

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.02.015

# 生物膜和活性污泥用于污水高标准脱氮对比

杨新慈<sup>1</sup>, 李 军<sup>2</sup>, 周家中<sup>3,4</sup>, 辛 涛<sup>3,4</sup>, 吴 迪<sup>3,4</sup>, 韩文杰<sup>3,4</sup>,  
杨忠启<sup>3,4</sup>

(1. 烟台市环境卫生管理中心, 山东 烟台 264001; 2. 浙江天然城建设计有限公司,  
浙江 温州 325000; 3. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266510; 4. 青岛思  
普润水处理股份有限公司 青岛市绿色低碳生物膜与水环境恢复重点实验室, 山东 青岛  
266510)

**摘 要:** 北方某高基质浓度污水处理厂设计处理规模为 $12\times 10^4\text{ m}^3/\text{d}$ ,分两期建设,核心工艺分别采用活性污泥法和生物膜法。从运行效果、工艺机理、运行调控等方面分析了两种工艺的应用情况及脱氮效果差异。从运行效果来看,生物膜法的脱氮能力更强,生物池出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{TN}$ 分别达到 $(0.45\pm 0.37)\text{ mg/L}$ 和 $(3.79\pm 0.81)\text{ mg/L}$ ,生物膜法的硝化与反硝化负荷分别是活性污泥法的2.73和1.52倍,生物膜法生化段的吨水占地仅为活性污泥法的35.08%,实现了集约化建设并提升了系统的抗冲击负荷能力。从工艺机理来看,生物膜法的硝化菌和反硝化菌的绝对生物量分别为活性污泥法的20.68、1.53倍,是生化效率提升的内在原因。从运行调控来看,活性污泥法应重点关注污泥形态和运行环境,而生物膜法不富集活性污泥,但应保证良好的传质传氧效果和设备结构的稳定。

**关键词:** 活性污泥法; 生物膜法; 高基质浓度污水; MBBR工艺; 生物脱氮; 集约化建设; 运行调控

中图分类号: TU992 文献标识码: B 文章编号: 1000-4602(2025)02-0095-06

## Comparison of Pure MBBR and Activated Sludge for High Standard Denitrification of Wastewater

YANG Xin-ci<sup>1</sup>, LI Jun<sup>2</sup>, ZHOU Jia-zhong<sup>3,4</sup>, XIN Tao<sup>3,4</sup>, WU Di<sup>3,4</sup>,  
HAN Wen-jie<sup>3,4</sup>, YANG Zhong-qi<sup>3,4</sup>

(1. Yantai Environmental Sanitation Management Center, Yantai 264001, China; 2. Zhejiang Tianran Urban Construction Design Co. Ltd., Wenzhou 325000, China; 3. Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China; 4. Qingdao Key Laboratory of Green and Low Carbon Biofilm and Water Environment Restoration, Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China)

**Abstract:** A high concentration sewage treatment plant in north China with design treatment capacity of  $12\times 10^4\text{ m}^3/\text{d}$ , was constructed in two phases. The core processes are activated sludge system and biofilm system, respectively. The application of two different systems and the difference of

基金项目: 泰山产业领军人才工程专项(tscx202211036); 青岛市高新技术企业上市培育库在库企业技术创新项目(23-2-2gqssyf-14-qive)

通信作者: 杨忠启 E-mail: yangzq20@126.com

denitrification effect were analyzed from the aspects of operation effect, process mechanism, and operation regulation. From the perspective of operation effect, the nitrogen removal capacity of the biofilm system is stronger. The effluent  $\text{NH}_3\text{-N}$  and TN of the biological tank reach  $(0.45\pm0.37)$  mg/L and  $(3.79\pm0.81)$  mg/L, respectively. The nitrification and denitrification load of the biofilm system is 2.73 and 1.52 times that of the activated sludge system, respectively. The per ton water occupation of the biofilm system biochemical section is only 35.08% of the activated sludge system, achieving intensive construction and improving the antishock load capacity. From the perspective of process mechanism, the absolute biomass of nitrifying and denitrifying bacteria in the biofilm system is 20.68 and 1.53 times that of the activated sludge system, respectively, which is the internal reason for the improvement of biochemical efficiency. From the perspective of operation regulation, activated sludge should focus on sludge morphology and operating environment, while biofilm method does not enrich activated sludge, but should ensure good mass and oxygen transfer effect and stability of structural equipment.

