DOI:10.11918/202603093

# 常温污泥厌氧发酵强化城市污水深度脱氮同步污泥减量

王 瑞,刘瑾瑾,邱圣杰,张 琼,李夕耀,彭永臻

(城镇污水深度处理与资源化利用国家工程实验室(北京工业大学),北京 100124)

**摘 要**:为探究常温(15~22 ℃)剩余污泥发酵混合物强化低C/N城市污水深度脱氮的可行性,通过批次与长期试验,分析了不同温度(30±2 ℃、22±2 ℃、15±2 ℃)发酵性能、硝化菌活性变化及污泥发酵混合物投加对城市污水脱氮性能的影响。批次试验表明,虽温度降低抑制细胞水解,但15±2、22±2 ℃下可溶性化学需氧量与氨氮的比值(19、20)高于30±2 ℃(17),更有利于脱氮。同时,不同温度发酵过程及产物投加对亚硝酸盐氧化菌抑制作用均显著高于氨氧化菌,从而促进短程硝化的实现。长期试验结果显示,投加常温污泥发酵混合物后,城市污水脱氮系统的总无机氮去除效率由77%提高到93%,出水总无机氮质量浓度由14 mg/L降至4 mg/L;好氧末亚硝积累率由34%提高并稳定在51%,污泥减量率达35%。经济分析表明,相比维持30±2 ℃中温发酵,常温发酵可节省约37%成本。因此,投加常温污泥发酵混合物既能显著提高城市污水脱氮效果,实现污泥减量,又具有较高的经济性。

**关键词**:常温;污泥厌氧发酵;污泥减量;生物脱氮;经济性

**中图分类号**:X703.1 **文献标志码**:A **文章编号**:0367-6234(2026)08-0067-12

# Advanced nitrogen removal from municipal wastewater and simultaneous sludge reduction enhanced by sludge anaerobic fermentation at ambient temperature

Wang Rui, Liu Jinjin, Qiu Shengjie, Zhang Qiong, Li Xiyao, Peng Yongzhen

(National Engineering Laboratory for Advanced Municipal Wastewater Treatment and Reuse Technology (Beijing University of Technology), Beijing 100124, China)

**Abstract**: To investigate the feasibility of enhancing advanced nitrogen removal from low C/N municipal wastewater using a fermentation mixture of excess sludge at ambient temperature (15-22 ℃), this paper analyzed the effects of fermentation performance at different temperatures (30±2 ℃, 22±2 ℃, and 15±2 ℃), changes in nitrifying bacteria activity, and the addition of sludge fermentation mixture on the nitrogen removal performance of municipal wastewater through batch and long-term experiments. Batch experiments indicate that although a decrease in temperature inhibits cellular hydrolysis, the ratios of soluble chemical oxygen demand to ammonia nitrogen at 15±2 ℃ and 22±2 ℃ (19 and 20) are higher than that at 30±2 ℃ (17), which is more favorable for nitrogen removal. Meanwhile, the inhibitory effects on nitrite-oxidizing bacteria are significantly higher than those on ammonia-oxidizing bacteria during the fermentation process and after the addition of products at different temperatures, thereby promoting the realization of partial nitrification. Long-term experimental results show that after the addition of the sludge fermentation mixture at ambient temperature, the removal efficiency of total inorganic nitrogen in the municipal wastewater nitrogen removal system increases from 77% to 93%, and the effluent total inorganic nitrogen concentration decreases from 14 to 4 mg/L; the nitrite accumulation rate at the end of the aerobic stage increases from 34% and stabilizes at 51%, and the sludge reduction rate reaches 35%. Economic analysis indicates that compared with maintaining fermentation at a mesophilic temperature of 30±2 ℃, fermentation at ambient temperature can save approximately 37% of the cost. Therefore, the addition of the sludge fermentation mixture at ambient temperature can not only significantly improve the nitrogen removal effect of municipal wastewater and achieve sludge reduction but also possess high economic efficiency.

**Keywords**: ambient temperature; anaerobic fermentation of sludge; sludge reduction; biological nitrogen removal; economy

**收稿日期**:2026-03-26;**录用日期**:2026-04-13;**网络首发日期**:2026-04-29
**网络首发地址**:https://link.cnki.net/urlid/23.1235.T.20260428.1734.010
**基金项目**:国家自然科学基金青年基金(22306009)
**作者简介**:王 瑞(1999—),女,博士研究生;彭永臻(1949—),男,教授,博士生导师,中国工程院院士
**通信作者**:彭永臻,pyz@bjut.edu.cn

城市污水中的氮若直接排入自然水体中会引起水体的富营养化,为此,城市污水处理厂普遍采用生物脱氮方法(biological nitrogen removal, BNR)来去除污水中的氮[1]。研究显示,去除1 mg的氮需要1.72 ~ 2.85 mg的可溶性化学需氧量(soluble chemical oxygen demand, SCOD)。但是,城市污水中的碳氮比(C/N)偏低,碳源的缺乏往往制约着BNR法脱氮的效率[2]。此外,污水处理过程中部分碳源会被微生物用于细胞合成作用,从而产生大量的剩余污泥[3]。因此,如何妥善处理污泥,并实现污泥的减量化与资源化利用,是污水处理厂面临的重大挑战。

污泥中富含有机质,通常采用厌氧碱性发酵的方式处理,不仅可以为BNR系统提供高质量的碳源,还有助于实现污泥的减量化[4]。研究表明,投加污泥发酵混合物能够在BNR系统中促进短程硝化的稳定性,减少曝气能耗和额外碳源的需求[5]。文献[4]在全程硝化的系统添加中温污泥发酵混合物实现了亚硝态氮的积累。文献[6]以污泥发酵液为碳源驱动内源反硝化以实现高效脱氮。从这个角度出发,利用污泥发酵强化的低C/N城市污水脱氮过程显示出其可持续性。然而过往的研究中对于污泥发酵混合物的获得大都集中在30 ±2 ℃、35 ±1 ℃等中温下,而实际温度随季节变化波动较大[7]。如果将污泥发酵的温度持续控制在中温势必要增加一定的能源成本。另外,目前的研究鲜有探究投加常温(15 ~22 ℃)污泥发酵混合物对低C/N城市污水氮去除的影响。

因此,本研究通过批次试验和长期试验,综合对比了30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃条件下剩余污泥厌氧碱性发酵反应器中的水解酸化效果和氨氮溶出状况,同时追踪了不同温度下发酵过程中硝化菌活性与微生物菌群结构的变化;探讨了投加常温污泥发酵混合物对城市污水处理系统中总无机氮去除效率和路径的具体影响;并结合污泥减量效果和成本效益分析,评估BNR系统中持续投加常温污泥发酵混合物以强化低C/N城市污水脱氮处理的可行性。

## 1　材料与方法

### 1.1　试验装置与运行策略

剩余污泥厌氧发酵批次试验采用3个有效体积为3 L的密封半连续搅拌反应器,采用磁力搅拌器(可加热型)和温度传感器进行搅拌和控制反应器的温度(30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃)。污泥厌氧发酵时间为7 d,每天使用5 mol/L的氢氧化钠调节酸碱度pH值维持在10 ±0.5,每天调节一次。污泥厌氧发酵的长期试验采用2个有效体积为10 L的密封半连续搅拌反应器,其中一个反应器使用加热棒和温控系统进行温度控制(30 ±2 ℃),另一个在北京地区4 ~6月份不控温运行(统计得出温度范围为15 ~22 ℃)。同时两个反应器均配置有机械搅拌器以确保污泥充分混合,搅拌速度设定在110 r/min;此外,试验采用pH自动控制仪实时调节pH值,保持在10 ±0.5范围内,并将污泥龄控制在7 d。

主反应器由1个有效体积为10 L的有机玻璃反应器组成,通过加热棒和温度传感器维持运行温度在30 ±1 ℃。反应器配置了用于充分混匀污泥的机械搅拌器,安装了空压机以向工作区提供需要的空气量,并使用转子流量计来控制曝气速率。城市污水通过蠕动泵输送至工作区,并按照厌氧–好氧–缺氧模式运行。每天运行两个周期,每个周期划分为厌氧阶段(120 min,包括进水15 min)、好氧阶段(180 min)、缺氧阶段(240 min)、沉淀阶段(120 min)、排水阶段(5 min)和闲置阶段(55 min)。阶段Ⅱ开始,污泥发酵混合物的投加量为200 mL,与进水同时泵入,排水比设定为50%。

