

# MBBR 用于南方某污水厂强化脱氮效果分析

郭莉芳<sup>1</sup>, 朱宇峰<sup>2</sup>, 滕良方<sup>1</sup>, 周家中<sup>3</sup>, 吴迪<sup>3</sup>, 殷建文<sup>3</sup>

(1. 宁波市城市排水有限公司, 浙江 宁波 315000; 2. 上海市市政工程设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200092; 3. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266555)

**摘要:** 浙江某污水厂设计规模为  $16 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ , 采用 Bardenpho—MBBR 工艺进行升级改造后, 生化池出水 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、TP 均值分别为 17.2、0.37、7.72、0.168 mg/L, 在不投加碳源的情况下即可达到准 IV 类水标准, 生物脱氮除磷效果良好。对生化池各功能区沿程采样测定发现, 好氧 MBBR 区对 TN 的去除率为 28% ~ 46%, 受到泥浆水冲击后也能保持在 15% ~ 22%, 系统高效去除 TN 得益于好氧 MBBR 区的同步硝化反硝化 (SND) 作用; 由于好氧区的 SND 现象, 平均可以节省 0.23 元/ $\text{m}^3$  的碳源费用, 年节约碳源费用近 1 343.2 万元; 生物膜厚度和溶解氧的控制对于稳定表现 SND 有重要影响; 系统中微生物的高通量测序结果显示, 悬浮载体上硝化菌丰度为 32.19%、反硝化菌丰度为 4.86%, 硝化菌和反硝化菌同时存在为 SND 现象的产生提供了微观保证; 冬季低温时, 悬浮载体实际承担了系统近 90% 的硝化负荷。

**关键词:** 移动床生物膜反应器; 生物脱氮; 同步硝化反硝化; 悬浮载体

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)07-0101-07

## Analysis of Denitrification Efficiency of a Wastewater Treatment Plant in South China Enhanced by MBBR

GUO Li-fang<sup>1</sup>, ZHU Yu-feng<sup>2</sup>, TENG Liang-fang<sup>1</sup>, ZHOU Jia-zhong<sup>3</sup>, WU Di<sup>3</sup>,  
YIN Jian-wen<sup>3</sup>

(1. Ningbo Municipal Sewerage Co. Ltd., Ningbo 315000, China; 2. Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co. Ltd., Shanghai 200092, China; 3. Qingdao Spring Water-treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China)

**Abstract:** The design scale of a wastewater treatment plant (WWTP) in Zhejiang Province was  $16 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ . After retrofitted by Bardenpho - MBBR, the effluent COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN and TP of the WWTP were 17.2 mg/L, 0.37 mg/L, 7.72 mg/L and 0.168 mg/L, respectively. Without carbon addition, the effluent almost achieved class IV level of *Environmental Quality Standards for Surface Water*, which indicated that good biological nitrogen and phosphorus removal were obtained. According to the measurement of every functional area of the biochemical tank, 28% - 46% of TN was removed in the aerobic area of the MBBR, and the removal efficiency could be maintained between 15% and 22% after the shock of muddy water. The good TN removal efficiency was benefited from simultaneous nitrification and denitrification (SND) in the MBBR zone. Due to the SND phenomenon in the aerobic zone, the

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

通信作者: 周家中 E-mail: zhoujiazhong@qdspr.com

carbon source cost could be saved by 0.23 yuan/m<sup>3</sup> on average, and the annual carbon source cost could be saved by 13.432 million yuan. Control of biofilm thickness and dissolved oxygen had an important effect on stable performance of SND. High-throughput sequencing of microorganisms in the system showed that the relative abundances of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria on the suspended carrier were 32.19% and 4.86%, respectively. The simultaneous presence of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria made SND phenomenon possible to happen. When the temperature was low in winter, nearly 90% of the nitrification load of the system was actually consumed by the suspended carrier.