**Key words:** activated sludge process; biofilm process; high concentration sewage; MBBR process; biological nitrogen removal; intensive construction; operation regulation

污水实现高标准排放的难点是脱氮,脱氮的关键是生化过程。污水生化处理的核心是利用微生物将污水中的污染物进行降解转化,根据微生物的存在形式,生化工艺可分为生物膜法和活性污泥法两大类。1893年,第一座基于生物膜法的生物滤池在英国 Wales 投入使用<sup>[1]</sup>。1914年,第一座活性污泥法污水处理试验厂在英国 Manchester 投入使用<sup>[2]</sup>。在早期的污水处理过程中,以脱碳为主要目标,对脱氮要求不高,因此活性污泥法得到了快速的发展。从2008年无锡芦村污水处理厂开始,我国市政污水排放标准开始执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准<sup>[3]</sup>;2012年,北京市发布《城镇污水处理厂水污染物排放标准》(DB 11/890—2012),其氨氮和总氮的最严值分别为1.0、10 mg/L;2020年,云南省昆明市发布《城镇污水处理厂主要水污染物排放限值》(DB 5301/T 43—2020)标准,要求TN达到5 mg/L。持续提升的氮排放标准,对污水处理生化工艺的高效性和稳定性均提出了更严格的要求,活性污泥法在应对高氮标准上表现出易受冲击、稳定性差、流程长、占地大等不足<sup>[4-7]</sup>。生物膜法的核心优势是通过长泥龄实现自养菌的高效富集,从已有的研究成果来看,在同一生化系统中,生物膜法对硝化菌的富集能力是活性污泥法的10倍以上<sup>[8]</sup>。在针对高氮标准上,生物膜法具有高效、稳定等优势。

以北方某污水处理厂为例,介绍了在同样进水

条件下,活性污泥法和生物膜法的脱氮效果对比,以为高氮标准下污水处理工艺的选取提供参考。

## 1 污水处理厂概况

该污水处理厂设计处理水量为 $12\times10^4\text{ m}^3/\text{d}$ ,分两期建设,其中一期采用传统活性污泥法,处理规模 $11\times10^4\text{ m}^3/\text{d}$ ,核心生化处理工艺为AAO;二期采用移动床生物膜法(纯膜 MBBR),处理规模 $1\times10^4\text{ m}^3/\text{d}$ ,核心生化处理工艺为AOAO。该项目设计进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为50 mg/L,进水TN为70 mg/L。一期活性污泥法出水执行一级A标准,二期生物膜法出水要求达到地表水准IV类标准,其中要求 $\text{NH}_3\text{-N}$ 达到1.5 mg/L、TN达到5 mg/L。污水处理厂工艺流程见图1。

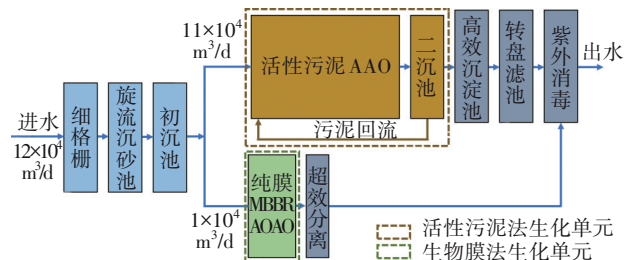


图1 活性污泥法与生物膜法工艺流程

Fig.1 Flow chart of activated sludge process and biofilm process

一期和二期工程共用预处理段,包括细格栅、旋流沉砂池及初沉池,初沉池之后污水分流,分别进入活性污泥系统和生物膜系统,两个系统出水最终进入同一个消毒单元后外排。活性污泥系统生化单元总水力停留时间(HRT)为23.8 h,其中生物