### 1.2　试验用水与接种污泥

试验用水为实际的城市污水,取自北京工业大学化粪池出水,属于典型的低C/N污水[8]。发酵罐接种的污泥来自实验室的普通活性污泥,这种污泥具有良好的硝化性能,其混合液挥发性悬浮固体(mixed liquor volatile suspended solid, MLVSS)质量浓度控制在9 000 ~10 000 mg/L。BNR系统的接种污泥取自实验室长期投加中温污泥发酵混合物强化的系统,MLVSS维持在4 000 ~5 000 mg/L。

### 1.3　计算公式

好氧末亚硝积累率[9]按照式(1)计算:

$$\eta_1 = \frac{\rho_1}{\rho_1 + \rho_2} \times 100\% \quad (1)$$

式中:$\eta_1$ 为好氧末亚硝积累率,%;$\rho_1$ 为好氧末亚硝态氮质量浓度,mg/L;$\rho_2$ 为好氧末硝态氮质量浓度,mg/L。

污泥减量率按照式(2)计算:

$$\eta_2 = \frac{V_1 \times \rho_3 - V_2 \times \rho_4}{V_1 \times \rho_3} \times 100\% \quad (2)$$

式中:$\eta_2$ 为污泥减量率,%;$\rho_3$ 为投加到发酵罐或者 BNR 系统的 MLVSS,mg/L;$\rho_4$ 为发酵罐或者 BNR 系统排出的 MLVSS,mg/L;$V_1$ 为投入体积,L;$V_2$ 为排出体积,L。

比氨氧化速率按照式(3)计算:

$$r_1 = \frac{\rho_5 - \rho_6}{\rho_{\mathrm{MLVSS}} \times t} \quad (3)$$

式中:$r_1$ 为比氨氧化速率,mgN/(gVSS·h);$\rho_5$ 为好氧段初始氨氮质量浓度,mg/L;$\rho_6$ 为好氧段末端氨氮质量浓度,mg/L;$\rho_{\mathrm{MLVSS}}$ 为混合液挥发性悬浮固体质量浓度,g/L;$t$ 为曝气反应时间,h。

比硝态氮产生速率按照式(4)计算:

$$r_2 = \frac{\rho_8 - \rho_7}{\rho_{\mathrm{MLVSS}} \times t} \quad (4)$$

式中:$r_2$ 为比硝态氮生成速率,mgN/(gVSS·h);$\rho_7$ 为好氧段初始硝态氮质量浓度,mg/L;$\rho_8$ 为好氧段末端硝态氮质量浓度,mg/L。

### 1.4　分析方法

利用流动注射分析仪来测定氮的质量浓度;将样品经 0.45 μm 滤膜过滤后,参照 HJ/T 399—2007 快速消解法测定 SCOD。MLVSS、聚羟基脂肪酸酯(poly-hydroxyalkanoates, PHA)和糖原根据报道中的标准方法进行测定[10],其中 PHA 为聚-β-羟基丁酸酯(poly-β-hydroxybutyrate, PHB)和聚-β-羟基戊酸酯(poly-β-hydroxyvalerate, PHV)的和。蛋白质普遍采用 Folin –酚法,多糖采用蒽酮比色法;短链脂肪酸(short-chain fatty acids, SCFAs)使用气相色谱仪(Agilent6890N)测定,pH 和溶解氧通过多功能在线测定仪检测(WTW, pH/Oxi Multi3420,Germany)。使用 Illumina Miseq PE –300(美吉生物,中国)平台分析原始序列,进行微生物群落结构的分析。

### 1.5　统计学分析

所有批次试验均设置 3 组平行,结果以“平均值 ± 标准差”表示。长期试验没有平行但有时间序列上的重复采样,采用 origin 进行数据绘图,使用 SPSS 26.0 软件(IBM,美国)对数据进行统计分析。两组数据间的比较使用独立样本 $t$ 检验;多组数据间使用单因素方差分析(One-way ANOVA),并利用 Tukey 法进行比较。显著性水平设定为 $p < 0.05$。

## 2　结果与讨论

### 2.1　不同温度下污泥厌氧发酵的性能

#### 2.1.1　厌氧碱性发酵水解酸化性能及副产物氨氮溶出情况

剩余污泥在 30 ± 2 ℃、22 ± 2 ℃和 15 ± 2 ℃下厌氧碱性(pH = 10 ± 0.5)发酵 7 d 的水解酸化性能及副产物氨氮的溶出情况如图 1 所示。在污泥发酵过程中,不同温度下 SCOD、蛋白质、多糖的质量浓度均表现出一致升高现象;但是,释放量的最大值有明显差异,分别由 30 ± 2 ℃时的 4 115、1 373 和 249 mg/L 降至 22 ± 2 ℃的 3 248、1 058 和 192 mg/L 以及 15 ± 2 ℃的 3 110、1 044 和 182 mg/L。这和先前的研究结果一致,较高的温度更有利于污泥的水解,使有机质快速溶出[11]。但 22 ± 2 ℃和 15 ± 2 ℃下污泥水解性能差异不大。由于氨氮的生成与蛋白质的水解有关,氨氮溶出质量浓度表现出与蛋白质一致的变化,30 ± 2 ℃、22 ± 2 ℃、15 ± 2 ℃下的质量浓度分别为 248、159、162 mg/L。值得注意的是,随温度降低,可溶性化学需氧量与氨氮比值升高,在 30 ± 2 ℃、22 ± 2 ℃、15 ± 2 ℃下分别为 17、20、19,这说明在 15 ~ 22 ℃下污泥发酵的产物有更高比例的碳源可以流向 BNR 系统用于脱氮。

在污泥发酵产酸过程中,由于发酵后期,在未补充新鲜剩余污泥的情况下,污泥中可降解的基质供应不足,30 ± 2 ℃、22 ± 2 ℃下 SCFAs 的产量呈现先升高后降低的趋势;而 15 ± 2 ℃下 SCFAs 的产量呈现一直升高的趋势,这可能是由于温度下降,降低了

产酸速率,增加了产酸时间[12]。污泥发酵过程中,22 ±2 ℃和 15 ±2 ℃下的最大 SCFAs 产量分别为 1 435和 1 367 mg/L,均低于 30 ±2 ℃时的 2 110 mg/L,但是产酸率(38%、43%)与 30 ±2 ℃时(40%)差别不大。这说明在本研究中,温度下降并未对系统的产酸性能有抑制作用,之前研究中也提到,以产酸为目的体系,温度降低可能更有利[13]。

