

低温下 MBBR 强化硝化原理分析和应用

郑志佳¹, 白华清², 孟涛¹, 门艳辉¹, 张晶晶¹, 吴迪¹, 尚菊红³

(1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266555; 2. 中国市政工程西南设计研究总院有限公司, 四川 成都 610081; 3. 长治市环境监控中心, 山西 长治 046000)

摘要: 为探索寒冷地区冬季低温期污水处理厂出水氨氮不达标的解决措施,拟采用移动床生物膜反应器(MBBR)工艺予以强化。测试污水厂改造前污泥在夏季(20℃)和冬季(8℃)的硝化速率,发现低温期出水氨氮不达标的主要原因是活性污泥泥龄不足,温度对硝化菌群活性的影响次之。通过污水厂 MBBR 升级改造,解决了出水氨氮冬季不达标问题,在 6~8℃下,出水氨氮始终保持在 5 mg/L 以下、平均为 1.51 mg/L,去除率达到 94.2%,系统具有较好的耐低温性能。测试改造后悬浮载体在夏季(20℃)和冬季(8℃)的硝化速率,发现悬浮载体的硝化速率受温度影响的显著性低于活性污泥。改造后,冬季活性污泥中的硝化菌群相对丰度仍不足 1.0%,但悬浮载体上 *Nitrosomonas*、*Nitrospira* 的相对丰度分别达到了 7.64%、1.97%,硝化菌群相对丰度合计为 9.61%,悬浮载体在低温期间能够保持一定数量的硝化菌群,进而保证了冬季低温期的氨氮去除效果。

关键词: 移动床生物膜反应器; 低温; 硝化; 亚硝化单胞菌; 硝化螺旋菌; 升级改造
中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)23-0006-06

Principle Analysis and Application of MBBR Enhanced Nitrification at Low Temperature

ZHENG Zhi-jia¹, BAI Hua-qing², MENG Tao¹, MEN Yan-hui¹, ZHANG Jing-jing¹,
WU Di¹, SHANG Ju-hong³

(1. Qingdao Spring Water-treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China; 2. Southwest Municipal Engineering Design & Research Institute of China, Chengdu 610081, China; 3. Monitoring Center of Changzhi Environmental Protection Agency, Changzhi 046000, China)

Abstract: The moving bed biofilm reactor (MBBR) process was applied to enhance nitrification of the wastewater treatment plant in the cold region aiming to solve the problem that the effluent ammonia nitrogen was not up to the standard in winter. By testing the nitrification rate of the sludge in the summer (20℃) and winter (8℃) before reconstruction, it was found that the main reason for the effluent ammonia nitrogen not up to the standard was the short sludge retention time, followed by the influence of temperature on the activity of nitrification bacteria. The problem was solved through upgrading and reconstructing the wastewater treatment plant by MBBR. At 6-8℃, the effluent ammonia nitrogen was always less than 5 mg/L with an average value of 1.51 mg/L, and the removal rate reached 94.2%, indicating that the system had good low temperature resistance. The nitrification rate of the suspended

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07106005-04); 青岛市民生科技计划项目(18-6-1-100-nsh)

通信作者: 吴迪 E-mail: hitwudi@126.com

carriers in the summer (20 °C) and winter (8 °C) after reconstruction was tested, and it was found that the effect of temperature on the nitrification rate of suspended carrier was significantly lower than that of activated sludge. After reconstruction, the relative abundance of nitrifying bacteria in activated sludge in winter was still less than 1.0%, but the relative abundance of *Nitrosomonas* and *Nitrospira* on the suspended carriers reached 7.64% and 1.97% respectively, and the relative abundance of nitrifying bacteria accounted for 9.61%. The suspended carriers could maintain a certain number of nitrifying bacteria during low temperature period, thus enhancing the ammonia nitrogen removal in winter.