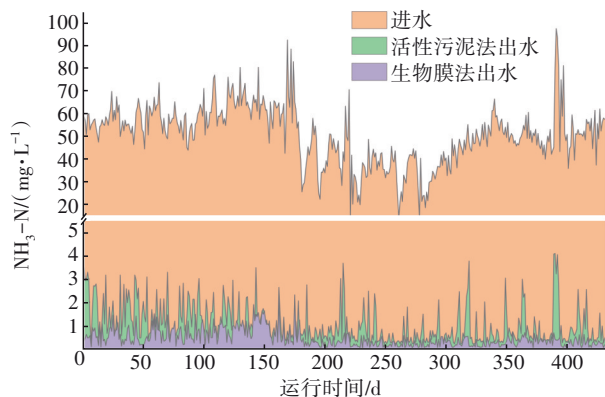
池为20.8 h,厌氧区为2.3 h,缺氧区为6.2 h,好氧区为12.3 h;污泥浓度(MLSS)为6 g/L;系统总回流比为400%,其中硝化液回流比为300%,污泥回流比为100%;二沉池HRT为3 h。生化单元总占地面积为18 805 m<sup>2</sup>,核算吨水占地为0.171 m<sup>2</sup>/(m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>)。二沉池出水依次通过高效沉淀池、转盘滤池进一步进行泥水分离,停留时间分别为0.5、0.1 h。生物膜系统的生物池水力停留时间为10.35 h,其中前缺氧区3.45 h,前好氧区4.60 h,后缺氧区和后好氧区均为1.15 h,硝化液回流比为250%,无污泥回流,无传统二沉池,MLSS≤500 mg/L。生物池总占地面积为600 m<sup>2</sup>,吨水占地为0.06 m<sup>2</sup>/(m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>)。生物池投加HDPE材质SPR-Ⅲ型悬浮载体,尺寸为Ø25 mm×10 mm,有效比表面积≥800 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>。其中好氧区悬浮载体填充率为60%,缺氧区悬浮载体填充率为55%。污水经生化处理后通过超效分离工艺进行泥水分离,停留时间为0.25 h。

## 2 运行效果分析

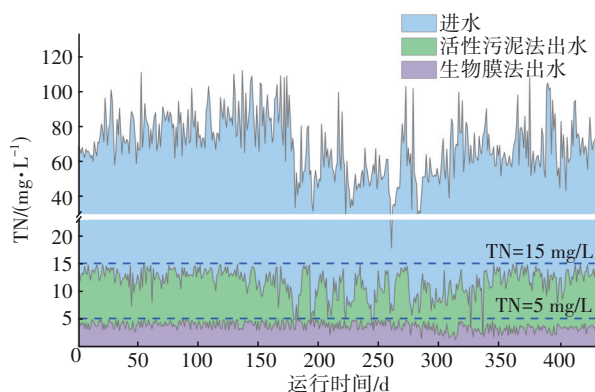
对该污水处理厂2022年1月—2023年3月共计432 d的进、出水水质进行测定,以分析不同污水处理工艺的脱氮情况。

### 2.1 脱氮效果与稳定性

图2为不同工艺系统的脱氮效果。在进水氨氮和TN浓度分别为(50.46±13.55)、(70.33±19.58) mg/L的情况下,分别经过活性污泥和生物膜的处理,出水氨氮分别为(1.04±0.85)、(0.45±0.37) mg/L,出水TN分别为(12.73±2.58)、(3.79±0.81) mg/L,可见生物膜系统脱氮效果明显优于活性污泥系统,尤其是出水TN稳定低于5 mg/L,满足国内最严TN排放标准。在进水氮浓度波动较大时,生物膜法出水氮浓度较活性污泥法更为稳定。



a. 不同工艺系统进、出水NH<sub>3</sub>-N浓度



b. 不同工艺系统进、出水TN浓度

图2 不同工艺系统脱氮效果对比

Fig.2 Comparison of denitrification effects of different process systems

污水处理厂进水负荷波动是影响污水处理效果的关键因素,其同时受到水质和水量的影响,在高负荷下出水稳定达标是污水处理工艺良好运行的重要表征。本项目中两种工艺系统在面临进水负荷达到1.3倍及以上冲击时的脱氮效果如表1所示。

表1 两种工艺在面临进水负荷冲击时的脱氮效果对比

Tab.1 Comparison of denitrification effects of two process systems under influent load impact %