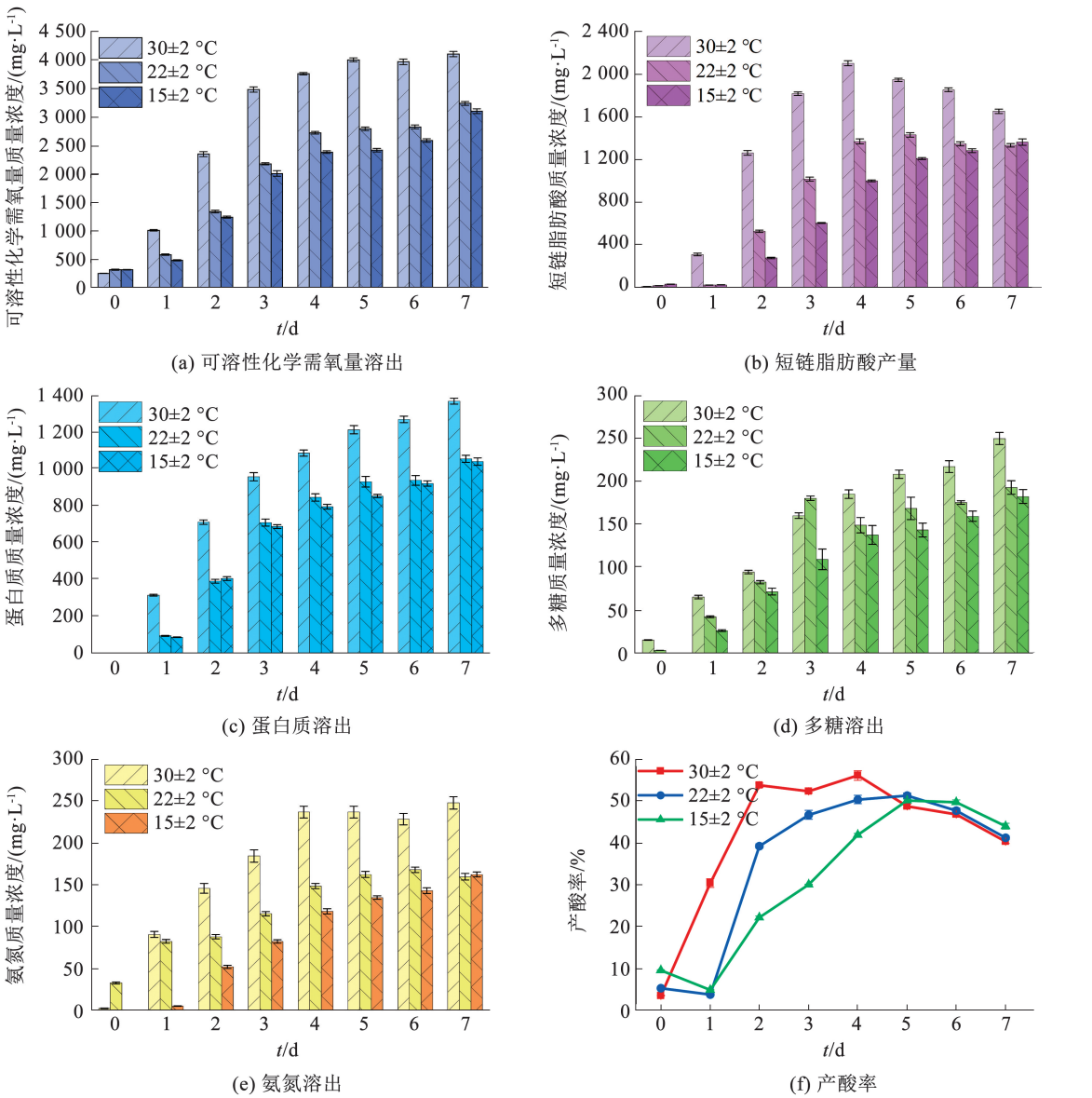



**图 1 不同温度下厌氧碱性发酵水解酸化性能及副产物氨氮溶出情况**

Fig. 1 Hydrolytic acidification performance of anaerobic alkaline fermentation and ammonia nitrogen dissolution from by-products at different temperatures

### 2.1.2 长期厌氧碱性发酵系统水解酸化性能及副产物氨氮溶出效果

为进一步分析常温(15 ~ 22 ℃)下长期污泥发酵混合物是否可以作为碳源投加到城市污水 BNR 中强化氮去除,对比了剩余污泥在中温 30 ±2 ℃(加热棒控温)和常温 15 ~ 22 ℃(4 ~ 6 月份不加热、不控温)下的长期厌氧碱性(pH = 10 ±0.5)发酵的水解酸化性能及副产物氨氮的溶出情况,如图 2 所示。

在维持中温的长期发酵罐系统,20 d 后维持一个较稳定的污泥水解酸化性能,平均氨氮质量浓度为 253 mg/L,SCOD、SCFAs 质量浓度分别为 4 087 和 2 147 mg/L,蛋白质和多糖质量浓度分别为 1 227 和 245 mg/L。对常温的长期发酵罐,由于 4 ~ 6 月温度波动性上升(15 ~ 22 ℃),氨氮、SCOD 及 SCFAs 产量也呈现波动性上升,平均 SCOD 和 SCFAs 的产量分别为 3 273 和 2 014 mg/L,这与中温污泥发酵

罐的性能差别并不明显。值得注意的是,常温下的产酸率为 61% 明显高于中温下的产酸率 52%,这可能是因为在中温条件下,虽然水解速率较快,但部分生成的 SCFAs 可能被产甲烷菌或其他嗜温型耗酸微生物进一步消耗[14];而在常温下,耗酸微生物的代谢活性未被完全激活,使得 SCFAs 可以更好地积累。这体现了以常温污泥发酵混合物作为优质碳源以提高脱氮效果的潜力。

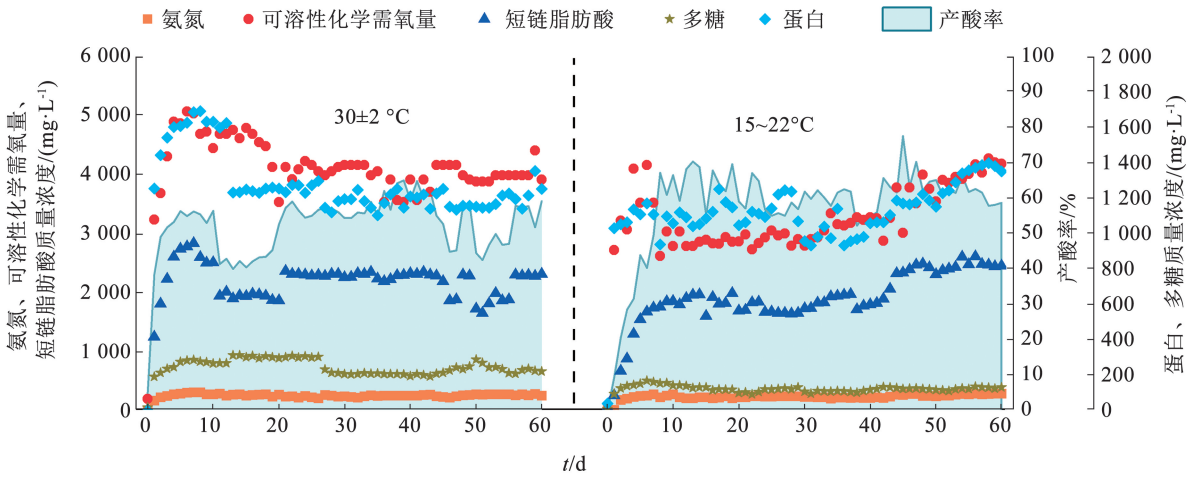


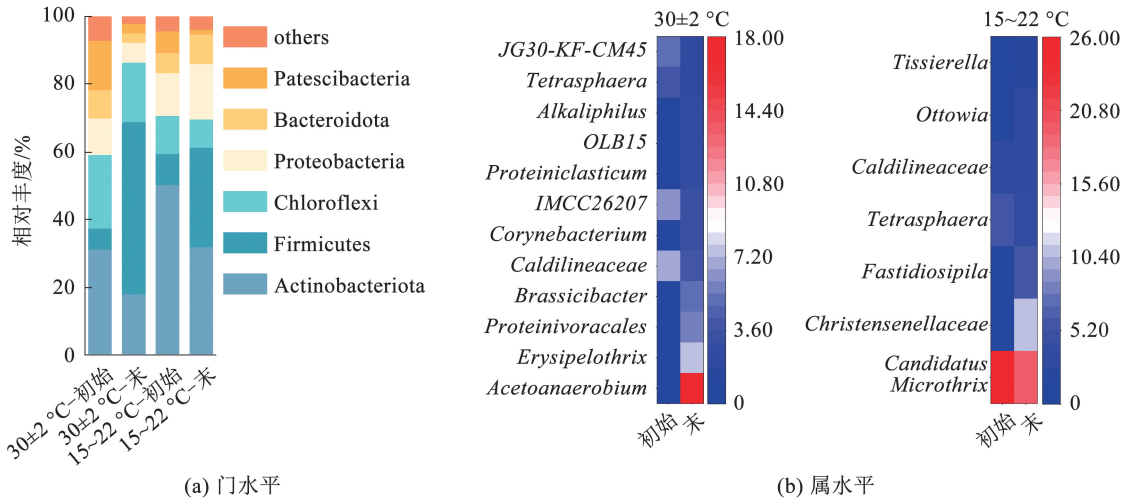

**图 2　长期厌氧碱性发酵系统水解酸化性能及副产物氨氮溶出效果对比**

Fig. 2　Comparison of hydrolytic acidification performance and ammonia nitrogen dissolution effect from by-products in long-term anaerobic alkaline fermentation system