**Key words:** MBBR; biological denitrification; simultaneous nitrification and denitrification; suspended carrier

近年来,水体中的氮素污染日趋严重,造成环境污染日趋突出,水体中氮素去除愈发受到重视,大多数污水厂都在进行提标改造,出水水质达到一级A甚至准IV类水标准,而出水TN是关注的核心焦点之一。移动床生物膜反应器(MBBR)是常用的强化措施,在不新增生化池容的前提下,通过池容分割,减少好氧区用以扩大缺氧区,满足反硝化要求,好氧区池容不足的部分,利用悬浮载体高效富集硝化菌的特性予以强化<sup>[1]</sup>。增加的缺氧区池容,既可与原有前置缺氧区合并,扩大前缺氧,充分利用原水碳源,又可独立设置为后置缺氧区,强化运行控制,改造方式灵活,运行简便。

浙江省某污水厂的设计规模为 $16 \times 10^4$  m<sup>3</sup>/d, 2016年进行提标改造,出水水质由一级B升级为准IV类,改造工艺为Bardenpho—MBBR工艺,且后续设有深床反硝化滤池对总氮达标起保障作用。在改造后稳定运行期间,生化池出水TN可稳定在10 mg/L以下,后续反硝化深床滤池仅需保障SS,正常运行时无需投加碳源,仅在进水受冲击时投加少量碳源。生化池出水TN远优于设计预期,笔者进一步对污水厂运行情况进行了分析,旨在为同类污水厂运行及相关工程应用研究提供数据支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 生化反应池

该污水厂生化段工艺为A<sup>2</sup>/O + A/O(五段Bardenpho—MBBR工艺),在好氧区投加SPR—II型悬浮载体。SPR—II型悬浮载体的直径为25 mm、厚为10 mm、有效比表面积>620 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461—2014)行业标准,挂膜前其相对密度(0.94~0.97)略小于水,挂膜后(1.000~1.003)与水接近<sup>[2]</sup>,填充率为30%。

生化池进水依次经过厌氧区、缺氧区、好氧MBBR区、后缺氧区、后好氧区,然后进入二沉池。各个功能区的设计HRT分别为1.3、3.2、5.9、1.2、0.6 h,内、外回流比分别为100%和60%。生化池污泥浓度为5~7 g/L,好氧区DO为2~3 mg/L。全池基本不投加碳源。污水厂设计进出水水质如表1所示。

表1 污水厂设计水质

Tab. 1 Design water quality of WWTP mg · L<sup>-1</sup>

项 目	COD	BOD <sub>5</sub>	TN	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	TP
设计进水	320	130	40	30	6
二沉池出水	35	10	10	1.5(3)	1.5
设计出水	30	6	10	1.5(3)	0.3

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 沿程试验

试验过程中分别取生化池进出水、各功能区末端出水,取样后立即静置并取上清液检测。每个取样点取3次水样,取样时间间隔为4 h,3次混合后对各指标进行测定。除DO和水温(T)采用WTW Multi-3430i便携式多参数水质分析仪进行测定外,其余各指标采用国标法测定。

### 1.2.2 高通量测序

高通量测序通过试剂盒(E. Z. N. AMag - BindSoil DNA Kit, OMEGA)提取微生物基因组DNA,通过1%琼脂糖凝胶电泳检测抽提基因组的完整性,利用Qubit3.0 DNA试剂盒检测基因组DNA浓度。PCR扩增所用引物为341F/805R。对PCR产物进行琼脂糖凝胶电泳,通过DNA胶回收试剂盒(SanPrep)对PCR产物进行回收,利用Qubit 3.0 DNA检测试剂盒对回收的DNA精确定量,按照1:1等量混合后测序,等量混合时每个样品DNA量取10 ng,最终上机测序浓度为20 pmol/L,通过

Illumina Miseq 测序平台对样品高通量测序。

采用 UPARSE 软件(version7.1)根据 97% 的相似度进行 OTU 聚类;使用 UCHIME 软件剔除嵌合体。利用 RDP Classifier 对每条序列进行物种分类注释,比对 Silva 数据库(SSU123),设置比对阈值为 70%。