工艺	氨氮		TN	
	进水较设计值增长率	出水较均值增长率	进水较设计值增长率	出水较均值增长率
活性污泥法	44.15	21.41	42.83	8.58
生物膜法	52.07	11.12	48.43	0.44

活性污泥法超标期间进水NH<sub>3</sub>-N负荷超过设计负荷的44.15%,出水较研究期均值提升21.41%,进水TN负荷超过设计负荷的42.83%,出水较研究期均值提升8.58%;生物膜法超标期间进水NH<sub>3</sub>-N负荷超过设计负荷的52.07%,出水较研究期间均值提升11.12%,进水TN负荷超过设计负荷48.43%,出水较研究期间均值提升0.44%。从核算结果看,在进水氨氮和TN负荷超标较多的情况下,两种工艺均体现出了较强的抗冲击能力,出水水质满足相应设计标准,但生物膜法抗冲击能力明显优于活性污泥法,尤其在进水TN冲击时,出水TN浓度几乎无明显增长。原因在于,悬浮载体生物膜依赖浓度梯度传质<sup>[4]</sup>,在进水负荷正常时,依靠外层生物膜即可实现污染物稳定高效去除,当出现进水负荷冲击时,生物膜内外污染物浓度梯度增大,强化了生物膜的传质效果,内层的生物膜开始发挥污染物



去除作用,从而实现高负荷下的稳定出水达标。

进一步核算了不同工艺系统的硝化及反硝化容积负荷,不同系统的沿程氨氮、TN变化及负荷情况如图3所示。

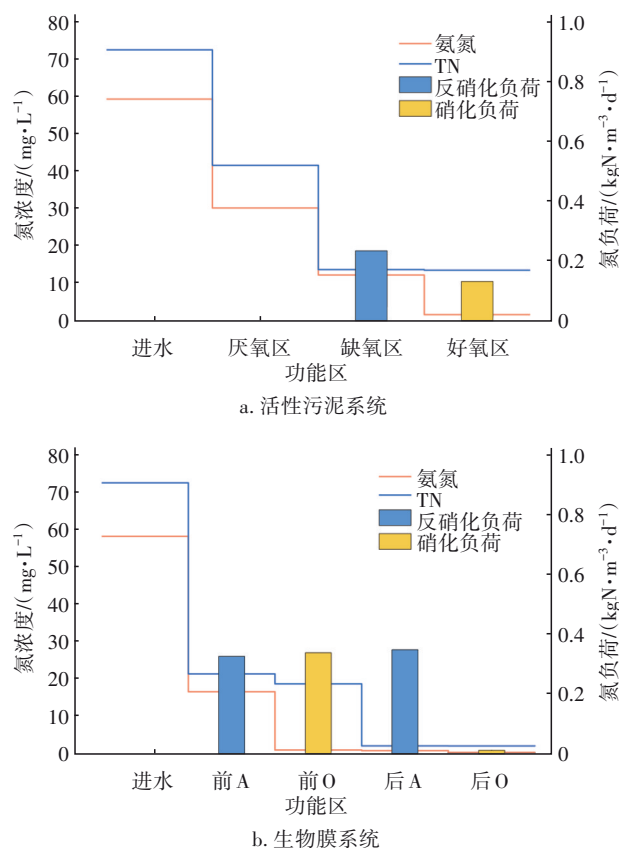


图3 不同工艺系统沿程氮素变化及负荷情况

Fig.3 Concentration changes and load of nitrogen along different process systems

对于活性污泥 AAO 工艺,硝化主体位于好氧区,脱氮主体位于缺氧区,实际沿程测定显示好氧区硝化负荷为  $0.133 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、缺氧区反硝化负荷为  $0.226 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。对于生物膜 AOA 工艺,硝化的主体是前好氧区,脱氮的主体是前缺氧区和后缺氧区,实际沿程测定显示前好氧区硝化负荷为  $0.363 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、缺氧区脱氮负荷为  $0.343 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,其中前缺氧区为  $0.331 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、后缺氧区为  $0.367 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。后好氧区作为保障区域,实际负荷为  $0.013 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。针对硝化,生物膜系统中硝化负荷达到活性污泥系统的 2.73 倍,保障了出水氨氮的稳定达标,也为总氮的深度去除提供了基础。后好氧区发挥保障作用,在沿程测定中负荷较低。针对反硝化,生物膜系统整体反硝化负荷