Key words: MBBR; low temperature; nitrification; *Nitrosomonas*; *Nitrospira*; upgrading and reconstruction

冬季低温期出水氨氮不达标是我国大部分污水处理厂所面临的问题。在污水处理厂的运行中,随着温度的降低,硝化速率逐步下降,当温度 < 8 °C 时,活性污泥系统的硝化速率会迅速下降甚至失去硝化能力^[1]。在我国东北、西北以及西南云贵高原地区等,冬季水温一般为 8~10 °C 甚至更低,且低温持续时间很长,一般为 2~4 个月。随着对污水处理厂出水水质标准要求的提高,对能够在低温条件下保持稳定运行的工艺及调控方法的需求越来越迫切。基于此,笔者以内蒙古某市政污水处理厂的改造为例,分析了低温对活性污泥工艺硝化速率的影响及原因,并提出了应对低温的改造措施,以期为寒冷地区污水处理厂的新建及改建提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 研究背景

内蒙古某市政污水处理厂的设计规模为 $1 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 B 标准,2010 年 6 月建成完工。生化池采用卡鲁塞尔 2000 氧化沟工艺,曝气方式为表面曝气。由于部分污水收集管线采用明渠,且管网距离长,又地处高纬度地区,致使冬季生化池内水温较低(最低仅为 4 °C),且低温持续时间长(10 月一次年 3 月),在此期间出水氨氮浓度无法达到 GB 18918—2002 的一级 B 标准,需要进行升级改造,使出水水质达到 GB 18918—2002 的一级 A 标准。在冬季低温期如何确保活性污泥的硝化速率成为升级改造的难点。

1.2 研究方法

升级改造前,对污水处理厂生化段活性污泥进行了硝化速率小试(I),为升级改造积累基础数据。升级改造后,对生化池内的悬浮载体进行了硝化速率小试(II),用于评价升级改造效果。小试分

别在夏季(8 月)和冬季(1 月)进行,取生化池内的污泥或悬浮载体,在恒温培养箱内,分别在 20、8 °C 条件下测定其硝化速率,试验条件如表 1 所示。

表 1 硝化速率小试的温度条件

Tab. 1 Temperature setting of nitrification rate trial test

试验编号	I - 1	I - 2	I - 3	II - 1	II - 2	II - 3
取样环境温度	20	20	8	20	20	8
小试水温	20	8	8	20	8	8

1.3 水质分析项目与方法

常规水质指标均采用国标方法测定,温度采用恒温箱控制和温度计测定,DO 采用 WTW Multi - 3430i 便携式测定仪测定。

硝化速率测定方法:将活性污泥或者悬浮载体投入到 12 L 的反应器中,利用生化池出水并加入硫酸铵(控制氨氮浓度为 20 mg/L)和碳酸氢钠作为试验用水(模拟实际进水,并避免有机物影响),控制 DO 在 2~4 mg/L,每隔 0.25 h 取水样测定氨氮浓度。活性污泥试验中,控制污泥浓度为 3.5 g/L;悬浮载体试验中,悬浮载体填充率为 30%。

2 活性污泥硝化速率小试结果与分析

为分析低温对污水厂处理效果的影响,在夏季和冬季分别测定活性污泥的硝化速率,结果见图 1。因为夏季生化池内的水温在 20 °C 左右,所以设置活性污泥硝化速率小试在 20 °C 水温条件下进行。反应器曝气运行 2 h 后,氨氮由 21.25 mg/L 降至 5 mg/L 以下,试验进行 3 h 结束时,剩余氨氮为 1.87 mg/L,硝化速率为 0.048 7 kg/(kgMLSS · d);而同批污泥在 8 °C 水温条件下进行试验,至试验结束时氨氮仅由 20.24 mg/L 降至 10.15 mg/L,硝化速率为 0.023 6 kg/(kgMLSS · d),是 20 °C 时的 48.5%。温度是影响微生物活性的重要因素,温度降低会引

起细胞膜流动性和酶催化性减弱,物质转运和代谢速率降低,影响核酸二级结构的稳定性从而抑制DNA复制、mRNA的转录和翻译;当温度低于细胞质冰点时,会使细胞形成冰晶体,对细胞结构造成严重破坏^[2]。但微生物能够逐步适应低温环境,微生物生长的下限温度是由细胞内外的稀水溶液的冷凝特性决定的,而不是由细胞大分子的化学特性决定。在现有的报道中,细菌生长的下限温度是 -12°C ^[3],污水厂运行的下限温度远高于此温度,所以低温只是会造成微生物代谢速率的下降,影响微生物的生长速度,进而降低对污染物的处理能力。