## 2 结果与讨论

### 2.1 系统运行效果概述

分析了污水厂 2018 年 9 月—2019 年 4 月经过整个冬季运行的进出水数据,结果如表 2 所示。

表 2 污水厂生化池实际进出水水质

Tab.2 Actual influent and effluent quality of wastewater treatment plant

项 目	实际进水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	实际出水/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	平均去除 率/%
COD	$261.6 \pm 74.13$	$17.2 \pm 2.87$	93.4
BOD <sub>5</sub>	$98.4 \pm 31.08$	$2.2 \pm 0.19$	97.8
TN	$23.5 \pm 3.88$	$7.72 \pm 1.15$	67.1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	$15.32 \pm 3.12$	$0.37 \pm 0.13$	97.6
TP	$6.65 \pm 1.92$	$0.168 \pm 0.086$	97.5

由表 2 可知,进水 B/C 值平均为 0.38,可生化性尚好,C/N 值平均为 4.2,对于脱氮 C/N 值尚充足,但对于脱氮除磷 C/N 值略低。由于 MBBR 的引入,通过高效富集硝化菌,强化了硝化过程,保障生化段出水氨氮浓度稳定低于 0.5 mg/L;此外,生化池出水 TP 浓度基本可达到 0.2 mg/L 以下,由于生化池基本不投加混凝剂,TP 的去除都是通过生物除磷完成的。传统的活性污泥法为了保证氨氮去除效果,运行控制污泥龄较长,这对于短泥龄的聚磷菌较为不利;而 MBBR 工艺投加的悬浮载体使长泥龄硝化菌能够大量富集生长,既保障了氨氮达标,又可降低悬浮态泥龄,从而强化了生物除磷效果<sup>[3]</sup>。经过 MBBR 改造后,通过增加缺氧区池容,保障了出水 TN 稳定达标,与改造前同时期运行数据相比,TN 去除率提高了近 1 倍。对于 TN 的去除,生化池大部分情况下不用投加碳源即可保证出水 TN 稳定达标,生化池出水 TN 可达到 7.72 mg/L。改造后实际 TN 去除率为 67.1%,理论所需总回流比为 204%,而实际回流比为 160%,低于理论需求值,且第 2 级缺氧区未投加碳源。由此可推测系统内发生了不同于传统反硝化过程的 TN 去除现象。

### 2.2 TN 去除功能区域分析

为进一步探究生化段各功能区对 TN 的去除效

果,对生化段各功能区进行 TN 沿程测试,分析结果如图 1 所示。研究期间,污水处理厂进水 TN 平均浓度为 23.5 mg/L,且有逐步升高的趋势;出水 TN 浓度为 6.5 ~ 9.0 mg/L。系统对 TN 的去除率最低为 60.8%、最高为 81.7%、平均为 67.1%。期间,系统在 3 月 26 日、4 月 3 日、4 月 17 日—24 日受到了较为强烈的进水负荷冲击,进水 SS 由平时的 300 mg/L 突然增至近 1 000 mg/L,冲击持续时间一般为 3 ~ 4 h。经过调查发现,污水厂受冲击主要来自附近工地上的建筑废水(泥浆水),其水质和普通生活污水没有太大差别,但含有大量无机小颗粒,其 SS 较高。泥浆水冲击的表现形式为短时间内大量泥浆水进入污水厂,导致生化池内污泥浓度迅速升高。每次泥浆水冲击时生化池污泥浓度在很短时间内增加 1 000 ~ 2 000 mg/L,且 MLVSS/MLSS 值明显下降,冲击前生化池 MLVSS/MLSS 值为 0.41、冲击后下降为 0.35。泥浆水冲击对系统去除 COD、氨氮、TP 基本没有影响,但出水 TN 浓度会略有升高。泥浆水冲击对系统的影响一般持续 1 周,1 周后生化池基本可以恢复正常功能,基本不会对系统运行产生太大影响。