### 2.1.3　厌氧碱性发酵系统功能菌群

利用 16S rDNA 高通量测序技术研究中温和常温下污泥厌氧碱性发酵过程中微生物群落结构的变化。门水平上变化如图 3(a)所示,高通量测序在不同温度样本中共检测到 35 个菌门,其中相对丰度大于 1% 的有 6 个菌门,分别为放线菌门 Actinobacteriota、厚壁菌门 Firmicutes、绿弯菌门 Chloroflexi、变形菌门 Proteobacteria、拟杆菌门 Bacteroidota 和髌骨细菌门 Patescibacteria。其中,本研究中在不同温度下的污泥发酵系统中的优势菌门均为放线菌门和厚壁菌门,在中温系统中两者的相对丰度分别为 18% 和 51%,常温系统中的相对丰度分别为 32% 和 29%。研究表明,放线菌门和厚壁菌门是传统厌氧污泥发酵系统中的关键菌门[15],与有机物的水解酸化密切相关。其中放线菌门能够分解纤维素、抗生素以及角蛋白等一些复杂的有机物;厚壁菌门则被认为可以在厌氧消化过程中有效地分泌水解酶,丰度越高越有利于有机物进行水解产酸作用[16]。

属水平上菌群变化如图 3(b)所示,共检测出 690 个菌属,其中在中温污泥发酵系统中相对丰度大于 2% 的有 12 个,常温系统中有 7 个。中温下污泥发酵的优势菌属为 *Acetoanaerobium*(18%),属于化学有机营养型厌氧菌,可以利用碳水化合物产生醋酸及其他挥发性酸;其次为 *Erysipelothrix*(8%),利用葡萄糖和其他碳水化合物产酸但不产气;此外还有在厌氧消化中起着重要作用的典型发酵菌 *Proteinivoracales*(6%)和 *Brassicibacter*(5%)[17]等。与之明显不同的是,常温下污泥发酵系统中的优势菌属是 *Candidatus_Microthrix*(20%),该菌属为微丝菌,比表面积大,有利于活性污泥微生物摄取底物[18];其次是 *Christensenellaceae*(11%),属于拟杆菌门和厚壁菌门,与有机物的水解酸化有着密切的联系[19],更多生长在常温环境;此外还有可以分解蛋白质、几丁质为乙酸和丁酸的 *Fastidiosipila*(6%)菌属以及重要的水解酸化菌 *Ottowia*(3%)等。另外结合关键功能菌属和发酵性能功能指标的相关性分析来看(图 4),中温发酵系统中的 *Acetoanaerobium*,*Erysipelothrix* 菌属,常温发酵系统中的 *Christensenellaceae*,*Fastidiosipila* 菌属与 SCOD、SCFAs 等发酵产物呈正相关,反映了中温和常温下污泥发酵均具有强大的水解产酸能力。




(a) 门水平　　(b) 属水平

**图 3　中温和常温污泥厌氧碱性发酵过程中微生物群落结构的变化**

Fig. 3　Variations of microbial community structure during anaerobic alkaline fermentation of sludge at mesophilic and ambient temperatures

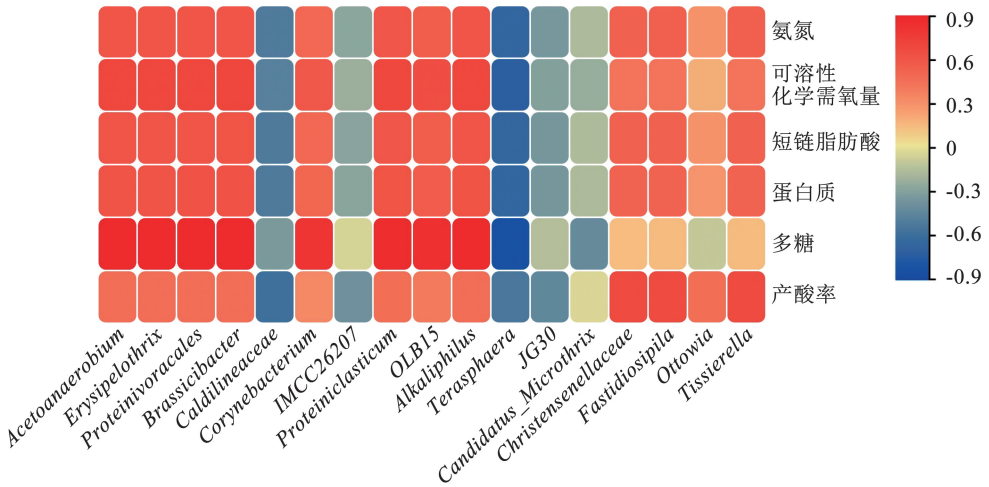



**图 4　关键功能菌属和发酵性能功能指标的相关性分析**

Fig. 4　Correlation analysis between key functional genera and functional indicators of fermentation performance

## 2.2　不同温度厌氧发酵处理对硝化菌活性的影响

### 2.2.1　厌氧发酵处理过程中硝化活性的变化

图 5 为不同温度污泥发酵处理过程中以及长期污泥发酵混合物在高溶解氧质量浓度下(≥ 4 mg/L)活性恢复过程中污泥硝化活性的变化。由图 5(a)、(b)、(c)可知,在 30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃厌氧发酵 7 d 的过程中,氨氧化菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)活性的衰减速率分别为 0.33 ±0.05、0.52 ±0.35、0.10 ±0.13 $d^{-1}$,均低于亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)活性的衰减速率 0.99 ±0.15、1.10 ±0.29、0.55 ±0.24 $d^{-1}$。说明在本研究中,不同温度下污泥厌氧发酵过程中对 NOB 的灭活作用均比对 AOB 更显著[9]($p < 0.05$)。由图 5(d)、(e)、(f)可知,高溶解氧的作用下,活性污泥硝化活性得到恢复,30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃下 AOB 活性恢复速率分别为 0.87 ±0.23、1.26 ±0.31、1.20 ±0.52 $d^{-1}$,均高于 NOB 活性的恢复速率 0.30 ±0.26、0.26 ±0.14、0.22 ±0.20 $d^{-1}$。这说明不同温度下发酵污泥中 AOB 较 NOB 具有更快的恢复活性的能力[20]($p < 0.05$)。这种差异化响应归因于两种功能菌对环境胁迫(高 pH 值、游离氨)的耐受机制不同。研究表明,相比 AOB,NOB 对碱性发酵产物中的高游离氨表现出更高的敏感性,其细胞内稳态更易受到干扰导致不可逆的酶失活[21]。因此本研究进一步证实,常温发酵过程同样可以通过动力学分化实现对 NOB 的选择性抑制,为后续维持短程硝化奠定基础。