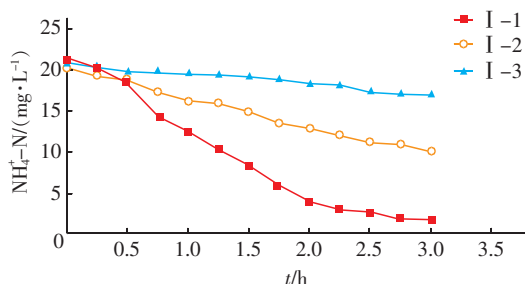


图1 不同条件下活性污泥硝化速率的测试结果

Fig.1 Test results of nitrification rate of activated sludge under different conditions

冬季生化池内的水温在 8°C 左右,因此设置活性污泥硝化速率小试在 8°C 水温条件下进行,试验进行3 h结束时,氨氮浓度仅由 20.87 mg/L 下降至 16.89 mg/L ,硝化速率为 $0.0087\text{ kg}/(\text{kgMLSS}\cdot\text{d})$,仅为 20°C 运行条件下的17.9%。

污水厂夏季和冬季的活性污泥,在同样的低温条件下,硝化速率并不相同,这可能与活性污泥系统在不同季节的菌落含量有关。进一步对比两组污泥样本的微生物组成,高通量测序分析结果见图2。

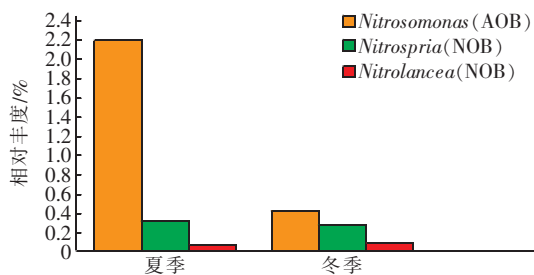


图2 小试污泥样品的硝化菌群相对丰度

Fig.2 Relative abundance of nitrifying bacteria in sludge sample

污水处理厂的主要硝化菌群为亚硝化单胞菌(*Nitrosomonas*)和硝化螺旋菌(*Nitrospira*),同时含有

少量的*Nitrolancea*。夏季硝化菌群相对丰度可达到2.6%,冬季降至0.8%,这也是夏季和冬季污泥样品在 8°C 条件下硝化速率相差较大的重要原因。

低温对生化池硝化能力的影响包括两个部分,一是低温影响硝化菌群的活性,降低了硝化速率;二是长期的低温,导致活性污泥内硝化菌群数量减少。影响到污水厂氨氮去除效果的主要是第2个原因,因此,延长泥龄、增加硝化菌群丰度是解决污水厂低温升级改造难题的主要方向。

3 改造方案选择

3.1 低温应对措施

目前,在污水厂的运行管理中,通常采用降低污泥负荷、增加污泥回流量、延长水力停留时间、对构筑物进行加盖或采取保温/升温措施等保证污水处理效果。这些措施有一定的效果,但会显著增加工程投资和运行费用,而且对一些进水量不受控制的污水厂来说,降低负荷也不符合实际运行条件。

一般在季节分明的地区采用活性污泥工艺的污水处理(每年有低温期,但不是长期低温),生化系统内的微生物数量和活性变化有如下几个阶段:

① 低温开始期。在进入低温期后,受细胞膜流动性、酶催化性影响,系统内的微生物代谢速率变慢,硝化菌对低温更为敏感,硝化菌群活性降低,将氨氮转化为硝态氮的速度变慢,但是硝化菌群数量未发生变化。体现在宏观的处理系统中,即好氧区整体的硝化速率下降,出水氨氮浓度升高,此时如果提高系统温度,则硝化能力会迅速恢复,出水氨氮浓度下降,系统恢复正常。