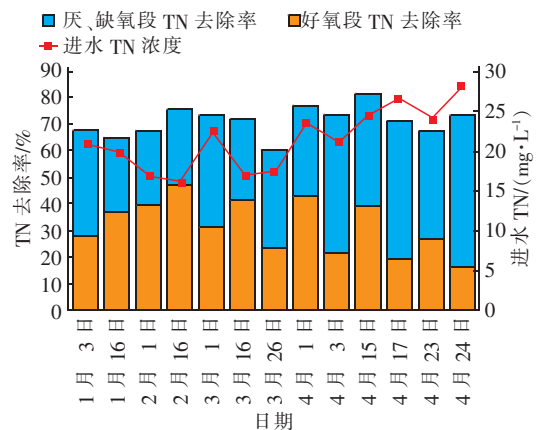


图 1 好氧区 TN 去除占比

Fig.1 TN removal proportion of aerobic zone

从去除 TN 的功能区域及占比角度可以看出,正常情况下,好氧区的 TN 去除率为 28% ~ 46%,可以去除 6 ~ 10 mg/L 的 TN;但当受到泥浆水冲击时,去除率会出现显著下降,为 15% ~ 22%,去除 3 ~ 5 mg/L 的 TN。厌、缺氧区对 TN 的去除率正常情况下在 28% ~ 42%,去除 5 ~ 10 mg/L 的 TN;当受泥浆水冲击时,可能是因为好氧段的 TN 去除能力下降,硝态氮浓度提高,强化了厌、缺氧段的 TN 去除,使

得厌、缺氧段的 TN 去除占比上升,但系统对 TN 的整体去除率并未受太大影响。

正常运行时以及受泥浆水冲击时生化段氮素沿程检测结果见图 2,取样点为各功能区出水处。

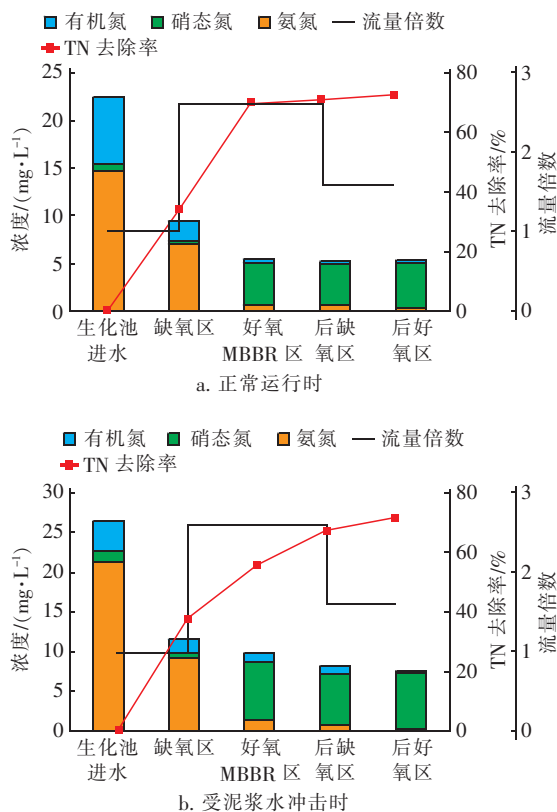


图2 正常运行以及受泥浆水冲击时沿程氮素分析

Fig. 2 Nitrogen removal during normal operation and impact of muddy water

从图 2(a)可以看出,系统对氨氮的总去除率为 97.2%,硝化反应基本发生在好氧 MBBR 区,较强的硝化作用不但保障了出水氨氮达标,也增加了内回流的硝态氮浓度,强化了前缺氧区对 TN 的去除。生化段对 TN 的去除率为 73.4%,TN 去除主要发生在厌、缺氧区及好氧 MBBR 区。其中,厌、缺氧区对 TN 的去除率为 37.1%,好氧 MBBR 区对 TN 的去除率为 36.3%,由于好氧 MBBR 区出水有机物基本被消耗殆尽,故在不投加碳源的情况下后缺氧区不存在 TN 去除现象。通过本次测定确定了悬浮填料区存在同步硝化反硝化(SND)现象,并且贡献了近一半的 TN 去除率(在 40% 以上),保障了生化段出水 TN 稳定达标,大大节省了碳源的投加。MBBR 区存在 SND 现象,推测可能是因为生物膜的分层分布所致。MBBR 工艺的本质是生物膜,悬浮载体上