达到活性污泥法的 1.52 倍,其中前缺氧区和后缺氧区的脱氮贡献率分别为 66.36% 和 20.32%,保障了出水 TN 稳定低于  $5 \text{ mg/L}$ 。基于硝化和反硝化负荷的大幅提升,生物膜系统实现了占地的集约,吨水占地仅为活性污泥系统的 35.08%。此外,在生物膜系统的前好氧区也出现了 TN 的去除,脱氮贡献率为 13.32%,容积负荷为  $0.091 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,推测是发生了同步硝化反硝化(SND)现象。进一步核算脱氮所需的 C/N,活性污泥系统为 4.11,而生物膜系统为 3.7,生物膜系统低于活性污泥系统。

## 2.2 脱氮机理分析

脱氮效率的高低取决于系统功能菌的富集效率,而功能菌的富集效率体现在两个方面:一方面是系统内污泥绝对量的多少,另一方面是有效微生物富集能力的高低。研究期间活性污泥法 MLSS 为  $6.14 \text{ g/L}$ ,MLVSS/MLSS 为 52%,即 MLVSS 为  $3.19 \text{ g/L}$ ;生物膜系统好氧区生物量为  $15.22 \text{ g/m}^2$ ,缺氧区生物量为  $11.35 \text{ g/m}^2$ ,进一步根据总生物膜面积和池容进行核算,换算 MLSS 分别为  $7.3$ 、 $5 \text{ g/L}$ ,而生物膜的 MLVSS/MLSS 达到了 71%~77%,以均值 74% 核算,即 MLVSS 分别达到  $5.4$ 、 $3.7 \text{ g/L}$ 。虽然活性污泥系统和生物膜系统的 MLSS 指标较为接近,但由于生物膜有机质含量更高,因此其 MLVSS 明显高于活性污泥系统,在污泥绝对量上生物膜系统实现了增长。

分别取活性污泥与生物膜进行高通量测序,结果如图4所示。

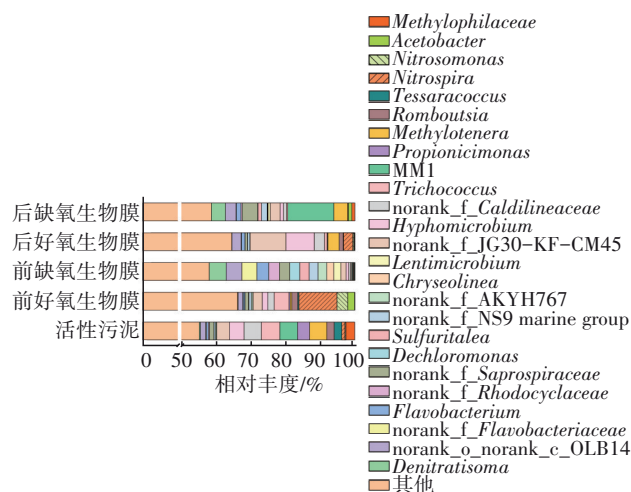


图4 不同工艺系统中属水平功能菌富集情况

Fig.4 Enrichment of functional bacteria at the genus level in different process systems

由图4可知,两工艺系统的优势硝化菌主要为亚硝化单胞菌 *Nitrosomonas* 和硝化螺旋菌 *Nitrospira*, 其中 *Nitrosomonas* 为氨氧化菌(AOB),其将氨氮氧化为亚硝酸盐氮,在活性污泥系统中的相对丰度为0.26%,在生物膜系统前好氧区的相对丰度为3.11%。*Nitrospira* 为亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>B</sub>),其将亚硝酸盐氮氧化为硝酸盐氮,部分菌属也具备直接将氨氮氧化为硝酸盐氮的能力<sup>[9]</sup>,在活性污泥系统中的相对丰度为0.95%,生物膜系统前好氧区的相对丰度为10.96%。整体来看,活性污泥系统中执行硝化功能菌属的相对丰度为1.21%,而生物膜系统为14.07%,达到活性污泥系统的11.62倍。