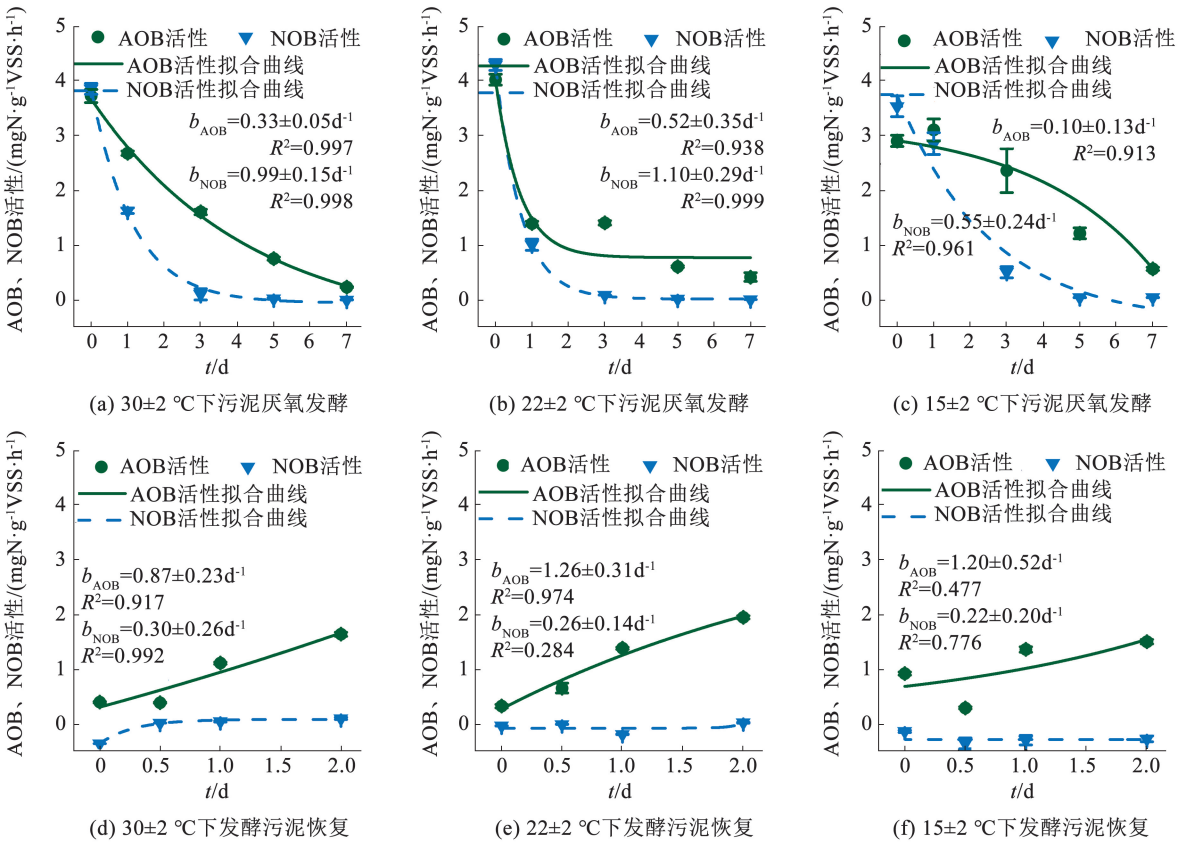



**图 5　硝化菌硝化活性的变化**

Fig. 5　Variation of nitrification activity of nitrifying bacteria

2.2.2　污泥发酵混合物的投加对活性污泥硝化活性的抑制作用

取 30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃下污泥厌氧碱性发酵 7、10 d 的混合物分别投加到硝化性能良好的活性污泥中,其对普通活性污泥硝化活性的抑制作用如图 6 所示。30 ±2 ℃、22 ±2 ℃、15 ±2 ℃下污泥发酵 7 d 混合物的投加后,活性污泥中 NOB 的活性分别被抑制了 59%、67%、44%,是 AOB 活性被抑制的 5、3、4 倍。此外,发酵 10 d 的污泥混合物投加后对硝化活性的抑制与上面一致。本研究证实了不同温度下的污泥发酵混合物的投加均可以对硝化菌产生选择性抑制,对 NOB 的抑制明显高于对 AOB 的抑制($p$ <0.05)。分析其原因,可能是污泥发酵混合物中富含的游离氨等作为抑制剂,促进短程硝化的实现。但是污泥发酵混合物成分复杂,具体哪一种物质发挥着最关键作用,仍需未来进一步研究。

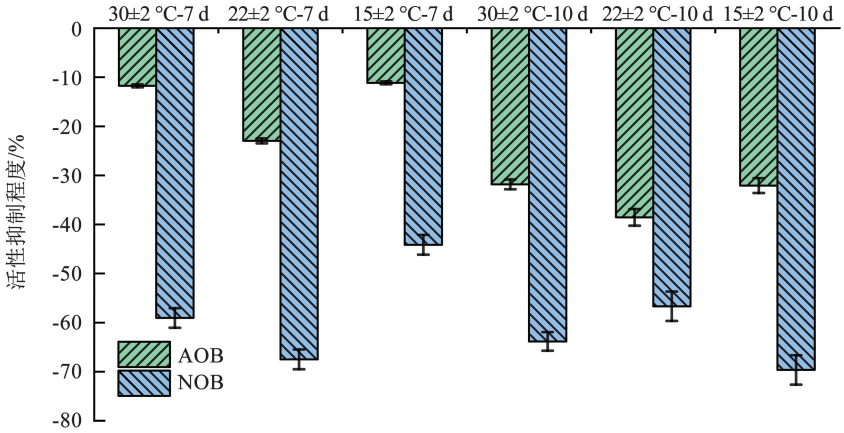



**图 6　不同温度下污泥发酵混合物的投加对活性污泥硝化活性的抑制作用**

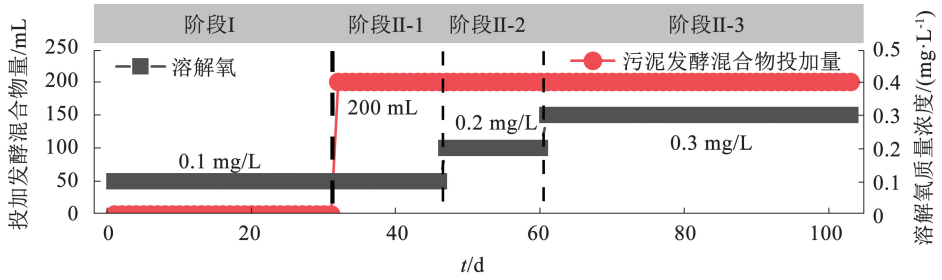
Fig. 6　Inhibitory effect of addition of sludge fermentation mixture at different temperatures on nitrification activity of activated sludge

综上所述,从不同温度厌氧发酵处理过程、长期发酵污泥硝化活性恢复以及污泥发酵物的投加 3 个角度,均证实不同温度下厌氧发酵处理对 NOB 存在选择性抑制。理论上投加常温污泥发酵混合物依然可以有效抑制或者淘洗 NOB,实现主流反应器的短程硝化,从而增强主流反应器的脱氮效果。然而,具体性能仍需通过长期的试验进一步研究和验证。

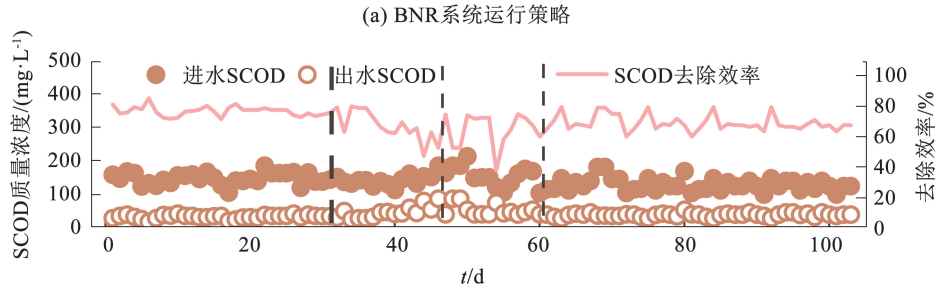
### 2.3 投加常温污泥发酵混合物对 BNR 脱氮影响

#### 2.3.1 长期氮去除效果

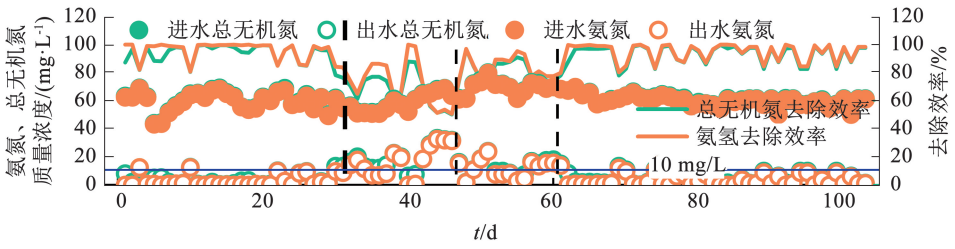
基于污泥发酵试验的结果,本研究通过长期试验进一步探究了投加常温污泥发酵混合物强化 BNR 脱氮的可行性,图 7 展示了具体运行策略和性能变化。