存在典型的缺氧/好氧微环境,这种分层分布状态也为好氧区 SND 创造了可能<sup>[4]</sup>。溶解氧在从生物膜表面向内层传递的过程中存在浓度梯度<sup>[5]</sup>,生物膜表层为硝化菌,将氨氮氧化为硝态氮,随着溶解氧传递浓度的下降,生物膜内层为缺氧环境,因此在生物膜内层可以生长反硝化菌,将硝态氮还原为氮气。同时由于悬浮载体对功能微生物有富集作用,进一步促进了好氧区 SND 的进行。

从图 2(b)可以看出,受泥浆水冲击后生化段对 TN 的去除率为 71.6%,厌、缺氧区对 TN 的去除率为 38.4%,生化段和厌、缺氧区对 TN 的去除率基本没有变化。好氧区对 TN 的去除率下降至 17.7%,后缺氧区由于投加碳源对 TN 的去除率为 9.63%,后好氧区也存在约 5% 的 TN 去除。其原因为后缺氧区溶解氧浓度较低,同时水中还有部分未消耗完的碳源,故而后好氧区也发生少量 TN 去除。

基于该污水厂进水 TN 为 23.5 mg/L,不投加碳源时出水 TN 达到 7.72 mg/L,若不考虑好氧区 SND 对 TN 的去除,想要达到 67.1% 的 TN 去除率,总回流比至少需要 204%,而实际仅 160%,改造后降低了回流能耗。若按改造前运行效果,需外加碳源额外去除 5 mg/L 的 TN,则碳源费用达到 0.23 元/m<sup>3</sup>,而采用 MBBR 改造后基本省去了该费用,年节约碳源费用近 1 343.2 万元,可见 SND 过程具有明显的节能降耗作用。通过对众多采用 MBBR 工艺的污水处理厂进行调研发现,好氧区均存在较为显著的 SND 现象,TN 去除量在 3 ~ 8 mg/L 之间<sup>[6-7]</sup>,对于进水 TN 浓度较高的污水厂,SND 现象更加明显。对于进水 TN 浓度较低的污水厂,不投加碳源即可保证 TN 达标<sup>[8]</sup>。

### 2.3 SND 影响因素分析

好氧/缺氧微环境是形成 SND 的前提条件,而系统的 DO 浓度与生物膜厚度相互影响达到平衡。若溶解氧浓度过高,一方面,有机物充分氧化,反硝化过程缺少有机碳源,不利于反硝化反应的进行;另一方面,溶解氧容易穿透生物膜,内部的缺氧区不易形成,也不利于反硝化反应的发生。溶解氧浓度过低,则会影响外部好氧区的硝化反应,硝化效果不充分进而影响内部缺氧区的反硝化反应。对于活性污泥法,一般情况下硝化反应的溶解氧应控制在 2 mg/L 以上,反硝化反应的溶解氧控制在 0.5 mg/L 以下<sup>[9]</sup>。溶解氧浓度在 0.5 mg/L 时,由于硝化速率



等于反硝化速率,从而导致了完全的同步硝化反硝化<sup>[10]</sup>。而对于生物膜法,由于生物膜传质阻力的存在,在 DO 浓度为 2~4 mg/L 时仍能形成较好的好氧/缺氧微环境。系统内 MBBR 区 DO 浓度在 2~4 mg/L,氨氮去除率为 97.2%,硝化性能良好,该 DO 浓度下存在良好的 SND 现象。大量研究均表明絮体粒径会影响 SND 效果。如果絮体粒径较小,DO 容易穿透絮体,难以形成好氧/缺氧微环境,如果絮体粒径太大,会影响有机物向反硝化菌群传递的过程。Pochana 等<sup>[11]</sup>研究认为较大粒径的微生物絮体有利于 SND 的进行,并测出了 SND 适宜的污泥絮体尺寸为 50~110  $\mu\text{m}$ ; Andreadakis<sup>[12]</sup>则指出最佳 SND 效果的活性污泥絮体的适宜尺寸为 10~70  $\mu\text{m}$ ; Pochana 等<sup>[13]</sup>采用流动性较强的流化床工艺的研究结果则表明,絮体平均直径为 382  $\mu\text{m}$  时可实现 98.5% 的 SND,当絮体平均直径减小到 155  $\mu\text{m}$  时只能达到 26.3% 的 SND。对于本项目,好氧区 DO 浓度为 2~4 mg/L 时,对应的生物膜厚度为 150~200  $\mu\text{m}$ 。