② 泥龄影响期。低温造成微生物代谢活动变慢的另一个更深度的影响就是会造成微生物世代时间的延长,当低温持续一段时间后(一般是几个泥龄),以硝化菌为代表的长泥龄菌群由于世代时间的延长,其维持自身数量所需要的泥龄超过了系统排泥的工程泥龄,硝化菌会随剩余污泥的排出而流失,造成系统内硝化菌数量减少,硝化能力下降,此时再提高温度,硝化能力不会迅速恢复,需要一定时间的恢复期来增加系统内的硝化菌数量。

③ 长期影响期。当低温持续时间较长时,在一般的以脱氮为目的A/O系列工艺系统内,由于硝化菌对低温更为敏感,且生长速度慢,数量也逐渐减少,不能产生足够的硝酸盐,进而回流硝化液中的硝酸盐浓度不足,缺氧区不能有效地利用进水有机

物(作为反硝化碳源),从而有机物大量进入好氧区,好氧异养菌得以快速生长,挤占硝化菌的生态位,进一步影响硝化菌的占比,造成出水和回流液中的氨氮浓度升高,但是硝态氮浓度下降,形成恶性循环。逐渐地,硝化菌数量在整个生化系统微生物群落内的占比越来越低,微生物系统基本上都是以降解有机物的异养菌为主,系统出水氨氮浓度会逐渐升高,超出设计标准甚至失去硝化能力。此时即便提高温度,也很难恢复硝化能力,需要重新进行硝化菌群的培养富集,恢复时间较长。在生化池停留时间短、进水 C/N 值高的污水厂,这一现象更为明显。

综上可知,低温期间保持生化池硝化能力最现实且具有工程意义的方法是增加硝化菌群数量。

在生化段,实施强化硝化性能的途径目前主要有 3 种:一是向系统中投加耐低温硝化菌种;二是扩大生化池池容,延长水力停留时间;三是投加生物载体,改善微生物生存环境。

采取投加耐低温硝化菌种的方法,即增加系统内耐低温硝化菌群的数量,理论上可以实现低温环境下对系统硝化效果的强化。但是在多数市政污水处理厂中,生化池内的微生物系统要经过四季温度变化。在非低温期,耐低温硝化菌种的竞争能力差,逐渐被淘汰,不能持续存留有效的基数浓度至下个低温季节。因此多数采用这种方法的污水处理厂,每年冬季都需要投加 1 次或几次菌种,不是一种持续、稳定、经济的解决方式。

目前在设计中常用的方法是第 2 种,即随着设计温度的降低,扩大生化池池容,延长生化池的停留时间,可以对低温污水的处理有一定的作用。一方面池容大,生物量高,可以弥补生物活性下降的部分;另一方面停留时间长,允许好氧区分为两个没有明确隔墙的功能区域,好氧区前段作为好氧脱碳区去除有机物,降低对硝化菌群的影响,中后段作为硝化区,好氧硝化去除氨氮。

第 3 种方法,投加生物载体,即采用 MBBR 工艺,通过投加密度与水接近的悬浮载体,强化生化池的处理效果。一方面,悬浮载体上的微生物增大了系统的生物量;另一方面,悬浮载体生物膜以附着态存在,不参与污泥回流,泥龄长,具有对微生物菌群的选择作用,更适合硝化菌群等长泥龄菌群的生长。

3.2 MBBR 工艺应对低温的理论探索

自 1989 年挪威 STENSHOLT 市政污水厂工程

首次应用 MBBR 以来,至今全球已有超过 600 座污水处理厂采用 MBBR 工艺^[4]。在国内,自 2008 年,无锡芦村污水处理厂首次成功将 MBBR 应用于国内大型污水处理厂,突破了 MBBR 实际应用中包括流化与拦截在内的一系列工程问题,增加了行业对 MBBR 的信心,应用规模超过了 $800 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ^[5]。