活性污泥系统反硝化菌相对丰度为22.12%,优势菌属包括 *Trichococcus*、*Hyphomicrobium* 等,生物膜系统前缺氧区反硝化菌相对丰度为27.86%,优势菌属包括 *Flavobacterium*、*Dechloromonas* 等,生物膜系统对反硝化菌的富集能力略高于活性污泥系统。同时,在生物膜系统的前好氧区,同样发现了反硝化菌的富集,相对丰度达到了16.22%,优势菌属包括 *Acetobacter*、*Trichococcus* 等,为好氧区同步硝化反硝化的现象提供了微观证明。从功能菌相对丰度可以看出,生物膜系统对功能菌的富集能力高于活性污泥系统,这主要是由于活性污泥系统中污泥随水流在各个功能区中循环流动,不断经历厌氧、缺氧、好氧的环境,造成了功能菌无法实现良好的富集,而生物膜系统中通过拦截系统的设置,将悬浮载体在特定区域、特定条件下均匀流化,实现了专性培养,大大提高了系统对功能菌的富集能力,尤其是对于自养型的硝化菌属,强化富集效果更加明显。

此外,生物膜系统中分别以进水有机物和外源有机物为碳源的前缺氧区与后缺氧区在反硝化菌群组成上也存在较明显的不同,后缺氧区菌属较为单一,优势反硝化菌为 *Denitratisoma*,占比达到4.87%,这与后缺氧区碳源类型较为单一有关。同时后好氧区亚硝化单胞菌 *Nitrosomonas* 和硝化螺旋菌 *Nitrospira* 相对丰度分别为0.35%和2.68%,仍远高于活性污泥系统,具有较高的硝化潜力,为系统的抗冲击能力及稳定达标提供保障。

进一步地,将污泥绝对量与功能菌相对丰度相乘,可近似得到系统内功能菌的绝对量。活性污泥系统内硝化菌绝对量为0.04 g/L,反硝化菌绝对量

为0.69 g/L。生物膜系统内硝化菌绝对量为0.78 g/L,反硝化菌绝对量为1.06 g/L,分别为活性污泥系统的20.68、1.53倍。因此,生物膜系统较活性污泥系统实现了脱氮效率的大幅提升,同时,在实现高标准出水的基础上,还具有较大的硝化和反硝化潜力尚未发挥,在面临冲击时,可通过调控运行条件进行充分释放,提高系统的抗冲击能力和运行稳定性。

### 2.3 运行与调控

实现工艺的稳定运行与调控,是保障系统出水稳定达标的关键。活性污泥法良好运行的核心要素是维持良好的污泥形态与适宜的运行环境。在进水基质浓度过低的情况下,容易发生污泥膨胀现象,原因在于丝状菌对于基质及溶解氧的竞争能力高于自养型硝化菌,在低基质浓度下丝状菌过量增殖导致污泥膨胀,污泥沉降性能大幅下降。此外,本项目处于北方地区,冬季水温最低达到12℃以下,持续约2个月,由于活性污泥系统对功能菌的富集能力较低,在冬季低温条件下,常规运行实现稳定出水达标具有较大压力,因此冬季以高污泥浓度运行,并适当提高曝气量与碳源投加量,确保出水稳定达标,但高污泥浓度对二沉池和深度处理的运行造成较大压力。对于活性污泥法而言,其优势在于运行调控相对简便,但活性污泥受外界因素影响大,不适宜的温度、DO、基质浓度等都易造成系统运行效果的下降,这也是导致活性污泥法抗冲击性能较弱的原因之一。

纯膜 MBBR 工艺,不富集活性污泥,因此无污泥膨胀、解体等相关问题。而纯膜 MBBR 工艺运行的关键在于流化和拦截,良好的流化是效果的保障,稳定的拦截是安全的保障。目前市面上采用 MBBR 工艺多面临悬浮载体难流化以及出现拦网磨损载体泄漏等问题。本项目载体填充率达到55%以上,在 MBBR 的应用领域中属于高填充率,若控制不佳,极易在污水前进方向末端、生物池死角处出现载体堆积不流化的现象,造成悬浮载体难挂膜或传质传氧效果的下降。因此控制的核心是通过曝气的均匀分配,搅拌器搅拌频率的控制以及开启台数的控制来实现悬浮载体的良好流化过程。填充率高的另外一个问题就是悬浮载体数量多,增加了与拦网的摩擦频率,虽然对拦网起到了刮洗作用,可避免发生纤维堵塞,但加速了拦网的磨损。因此在设计