由于含有大量 SS 的泥浆水进入生化池内导致 MLSS 浓度升高,无机小颗粒物被悬浮载体上的生物膜吸附,可以直接观察到生物膜表面颜色由冲击前的黄褐色变为灰褐色,在用自来水冲洗后灰褐色褪去。生物膜表面覆盖一层无机颗粒形成的“膜”,增加了生物膜厚度,影响了有机质向生物膜内部传递的过程,因而好氧区对 TN 的去除也受到了抑制。

碳源种类对 SND 也有一定的影响。经过缺氧段微生物代谢,水中的易降解有机物基本被消耗殆尽,只存在少量相对分子质量 >30 000 的多糖、蛋白类高分子物质,并且以相对分子质量 >200 的大分子物质为主<sup>[14]</sup>。好氧 MBBR 区内较长的 HRT 可以将这部分有机物缓慢降解为小分子有机物,更易于降低反硝化的底物利用速率,进而接近硝化速率以实现 SND<sup>[15]</sup>。张可方等<sup>[16]</sup>的研究也表明,相对于易降解的乙酸钠和葡萄糖来说,啤酒和淀粉的混合物这类可慢速降解的有机物更适合作为 SND 的碳源。该污水厂好氧区进水 COD 为 30~40 mg/L,出水 COD 为 20~30 mg/L,好氧 MBBR 区有 10 mg/L 的 COD 被去除,好氧 MBBR 区  $\Delta\text{C}/\text{N}$  值为 3.6,可见好氧区实现 SND 的前提是有溶解性有机物可利用。由于好氧区进水基本不再含有易降解有机物,故 SND 所需的碳源可能来自于难降解碳源。

### 3 MBBR 区微生物分析

为进一步探究悬浮载体对 SND 效果的影响,对该污水厂好氧池污泥及悬浮载体上的生物膜进行了高通量测序分析,属水平物种相对丰度如图 3 所示。

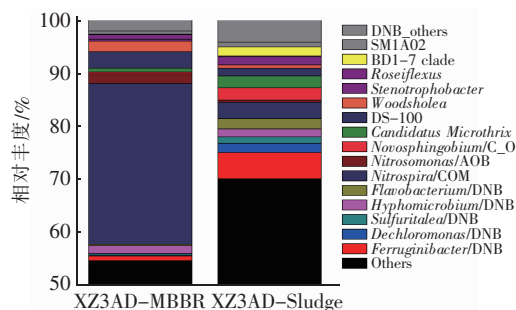


图 3 属水平物种相对丰度

Fig. 3 Relative abundance of species at genus level

分析结果显示,系统中主要硝化菌群为 *Nitrospira* 和 *Nitrosomonas*,二者在悬浮填料和污泥中的占比分别为 30.38% 和 3.07%、1.81% 和 0.43%。*Nitrospira* 是主要的亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>B</sub>),更容易以附着态形式存在,因此在悬浮载体中的占比约为污泥中的 10 倍;*Nitrospira* 在污泥中的丰度也高于传统污水厂的数据,其原因可能是从生物膜脱落后对污泥进行了接种,使之在污泥中也能够维持一定的比例。研究发现 *Nitrospira* 兼具氨氧化菌(AOB)和 NO<sub>B</sub> 功能,适宜生存在低氨氮环境中,可以作为出水水质较好和稳定的指示性微生物,因此 *Nitrospira* 作为硝化菌中优势种属也反映了污水厂处理效果较为良好。取样时,系统内的污泥浓度为 7.5 g/L,MLVSS/MLSS 值为 0.3,而悬浮载体上的污泥量为 14.7 g/m<sup>2</sup>,MLVSS/MLSS 值为 0.8。对悬浮载体生物膜和好氧污泥进行生物量测定,系统中 89.94% 的硝化菌来自悬浮载体、10.06% 来源于污泥,表明在硝化过程中,悬浮载体起到了重要作用。