硝化菌群的世代时间在最适温度 30°C 下是 15 h,而在 5°C 下会延长到 200 h^[6]。即在 5°C 条件下,硝化菌群在系统内维持生物量的理论停留时间要大于 8.33 d,当工程泥龄不足时,活性污泥中的硝化菌会越来越少,进而失去硝化作用。而 MBBR 工艺由于悬浮载体被拦截在生化池内,不进入二沉池,不受排泥造成的工程泥龄限制;在水力剪切、曝气冲刷以及悬浮载体间相互碰撞的作用下,载体上老化、过厚的生物膜自然脱落,维持生物膜的动态更新。这种方式允许长泥龄菌群,如硝化菌群在载体上富集生长;以改善微生物生存环境的方式,提高了系统内的硝化菌群数量,在面对低温条件时能确保足够的硝化能力,满足脱氮需求。Hoang 等人在实验室常温条件下,应用人工模拟废水启动 MBBR,启动成功后将温度逐渐降至 1°C ,并维持低温运行 120 d,结果表明,在整个试验期间,生物膜厚度和活细胞占比无明显变化;温度降至 5°C 时,氨氮去除率是 20°C 时的 65%,温度降至 1°C 时氨氮去除率是 20°C 时的 18%^[6]。Delatolla 等人进行了多级 MBBR 试验,结果显示,在低温(1°C)条件下,进水填料膜面负荷为 $(0.13 \pm 0.05) \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,出水氨氮为 $(2.1 \pm 0.7) \text{ mg/L}$,氨氮去除负荷为 $(0.09 \pm 0.01) \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,约为 20°C 时的 20%,耦合阿伦尼乌斯温度公式,得到 θ 值为 1.086;低温期活细胞数量比例反而高于高温期(20°C 下,全部细胞中活细胞的比例占 70%, 1°C 下反而增加到了 80% 以上),但是 20°C 下系统内的生物多样性要高于 1°C ;可无论高温条件还是低温条件,AOB 中的主要菌属均为亚硝化单胞菌,NOB 中的主要菌属为硝化螺旋菌^[1]。

3.3 工程改造方案

最终,该污水厂采用 MBBR 工艺对生化池进行原池改造,在好氧区内投加悬浮载体,同时将表面曝气改为底部曝气强化流化,2013 年 10 月改造完成。

4 工程效果

4.1 工程改造前后的运行情况对比

污水厂改造前,因冬季温度较低,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

和 COD 浓度无法满足出水水质要求,当进入冬季低温期(10月—次年3月)时,生化池对氨氮基本无去除效果。改造完成后,2013年11月—2014年3月、2014年11月—2015年3月两个冬季的运行数据如图3所示。从11月份开始,当地进入冬季,气温下降,水温也随之开始下降。至12月份,水温下降至10℃以下进入低温期。12月—次年3月,平均水温仅为7.5℃,最低水温不足6℃。但是从图3中可以看出,通过投加悬浮载体,生化池出水氨氮浓度始终保持在5 mg/L以下,出水氨氮均值为1.51 mg/L,氨氮去除率达到了94.2%。

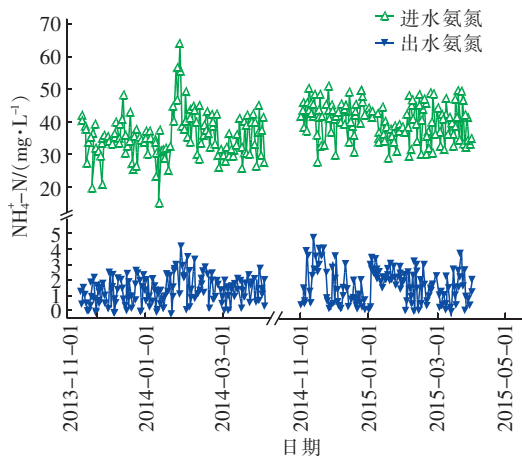


图3 改造后冬季生化池对氨氮的去除效果

Fig. 3 Removal effect of ammonia nitrogen in biochemical tank in winter after reconstruction