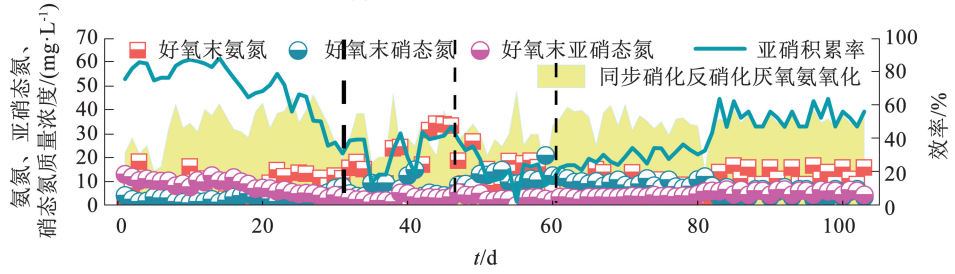

(a) BNR系统运行策略




(b) BNR系统长期可溶性化学需氧量运行效果




(c) BNR系统长期氮运行效果




(d) BNR系统好氧阶段运行效果

**图 7 投加常温污泥发酵混合物对 BNR 系统长期脱氮性能的影响**

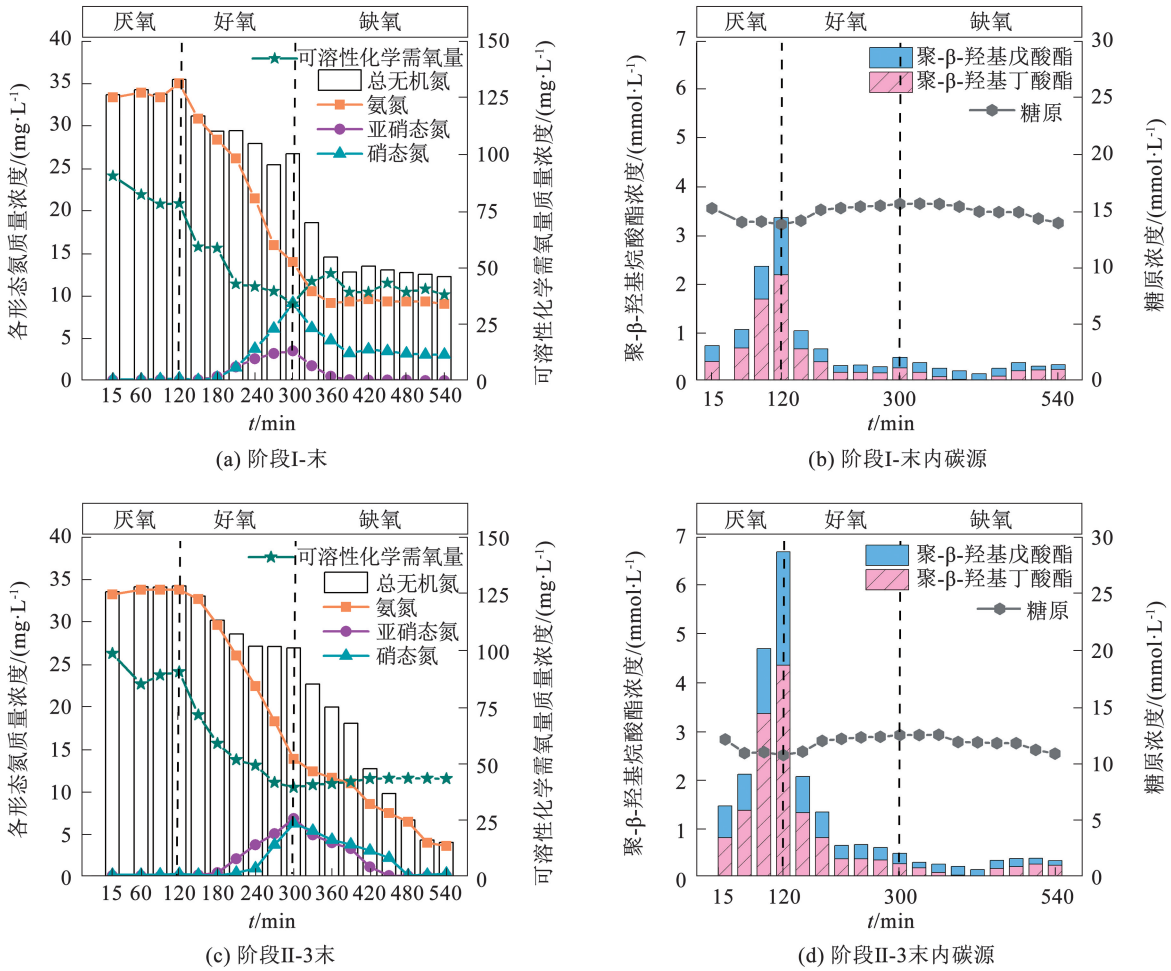
Fig. 7 Effect of addition of sludge fermentation mixture at ambient temperature on long-term nitrogen removal performance of BNR system

接种污泥来源于长期投加中温污泥发酵混合物强化的 BNR 系统,具有较高的亚硝积累率(81%)和总无机氮去除效率(93%)。阶段Ⅰ(0 ~ 31 d),保持其他条件不改变($T$ = 30 ± 1 ℃,溶解氧 0.1 mg/L)同时停止投加中温污泥发酵混合物,以获得未得到污泥发酵混合物强化的 BNR 系统,运行 29 d 后,亚硝积累率和总无机氮去除效率分别降至 34% 和 77%。这与之前的研究一致,中温污泥发酵混合物的持续投加可以维持短程硝化,强化氮的去除[22];在停止投加后,短程硝化效果无法维持,并且由于碳源供给不足,氮去除效果恶化。阶段Ⅱ(32 ~ 103 d),投加常温下污泥发酵混合物,考察常温污泥发酵混合物是否可以同中温污泥发酵混合物一样达到强化 BNR 系统氮去除的效果。阶段Ⅱ-1(32 ~ 46 d),

溶解氧质量浓度为 0.1 mg/L,出水总无机氮质量浓度为 32 mg/L(其中氨氮质量浓度为 31 mg/L),总无机氮去除效率进一步降至 68%。这种初期抑制现象主要是由于污泥发酵混合物中高质量浓度的有机物突然进入 BNR 系统,导致异养菌迅速增殖并与自养硝化菌竞争有限的溶解氧,从而引起硝化性能的恶化。阶段Ⅱ-2(47 ~ 60 d)和阶段Ⅱ-3(60 ~ 103 d),为了抵抗常温污泥发酵混合物的投加对硝化活性的抑制影响,将溶解氧质量浓度逐步提高至 0.2 mg/L、0.3 mg/L[1]。随着溶解氧的升高和 BNR 系统的适应,虽然亚硝积累率无法恢复到最初的 81%,但是可以提高并稳定维持在 51%,总无机氮去除效率也逐步升高至 82%、93%。另外对比运行参数相似的常规 BNR 系统发现[4],在未获得外加污泥发酵混合物强化的条件下,该类系统的平均总无机氮去除率仅为 75%,且出水硝态氮较高。相比之下,本研究通过投加常温污泥发酵混合物达到的 93% 的去除效率,显著优于常规未投加系统。结合本研究阶段Ⅰ停止投加后性能恶化现象,证实了常温污泥发酵混合物的投加可以有效提升 BNR 系统的氮去除效果。

### 2.3.2　典型周期分析

阶段Ⅰ和阶段Ⅱ-3 末稳定运行的 BNR 系统营养物质转化与氮去除途径对比如图 8 所示。首先,在厌氧段,进水有机物在聚磷菌或者聚糖菌的作用下转化为内碳源[23],在投加常温污泥发酵混合物后,厌氧段 PHA 的储存量从 2.6 mmol/L 显著增加至 5.3 mmol/L,这可能是由于污泥发酵混合物的投加引入了更多优质碳源。好氧段,通过投加常温污泥发酵混合物和适当的提高溶解氧,成功抑制了 NOB 活性,短程硝化效果有一定的恢复,好氧末亚硝态氮质量浓度由 3.6 mg/L 升高至 6.8 mg/L。缺氧段,未投加污泥发酵物时,氨氮、亚硝态氮和硝态氮的降低量分别为 4.9、3.5、6.1 mg/L;而投加污泥发酵混合物后氨氮、亚硝态氮和硝态氮的降低量分别为 10.3、6.8、5.9 mg/L,缺氧段氮损失明显升高,且亚硝态氮与氨氮的比值明显低于理论值 1.32,另外缺氧末几乎没有硝态氮积累。这可能是因为缺氧段(内源)短程反硝化厌氧氨氧化和反硝化的共同作用,强化了氨氮的去除[24]。