此外,在悬浮载体上也检测到了大量的反硝化菌,菌属及丰度见表 3。分析可知,填料上反硝化菌的存在为 SND 现象提供了微观证据。悬浮填料和污泥中的反硝化菌种属基本相同,未发现特殊菌种,也证明了 SND 的碳源来源与污泥相同,即缺氧区未能利用的 COD 进入好氧区的部分。填料上反硝化菌总占比约为 4.86%,污泥中反硝化菌总占比约为 14.98%。不同菌种在污泥和悬浮载体中的占比不同,如 *Ferruginibacter*、*Flavobacterium*、*Sulfuritalea*、*Terrimonas*、*Dechloromonas* 等在污泥中的占比远大于

在悬浮载体中的占比,而 *Hyphomicrobium*、*Thiobacillus*、*Mesorhizobium* 等在填料和污泥中的占比基本相同,这与相关菌种的性状有关。同时还检测到 *Bradyrhizobium*(根瘤菌属)在悬浮载体上的占比为 0.73%、在污泥中的占比只有 0.23%,证明该类固氮菌更容易以附着态形式存在。

表3 反硝化菌种类及丰度

Tab.3 Species and abundance of denitrifying bacteria

项 目	悬浮载体	污泥
<i>Flavobacterium</i>	0.23	1.93
<i>Hyphomicrobium</i>	1.50	1.49
<i>Sulfuritalea</i>	0.28	1.28
<i>Ferruginibacter</i>	0.91	4.98
<i>Dechloromonas</i>	0.16	1.74
<i>Mesorhizobium</i>	0.46	0.40
<i>Thiobacillus</i>	0.17	0.20
<i>Terrimonas</i>	0.30	0.97
<i>Bradyrhizobium</i>	0.73	0.23

#### 4 结论

① 污水厂采用 Bardenpho—MBBR 工艺,进水 C/N 值仅为 4.2,对 TN 的平均去除率为 67.1%,生化池出水 TN 平均为 7.72 mg/L,基本不需要外加碳源即可保障出水 TN 稳定达标;生化段出水氨氮、TP 可分别稳定在 0.5、0.2 mg/L 以下,生物脱氮除磷效果良好。

② 系统在有氧区存在稳定的 SND 现象,正常运行时好氧区对 TN 的去除率可达到 28%~46%,受泥浆水冲击时也能达到 15%~22%;由于好氧区的 SND 现象,平均可节省 0.23 元/m<sup>3</sup> 的碳源费用;生物膜厚度和溶解氧的控制对于稳定表现 SND 有重要影响。

③ 悬浮载体上硝化菌群丰度为 32.19%、反硝化菌群丰度为 4.86%,硝化菌和反硝化菌同时存在为 SND 现象的产生提供了微观保证;冬季低温时,悬浮载体实际承担了系统近 90% 的硝化负荷。

#### 参考文献:

[1] 吴迪,李闯修. 北方某污水处理厂 Bardenpho—MBBR 改造运行分析[J]. 中国给水排水,2018,34(9): 106-110,115.  
Wu Di, Li Chuangxiu. Operation analysis of Bardenpho—MBBR upgrading and retrofitting in a northern wastewater treatment plant [J]. China Water &