4.2 改造后悬浮载体的硝化性能

与改造前的活性污泥工艺相比,通过投加悬浮载体,氨氮去除效果得到显著增强,低温期不仅保持了降解氨氮的能力,而且通过投加前的设计计算,选择最合适的载体投加量,保证了出水氨氮浓度稳定达到一级A标准。悬浮载体的硝化速率测试结果如图4所示。夏季(生化池内水温为20℃)悬浮载体在20℃的水温条件下,反应器曝气运行3 h后,氨氮浓度由20.91 mg/L降至0.88 mg/L,硝化速率为0.987 4 g/(m²·d);而同样的悬浮载体,在低温培养箱内控制水温为8℃,试验进行3 h以后,氨氮浓度由21.23 mg/L下降至7.54 mg/L,硝化速率为0.610 6 g/(m²·d),是20℃时的61.8%;而冬季(生化池内水温为8℃)悬浮载体同样在8℃水温条件下,试验进行3 h后,氨氮浓度由21.09 mg/L降至9.81 mg/L,硝化速率为0.504 8 g/(m²·d),是20℃时的51.12%。试验结果表明,由于悬浮载

体不受工程泥龄的影响,在低温期间依然保留了相当数量的硝化菌群,所以悬浮载体在冬季和夏季的硝化速率差异远小于活性污泥。

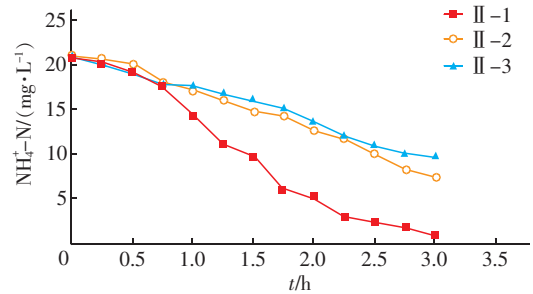


图4 不同条件下悬浮载体的硝化速率测试结果

Fig. 4 Test results of nitrification rate of suspension carrier under different conditions

4.3 泥膜复合工艺的微生物菌群分布

为了检测 MBBR 工艺载体上的生物膜微生物种群与普通活性污泥微生物种群的区别,对污水厂生化池内的悬浮填料和活性污泥中的微生物样本进行高通量检测,结果如图5所示。

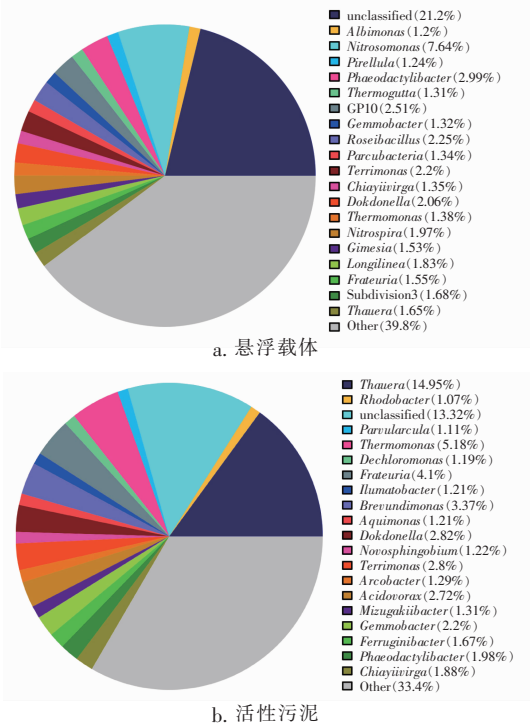


图5 冬季悬浮载体和活性污泥的微生物菌属相对丰度

Fig. 5 Microbial relative abundance of suspended carriers and activated sludge in winter

改造后,系统内的优势硝化菌群依然为 *Nitrosomonas* (亚硝化单胞菌) 和 *Nitrospira* (硝化螺旋菌)。悬浮载体上 *Nitrosomonas* 的相对丰度达到了

7.64%,*Nitrospira* 的相对丰度达到 1.97%,合计为 9.61%;而活性污泥中硝化菌群的相对丰度则不足 1.0%,可见,悬浮载体上硝化菌群的相对丰度明显高于活性污泥,悬浮载体上的长泥龄自养菌更多。

