏,常青龙,史勤,等.CANON 工艺短程硝化恢复调控及微生物种群结构变化 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(6):2354-2360.
Zhang L, Chang Q, Shi Q, et al. The recovery regulation of a CANON system and variations in the microbial [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(6):2354-2360.
- [14] 谢弘超,王晓东,王伟刚,等.曝气策略调控 CANON 工艺降温降基稳定运行 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(7):2781-2788.
Xie H, Wang X, Wang W, et al. Stable operation of CANON system during temperature and substrate decreasing process via aerobic regime adjustment [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(7): 2781-2788.
- [15] 宋成康,王亚宜,韩海成,等.温度降低对厌氧氨氧化脱氮效能及污泥胞外聚合物的影响 [J]. *中国环境科学*, 2016,36(7):2006-2013.
Song C, Wang Y, Han H, et al. Effect of decreasing temperature on the performance and extracellular polymer substance of anaerobic ammonia oxidation sludge [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(7):2006-2013.
- [16] Zhu G, Wang S, Ma B, et al. Anammox granular sludge in low-ammonium sewage treatment: Not bigger size driving better performance [J]. *Water Research*, 2018,142:147-158.
- [17] 王亚宜,黎力,马骁,等.厌氧氨氧化菌的生物特性及 CANON 厌氧氨氧化工艺 [J]. *环境科学学报*, 2014,34(6):1362-1374.
Wang Y, Li L, Ma X, et al. Bio-characteristics of anammox bacteria and CANON anammox process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014,34(6):1362-1374.
- [18] Jin R, Ma C, Yu J. Performance of an Anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013,232:17-25.
- [19] Yu Y W, Zhu L, Kong Y, et al. Component analysis of extracellular polymeric substances (EPS) during aerobic sludge granulation using FTIR and 3D-EEM technologies [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 124:455-459.
- [20] Wang Z, Liu L, Yao J, et al. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. *Chemosphere*, 2006,63(10):1728-1735.
- [21] 付昆明,廖敏辉,周厚田,等.降温过程中生物膜 CANON 反应器的运行特征 [J]. *环境科学*, 2019,40(3):1412-1418.
Fu K, Liao M, Zhou H, et al. Operation characteristics of the biofilm CANON reactor during the temperature reduction process [J]. *Environmental Science*, 2019,40(3):1412-1418.
- [22] Mi W, Zhao J, Ding X, et al. Treatment performance, nitrous oxide production and microbial community under low-ammonium wastewater in a CANON process [J]. *Water Science and Technology*, 2017,76(12):3468-3477.
- [23] Shi Y, Wells G, Morgenroth E. Microbial activity balance in size fractionated suspended growth biomass from full-scale sidestream combined nitritation-anammox reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2016,218:38-45.
- [24] Gilbert E M, Agrawal S, Schwartz T, et al. Comparing different reactor configurations for Partial Nitritation/Anammox at low temperatures [J]. *Water Research*, 2015,81:92-100.
- [25] De Clippeleir H, Vlaeminck S E, De Wilde F, et al. One-stage partial nitritation/anammox at 15 °C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2013,97(23):10199-10210.
- [26] Akaboci T R V, Gich F, Rusalleda M, et al. Assessment of operational conditions towards mainstream partial nitritation-anammox stability at moderate to low temperature: Reactor performance and bacterial community [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018,350:192-200.
- [27] 袁林江,彭党聪,王志盈.短程硝化-反硝化生物脱氮 [J]. *中国给水排水*, 2000,16(2):29-31.
Yuan L, Peng D, Wang Z, et al. Biological Nitrogen removal by shortcut nitrification-denitrification [J]. *China Water & Was Tewater*, 2000,16(2):29-31.
- [28] Hubaux N, Wells G, Morgenroth E. Impact of coexistence of flocs and biofilm on performance of combined nitritation-anammox granular sludge reactors [J]. *Water Research*, 2015,68:127-139.
- [29] Wittorf L, Jones C M, Bonilla-Rosso G, et al. Expression of nirK and nirS genes in two strains of *Pseudomonas stutzeri* harbouring both types of NO-forming nitrite reductases [J]. *Research in Microbiology*, 2018,169(6):343-347.
- [30] Lotti T, Kleerebezem R, van Loosdrecht M C M. Effect of temperature change on anammox activity [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015,112(1):98-103.
- [31] 李祥,高佳琦,黄勇,等.季节性温差变化对非控温 PN-Anammox 工艺稳定脱氮的影响 [J]. *环境科学学报*, 2019,39(10):3273-3278.
Li X, Gao J, Huang Y, et al. Effect of seasonal temperature difference on stable nitrogen removal of non-temperature controlled PN-Anammox process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019,39(10): 3273-3278.

作者简介: 李柏林(1983-),男,湖北钟祥人,副教授,博士,主要从事水污染控制与治理研究工作.发表论文 50 余篇。