安装之初,选择了磨损指数较不锈钢材质更低的新材料拦网。安装厚度为12 mm,目前已稳定运行2年,在拦网不同位置的磨损量约0.20~0.25 mm/a,以0.25 mm/a核算,使用30年后拦网仍有4.5 mm的厚度,强度仍能维持正常运行。

### 3 结论与展望

以北方某污水处理厂为例,分析了活性污泥法和生物膜法在运行效果、工艺机理和运行控制上的差异。从运行效果来看,生物膜法抗冲击能力更强,具有更高的硝化和脱氮能力,生物池出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TN分别达到 $(0.45\pm0.37)$  mg/L和 $(3.79\pm0.81)$  mg/L,同时基于SND过程实现了C/N的降低。从工艺机理来看,生物膜法实现了功能菌的高效富集,硝化菌和反硝化菌的绝对生物量分别为活性污泥系统的20.68、1.53倍,是生化效率提升的内在原因,也提高了系统的抗冲击能力。基于生物膜生化效率的提升,生物膜法生化段吨水占地仅为活性污泥系统的35.08%,实现了集约化建设。在实际运行中,活性污泥法应重点关注污泥形态的维持及运行参数的调控;生物膜法不富集活性污泥,但应保证良好的传质传氧效果和结构设备的稳定。基于生物膜法高效富集功能菌和分层分布的特点,实现厌氧氨氧化菌的有效富集,在主流工艺中实现稳定的厌氧氨氧化脱氮效果,进一步降低污水处理碳排放,是生物膜法未来需要重点研究和突破的方向。

### 参考文献:

- [1] LOFRANO G, BROWN J. Wastewater management through the ages: a history of mankind [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(22):5254-5264.
- [2] XIA Y, WEN X H, ZHANG B, *et al.* Diversity and assembly patterns of activated sludge microbial communities: a review [J]. *Biotechnology Advances*, 2018, 36(4):1038-1047.
- [3] 王翥田,叶亮,张新彦,等. MBBR工艺用于无锡芦村污水处理厂的升级改造[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(2):71-73.
- WANG Zhutian, YE Liang, ZHANG Xinyan, *et al.* Application of MBBR process to upgrading and reconstruction of WWTP [J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(2):71-73(in Chinese).
- [4] 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).
- [5] 王启镔,何文妍,宫徽,等. 基于复合絮凝剂的SBR工艺中试研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(9):91-95.
- WANG Qibin, HE Wenyan, GONG Hui, *et al.* Study on pilot-scale SBR process based on composite flocculant [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(9):91-95(in Chinese).
- [6] 刘强,王泰,沈淳,等. MBBR工艺用于污水厂提标改造的低温运行效果[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(13):7-13.
- LIU Qiang, WANG Tai, SHEN Bo, *et al.* Operation effect of MBBR applied in upgrading and reconstruction of a wastewater treatment plant in Tianjin at low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(13):7-13(in Chinese).
- [7] 陈相宇. 两种类型生物接触氧化系统脱氮效能研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2021.
- CHEN Xiangyu. Study on Nitrogen Removal Efficiency of Two Types of Biological Contact Oxidation Systems [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021(in Chinese).
- [8] 高伟楠,周川,纪海霞,等. MBBR用于呼市某污水厂提标改造工程的设计与运行[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(10):53-59.
- GAO Weinan, ZHOU Chuan, JI Haixia, *et al.* Design and operation of a WWTP retrofitting via MBBR in Hohhot City [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(10):53-59(in Chinese).
- [9] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, *et al.* Complete nitrification by nitrospira bacteria[J]. *Nature*, 2015, 528(7583):504-509.

作者简介:杨新慈(1970—),男,山东烟台人,大学学历,主持烟台市环境卫生管理中心行政、业务、经济工作,主要研究方向为环卫建设工程。

E-mail: ytshjwsglc@yt.shandong.cn

收稿日期:2023-07-21

修回日期:2023-08-24

(编辑:衣春敏)