4.4 优化方向

由于低温造成的硝化速率下降可以通过增大基质和 DO 浓度的方法来提高。Young 等人的试验结果显示,在高负荷下填料上的活性菌占比可以达到 73%~100%,而在饥饿状态下只有 26%~82%^[7]。但是现在严苛的出水水质标准(出水氨氮限值为 1.5 mg/L),不允许使用这一方式进行强化。采用多级 MBBR 区设置可以改善这一情况,前端区域采用较高的进水负荷和 DO 浓度,可以获得更高的硝化速率,进一步降低对池容和停留时间的要求,在低温污水处理厂的设计中,建议采用多级或推流式的池型设计,提高前端的负荷和 DO 浓度,以获得较高的容积负荷,后端保证出水氨氮浓度,在获得平稳出水水质的前提下,降低池容和占地。

5 结论

① 在低温条件下污水厂出水氨氮不达标的主要因素是活性污泥泥龄不足,温度对硝化菌群活性的影响次之,通过投加悬浮载体延长污泥龄,可显著改善冬季低温条件下的硝化效果;悬浮载体的硝化速率受温度的影响程度显著低于活性污泥。

② 采用 MBBR 工艺对内蒙古某市政污水处理厂进行原池改造,改造以后生化池在冬季低温期(6~8℃)条件下,出水氨氮浓度始终保持在 5 mg/L 以下,出水氨氮平均值为 1.51 mg/L,氨氮去除率达到 94.2%,系统具有较好的耐低温性能。

③ 改造后,冬季活性污泥中硝化菌群的相对丰度仍不足 1.0%,但悬浮载体上 *Nitrosomonas* 的相对丰度为 7.64%、*Nitrospira* 的相对丰度为 1.97%,硝化菌群的相对丰度合计达到了 9.61%,悬浮载体在低温期能够保持一定数量的硝化菌群,进而保证了冬季低温期的氨氮去除效果。

参考文献:

[1] Delatolla R, Young B, Stintzi A. Application of the MBBR technology to achieve nitrification below 1℃: biofilm and microbiome analysis [A]. Frontiers International Conference on Wastewater Treatment and Modelling [C]. Cham: Springer International Publishing, 2017.

- [2] 陈红艳,王继华,赵霞,等. 低温微生物的研究进展概述[J]. 哈尔滨师范大学自然科学学报,2008,24(5): 79-83.
Chen Hongyan, Wang Jihua, Zhao Xia, et al. Advance of research for cold-adapted microorganism [J]. Natural Science Journal of Harbin Normal University, 2008, 24(5): 79-83 (in Chinese).
- [3] 曾胤新,俞勇,蔡明宏,等. 低温微生物及其酶类的研究概况[J]. 微生物学杂志,2004,24(5): 83-88.
Zeng Yinxin, Yu Yong, Cai Minghong, et al. A survey on cold-adapted microorganisms and their enzymes [J]. Journal of Microbiology, 2004, 24(5): 83-88 (in Chinese).
- [4] McQuarrie J P, Boltz J P. Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance [J]. Water Environ Res, 2011, 83(6): 560-575.
- [5] 吴迪. MBBR 在国内的工程应用与发展前景[J]. 中国给水排水, 2018, 34(16): 22-31.
Wu Di. Application and development prospect of MBBR in China [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(16): 22-31 (in Chinese).
- [6] Hoang V, Delatolla R, Laflamme E, et al. An investigation of moving bed biofilm reactor nitrification during long-term exposure to cold temperatures [J]. Water Environ Res, 2014, 86(1): 36-42.
- [7] Young B, Delatolla R, Kennedy K, et al. Post carbon removal nitrifying MBBR operation at high loading and exposure to starvation conditions [J]. Bioresour Technol, 2017, 239: 318-325.



作者简介:郑志佳(1988-),男,河北承德人,硕士,工程师,主要从事污水处理工艺系统设计与研发工作。

E-mail: qingdaospr@163.com

收稿日期: 2019-05-12