(a) 阶段I-末　(b) 阶段I-末内碳源

(c) 阶段II-3末　(d) 阶段II-3末内碳源

**图 8　BNR 系统营养物质转化与氮去除途径对比**

Fig. 8　Comparison of nutrient conversion and nitrogen removal pathways in BNR system

综合长期试验来看,常温污泥发酵混合物同中温污泥发酵混合物一样都可以达到强化 BNR 氮去除的效果,既可以为 BNR 系统提供优质的碳源,也可以维持稳定的亚硝积累率,虽然无法达到中温污泥发酵混合物投加时实现的 80% 以上的亚硝积累率,但是在反硝化菌和厌氧氨氧化菌的协同作用下,均可以实现高达 93% 的总无机氮去除效率。

## 2.4 工艺优势分析

### 2.4.1 经济性分析

表 1 列出了中温与常温下污泥发酵过程中不同项目的产出/消耗情况,比较其经济性。两个发酵罐的有效体积和污泥龄相同,分别为 10 L 和 7 d,因此两系统每年处理的污泥量均为 521 kg。10 L 发酵罐(有机玻璃材质),供应商报价为每个 2 000 元,设备折旧期定为 10 a,每年设备折旧费为 200 元。对于污水处理厂来说,每吨污泥经脱水、运输和填埋处理的费用是 1 725 元。因此通过污泥发酵处理,每年可节约污泥处理处置成本约 897 元。化学药剂(投加氢氧化钠),维护人工成本的计算,参考文献[25]的研究,每吨污泥需要花费 52.8 元化学药剂费,2.7 元维护人工费。同时,中温与常温下污泥厌氧发酵每年分别会产出 1.12、1.05 kg 化学需氧量,相当于3.86、3.66 元的甲醇。由于中温发酵罐的温度维持需要加热棒(100 W,12 $h \cdot d^{-1}$)输入热量,每年所需要的电费约为 248 元;而常温下发酵罐不需要利用加热棒等控温装置。按照(年总节约成本 = 节约污泥处置成本 + 产出 SCFAs 价值 - 能源耗费 - 设备折旧费 - 药剂费用 - 维护人工费)计算,最终中温下污泥厌氧发酵每年可以节约 424 元,常温下污泥厌氧发酵每年可以节约 672 元。即与保持中温相比,污泥在常温下发酵可节省约 37% 的成本,因此本研究在常温下进行污泥厌氧碱性发酵更经济。

**表 1　污泥厌氧碱性发酵的经济性对比分析**

Tab. 1　Comparative analysis for economy of anaerobic alkaline fermentation of sludge

| 参数 | 有效体积/L | 污泥龄/d | 设备折旧费/(元·$a^{-1}$) | 污泥处理量/(kg·$a^{-1}$) | 节约污泥处置成本/(元·$a^{-1}$) | 化学药剂费用/(元·$t^{-1}$) | 维护人工费/(元·$t^{-1}$) | SCFAs 产量/(kg·$a^{-1}$) | 甲醇[a]/(元·$a^{-1}$) | 能源耗费(电费[b])/(元·$a^{-1}$) | 总节约成本/(元·$a^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 中温 30 ± 2 ℃ | 10 | 7 | 200 | 521 | 897 | 52.8 | 2.7 | 1.12 | 3.86 | 248.26 | 424 |
| 常温 15 ~ 22 ℃ | 10 | 7 | 200 | 521 | 897 | 52.8 | 2.7 | 1.05 | 3.66 | 0 | 672 |

注:a 甲醇价格为 3 450 元·$t^{-1}$,SCFAs 对应的化学需氧量按甲醇计算;b 电费价格按照 0.565 8 元·$kW^{-1} \cdot h^{-1}$ 计算。

### 2.4.2 污泥减量分析

表 2 为发酵罐和 BNR 系统在中温和常温下的污泥减量效果,污泥减量率按照式(2)计算。这两个系统各自每天排出的污泥和投加的污泥的体积是一样的。经计算中温和常温下发酵罐的污泥减量率分别为 24% 和 21%,BNR 系统的污泥减量率分别为 44% 和 35%。总之,本研究中不同温度下的污泥厌氧发酵均具有污泥减量效果,但是中温下更有优势。

**表 2　污泥厌氧碱性发酵的污泥减量分析**

Tab. 2　Analysis of sludge reduction in anaerobic alkaline fermentation of sludge

| 参数 | 投加到发酵罐的 MLVSS/(mg·$L^{-1}$) | 发酵罐排出的 MLVSS(投加到 BNR 的 MLVSS)/(mg·$L^{-1}$) | BNR 排出的 MLVSS/(mg·$L^{-1}$) | 发酵罐污泥减量率/% | BNR 污泥减量率/% |
|---|---|---|---|---|---|
| 中温 30 ± 2 ℃ | 10 197 ± 354 | 7 745 ± 351 | 4 330 ± 793 | 24 | 44 |
| 常温 15 ~ 22 ℃ | 9 033 ± 798 | 7 166 ± 712 | 4 673 ± 677 | 21 | 35 |

### 2.4.3 工艺应用价值

在处理低 C/N 城市污水中,投加中温污泥发酵混合物[26]已被证实是强化 BNR 氮去除的有效方法。在本研究中,通过批次试验和长期试验,对比了不同温度下污泥发酵罐的发酵性能、硝化菌活性变化,以及污泥发酵混合物投加对 BNR 系统脱氮的影响。观察到常温下污泥发酵同中温下展现出的结果一致,产生的碳源除足够供给自身细胞溶出的氮去除外,还有额外的剩余供给 BNR 脱氮。发酵过程中对 NOB 的灭活作用要高于 AOB,发酵污泥 AOB 活性恢复要比 NOB 更快,且污泥发酵混合物的投加对 NOB 的活性抑制更强烈,有利于实现稳定的短程硝化。此外,采用厌氧发酵处理污泥,既可以节省污泥处理处置成本,又可以实现污泥的减质减量化及资源化利用。对于实际城市污水处理厂来说,维持发酵罐在一个较高的温度势必需要耗费大量的能源成

本(电费等),而常温下运行的发酵罐就可以忽略这一成本,更具经济性。本研究证实,在常温下投加污泥发酵混合物不仅能强化 BNR 系统的脱氮效果,还能实现污泥减量,这对实际工程应用具有重要的指导意义。

## 3　结　论

1)温度降低细胞水解酸化受到抑制,但可溶性化学需氧量与氨氮比值随温度降低升高,理论上常温下污泥发酵的产物有更高比例的碳源可以用于生物脱氮。

2)不同温度污泥发酵混合物的投加均有利于短程硝化,厌氧发酵过程对 NOB 灭活作用要高于 AOB,污泥发酵混合物投加对 NOB 抑制作用更强。

3)BNR 中长期投加常温污泥发酵混合物,总无机氮去除效率由 77% 提高到 93%,好氧末亚硝积累率由 34% 提高并稳定维持在 51%,污泥减量率高达 35%。

4)相比于维持中温,污泥在常温下发酵可节省约 37% 的成本,更具经济性。

5)常温发酵污泥混合物投加可提升城市污水脱氮效果,同时经济效益显著,对实际工程的应用具有重要指导意义。

## 参考文献


[1] Yuan Yue, Liu Jinjin, Ma Bin, et al. Improving municipal wastewater nitrogen and phosphorous removal by feeding sludge fermentation products to sequencing batch reactor (SBR)[J]. Bioresource Technology, 2016, 222: 326. DOI:10.1016/j.biortech.2016.09.103

[2] 王伟, 赵中原, 张鑫, 等. 不同外碳源对尾水极限脱氮性能及微生物群落结构的影响[J]. 环境科学, 2022, 43(9): 4717
Wang Wei, Zhao Zhongyuan, Zhang Xin, et al. Effects of external carbon sources on ultimate nitrogen removal performance and microbial community in secondary effluent treating process[J]. Environmental Science, 2022, 43(9): 4717. DOI: 10.13227/j.hjkx.202112238