Wastewater, 2018, 34(9): 106-110, 115 (in Chinese).  
[2] 吴迪. 水处理用悬浮载体填料行业标准解读与投加量设计[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 13-17.  
Wu Di. Interpretation of high density polyethylene suspended carrier for water treatment and calculation of added amount of suspended carrier [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16): 13-17 (in Chinese).  
[3] 路晖, 辛涛, 吴迪, 等. MBBR 工艺在污水处理厂提量增效中的应用[J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 100-105.  
Lu Hui, Xin Tao, Wu Di, et al. Application of MBBR in increasing capacity and improving efficiency of a wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(4): 100-105 (in Chinese).  
[4] 曹文娟, 徐祖信, 王晟. 生物膜中同步硝化反硝化的研究进展[J]. 水处理技术, 2012, 38(1): 1-5.  
Cao Wenjuan, Xu Zuxin, Wang Sheng. Research progress of simultaneous nitrification and denitrification in biofilm [J]. Technology of Water Treatment, 2012, 38(1): 1-5 (in Chinese).  
[5] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. 不同 C/N 比和碳源种类条件下的 SNAD 生物膜脱氮性能[J]. 中国环境科学, 2017, 37(4): 1331-1338.  
Zheng Zhaoming, Li Jun, Yang Jingyue, et al. The nitrogen removal performance of the SNAD biofilm with different C/N ratios and carbon sources [J]. China Environmental Science, 2017, 37(4): 1331-1338 (in Chinese).  
[6] 杨晓美, 宋美芹, 吴迪, 等. 新型悬浮载体强化脱氮除磷技术用于高标准污水处理[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 97-102.  
Yang Xiaomei, Song Meiqin, Wu Di, et al. Application of new style suspended carriers enhancing nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment for high standard [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16): 97-102 (in Chinese).  
[7] 方土, 周家中, 吴迪, 等. 长三角地区某污水处理厂准 IV 类水提标改造分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(17): 94-99.  
Fang Tu, Zhou Jiazhong, Wu Di, et al. Analysis on upgrading and reconstruction of class IV surface water in a wastewater treatment plant in Yangtze River Delta region [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(17): 94-99 (in Chinese).  
[8] 郭冬艳, 李多松, 孙开蓓, 等. 同步硝化反硝化生物脱氮技术[J]. 安全与环境工程, 2009, 16(3): 41-44,

61.  
Guo Dongyan, Li Duosong, Sun Kaibei, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification technology [J]. Safety and Environmental Engineering, 2009, 16 (3): 41 - 44, 61 (in Chinese).
- [9] 杨麒, 李小明, 曾光明, 等. 同步硝化反硝化的形成机理及影响因素 [J]. 环境科学与技术, 2004, 27 (3): 102 - 104, 120.  
Yang Qi, Li Xiaoming, Zeng Guangming, *et al.* Formative mechanism and impact factors for simultaneous nitrification and denitrification [J]. Environmental Science & Technology, 2004, 27 (3): 102 - 104, 120 (in Chinese).
- [10] 周丹丹, 马放, 董双石, 等. 溶解氧和有机碳源对同步硝化反硝化的影响 [J]. 环境工程学报, 2007, 1 (4): 25 - 28.  
Zhou Dandan, Ma Fang, Dong Shuangshi, *et al.* Influences of DO and organic carbon on simultaneous nitrification and denitrification [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1 (4): 25 - 28 (in Chinese).
- [11] Pochana K, Keller J. Study of factors affecting for simultaneous nitrification and denitrification (SND) [J]. Water Sci Technol, 1999, 39 (6): 61 - 68.
- [12] Andreadakis A. Physical and chemical properties of activated sludge flocs [J]. Water Res, 1993, 27 (12): 1707 - 1714.
- [13] Pochana K, Keller J, Lant P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification [J]. Water Sci Technol, 1999, 39 (1): 235 - 243.
- [14] 汪传新, 龚灵潇, 彭永臻. 低温下 MBBR 处理低碳氮质量比生活污水的同步硝化反硝化特性 [J]. 中南大学学报: 自然科学版, 2014, 45 (8): 2920 - 2927.  
Wang Chuanxin, Gong Lingxiao, Peng Yongzhen. Characteristics of simultaneous nitrification - denitrification in MBBR treating domestic sewage with low C/N ratio at low temperature [J]. Journal of Central South University: Science and Technology, 2014, 45 (8): 2920 - 2927 (in Chinese).
- [15] Third K A, Burnett N, Cord-Ruwisch R. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 83 (6): 706 - 720.
- [16] 张可方, 杜馨, 张朝升, 等. DO、C/N 对同步硝化反硝化影响的试验研究 [J]. 环境科学与技术, 2007, 30 (6): 3 - 5.  
Zhang Kefang, Du Xin, Zhang Chaosheng, *et al.* Influences of DO and C/N on simultaneous nitrification and denitrification [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 30 (6): 3 - 5 (in Chinese).



作者简介: 郭莉芳 (1983 - ), 女, 浙江宁波人, 本科, 高级工程师, 主要从事污水处理运行管理工作。

E-mail: hitwudi@126.com

收稿日期: 2019 - 09 - 12

开展河湖“清四乱”, 打好河湖管理攻坚战