[3] Liu Zhihong, Cui Zhixuan, Guo Zhengtong, et al. Insights into the effect of nitrate photolysis on short-chain fatty acids production from waste activated sludge in anaerobic fermentation system: Performance and mechanisms[J]. Water Research, 2024, 258: 121772. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121772

[4] Liu Jinjin, Zhang Liang, Qiu Shengjie, et al. Insight into the mechanism of nitritation establishment through external fermented sludge addition[J]. Bioresource Technology, 2021, 341: 125763. DOI:10.1016/j.biortech.2021.125763

[5] 彭永臻, 邢立群, 金宝丹, 等. 碱性发酵液投加率对 $A^2O$ 脱氮除磷效果的影响[J]. 北京工业大学学报, 2015, 41(10): 1587
Peng Yongzhen, Xing Liqun, Jin Baodan, et al. Effect of adding alkaline fermented liquid proportion on $A^2O$ denitrification and phosphorus removal efficiency[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015, 41(10): 1587. DOI: 10.11936/bjutxb20150013

[6] Wang Zhaozhi, Jiang Hao, Wang Yayi, et al. Enhancing partial nitrification-endogenous denitrification with an A/O/A strategy by co-fermentation of excess sludge and corn straw to achieve advanced nitrogen removal from mature landfill leachate[J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 474: 145628. DOI: 10.1016/j.cej.2023.145628

[7] Liu Fang, Hu Xiaomin, Zhao Xin, et al. Microbial community structures' response to seasonal variation in a full-scale municipal wastewater treatment plant[J]. Environmental Engineering Science, 2019, 36(2): 172. DOI:10.1089/ees.2018.0280

[8] Feng Yan, Wang Bo, Peng Yongzhen, et al. Enhanced nitrogen removal from low COD/TIN mainstream wastewater in a continuous plug-flow reactor via partial nitrification, simultaneous anammox and endogenous denitrification (PN-SAED) process[J]. Bioresource Technology, 2022, 345: 126539. DOI:10.1016/j.biortech.2021.126539

[9] 刘文龙, 刘超, 沈琛, 等. 活性污泥长期好氧饥饿下的微生物种群结构演化[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2019, 51(8): 22
Liu Wenlong, Liu Chao, Shen Chen, et al. Microbial community evolution in activated sludge during long-term aerobic starvation period[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2019, 51(8): 22. DOI: 10.11918/j.issn.0367-6234.201808157

[10] Zhao Ji, Wang Xiaoxia, Li Xiyao, et al. Advanced nutrient removal from ammonia and domestic wastewaters by a novel process based on simultaneous partial nitrification-anammox and modified denitrifying phosphorus removal[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 354: 592. DOI:10.1016/j.cej.2018.07.211

[11] Singh V, Ormeci B, Radadiya P, et al. Leach bed reactors for production of short-chain fatty acids: a review of critical operating parameters, current limitations and challenges, and prospects[J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 456: 141044. DOI: 10.1016/j.cej.2022.141044

[12] 熊惠磊, 张晓聪, 杨海洋, 等. 剩余污泥中温和高温厌氧水解酸化产 VFAs 性能研究[J]. 工业水处理, 2022, 42(8): 85
Xiong Huilei, Zhang Xiaocong, Yang Haiyang, et al. Study on VFAs production performance of anaerobic hydrolytic acidification of excess sludge at mesophilic and thermophilic condition[J]. Industrial Water Treatment, 2022, 42(8): 85. DOI: 10.19965/j.cnki.iwt.2021-1101

[13] Cavinato C, Da Ros C, Pavan P, et al. Influence of temperature and hydraulic retention on the production of volatile fatty acids during anaerobic fermentation of cow manure and maize silage[J]. Bioresource Technology, 2017, 223: 59. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.10.041

[14] Appels L, Baeyens J, Degreve J, et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge[J]. Progress in Energy and Combustion Science, 2008, 34(6): 759. DOI: 10.1016/j.pecs.2008.06.002

[15] Owusu-Agyeman I, Plaza E , Cetecioglu Z. Long-term alkaline volatile fatty acids production from waste streams: impact of pH and dominance of dysgonomonadaceae [J]. Bioresource Technology, 2022, 346: 126621. DOI:10.1016/j.biortech.2021.126621

[16] Li Xiaoling, Peng Yongzhen, Ren Nanqi, et al. Effect of temperature on short chain fatty acids (SCFAs) accumulation and microbiological transformation in sludge alkaline fermentation with $Ca(OH)_2$ adjustment[J]. Water Research, 2014, 61: 42. DOI: 10.1016/j.watres.2014.03.030

[17] Cai Guanjing, Zhu Gefu, Zhou Mingdian, et al. Syntrophic butyrate-oxidizing methanogenesis promoted by anthraquinone-2-sulfonate and cysteine: distinct tendencies towards the enrichment of methanogens and syntrophic fatty-acid oxidizing bacteria [J]. Bioresource Technology, 2021, 332: 125074. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125074

[18] 李松亚, 王林裴, 吴俊峰, 等. 城市污水处理厂微生物群落特征与群体感应调控[J]. 环境工程学报, 2022, 16(11): 3708
Li Songya, Wang Linpei, Wu Junfeng, et al. Microbial community characteristics and their quorum sensing regulation in municipal wastewater treatment plants[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(11): 3708. DOI: 10.12030/j.cjee.202207120

[19] 肖琴, 何平, 周瑞平, 等. 不同窖龄及不同位置浓香型白酒窖泥的微生物群落多样性与理化因子的比较分析[J]. 食品科学, 2023, 44(20): 171
Xiao Qin, He Ping, Zhou Ruiping, et al. Comparative analysis of microbial community diversity and physicochemical factors of Nongxiangxing Baijiu pit mud in different ages and locations [J]. Food Science, 2023, 44(20): 171. DOI:10.7506/spkx1002-6630-20221018-173

[20] 邱圣杰, 刘瑾瑾, 李夕耀, 等. 剩余污泥碱性发酵产物对硝化过程及性能的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(3): 1418
Qiu Shengjie, Liu Jinjin, Li Xiyao, et al. Effect of alkaline sludge fermentation products on the nitrification process and performance [J]. Environmental Science, 2020, 41(3): 1418. DOI: 10.13227/j.hjkx.201909017

[21] Liu Xuming, Zhao Baihang, Yang Haishan, et al. Partial nitrification achievement through co-regulation of quorum sensing-mediated boric acid and free ammonia[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 79: 108943. DOI:10.1016/j.jwpe.2025.108943

[22] Liu Jinjin, Zhang Qiong, Wang Shuying, et al. Superior nitrogen removal and efficient sludge reduction via partial nitrification-anammox driven by addition of sludge fermentation products for real sewage treatment [J]. Bioresource Technology, 2023, 372: 128689. DOI:10.1016/j.biortech.2023.128689

[23] Wang Hanbin, Dan Qiongpeng, Du Rui, et al. Enhanced nitrogen removal in partial nitrification-anammox (PNA) suspended sludge system for real municipal wastewater treatment at extremely low carbon to nitrogen ratio[J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 452: 139256. DOI:10.1016/j.cej.2022.139256

[24] Wang Rui, Liu Jinjin, Zhang Qiong, et al. Robustness of the anammox process at low temperatures and low dissolved oxygen for low C/N municipal wastewater treatment [J]. Water Research, 2024, 252: 121209. DOI:10.1016/j.watres.2024.121209

[25] 王率率, 陆小游, 姜谦, 等. 城镇污水厂剩余污泥厌氧发酵产酸工程示范研究[J]. 环境科学研究, 2020, 33(12): 2836
Wang Shuaishuai, Lu Xiaoyou, Jiang Qian, et al. Full-scale volatile fatty acid production from excess sludge of municipal wastewater treatment plant by anaerobic fermentation[J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(12): 2836. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2020.03.13

[26] 刘瑾瑾. 主流城市污水部分 Anammox 深度脱氮及剩余污泥资源化利用[D]. 北京: 北京工业大学, 2022
Liu Jinjin. Achieveing advanced nitrogen removal through partial anammox in mainstream municipal wastewater treatment and excess sludge reutilization[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2022

(编辑 赵丽莹)