

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.11.009

基于 A^2O -MBBR 工艺的污水厂提标改造中试研究

唐霞¹, 李江鹏¹, 申云¹, 李碧清¹, 吴学伟², 郭欢²

(1. 广州市净水有限公司, 广东 广州 510163; 2. 广州大学 土木工程学院, 广东 广州 510006)

摘要: 针对某污水厂进水碳源不足、负荷冲击性强以及占地受限等问题,拟采用 A^2O -MBBR 工艺进行提标改造,并开展中试研究。中试结果表明,在进水平均 C/N 值 < 3 的条件下,生化池出水 COD、 NH_3-N 、TN、TP 平均值分别为 14.4、0.24、5.93、0.25 mg/L, TN 去除率相比现状污水厂提高了 27.2%; 在 1.4 倍水量冲击下,出水 COD、 NH_3-N 、TN、TP 平均值分别为 9.9、0.56、6.17、0.2 mg/L; 当垃圾渗滤液投加比为 0.1%~0.4% 时,出水 COD、 NH_3-N 、TN、TP 平均浓度分别为 18.1、0.57、8.05、0.2 mg/L; 悬浮载体上硝化菌群相对丰度为 13.32%, 反硝化菌群相对丰度为 14.29%, 硝化菌和反硝化菌同时存在,为同步硝化反硝化的发生提供了微观保证。可见,MBBR 工艺可以强化中试系统的脱氮除磷能力,大幅提高系统的抗冲击负荷能力。

关键词: 城市污水处理厂; 提标改造; A^2O -MBBR 工艺; 碳源不足; 负荷冲击

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)11-0052-06

A Pilot Test on Upgrading and Reconstruction of Municipal Wastewater Treatment Plant Based on A^2O -MBBR Process

TANG Xia¹, LI Jiang-peng¹, SHEN Yun¹, LI Bi-qing¹, WU Xue-wei², GUO Huan²

(1. Guangzhou Sewage Purification Co. Ltd., Guangzhou 510163, China; 2. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: A wastewater treatment plant has the problems of insufficient carbon source, strong shock load, limited footprint area and so on. A^2O -MBBR process was proposed to upgrade the existing process, and a pilot test was carried out. When the average C/N ratio of influent was less than 3, the average concentrations of COD, NH_3-N , TN and TP in effluent of the biochemical tank were 14.4 mg/L, 0.24 mg/L, 5.93 mg/L and 0.25 mg/L, respectively, and the TN removal efficiency increased by 27.2% compared with that of the existing process. When the flow rate of the influent increased by 1.4 times, the average values of COD, NH_3-N , TN and TP in the effluent were 9.9 mg/L, 0.56 mg/L, 6.17 mg/L and 0.2 mg/L, respectively. When the dosage ratio of landfill leachate was 0.1%~0.4%, the average values of COD, NH_3-N , TN and TP in the effluent were 18.1 mg/L, 0.57 mg/L, 8.05 mg/L and 0.2 mg/L, respectively. The relative abundance of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria on suspended carriers was 13.32% and 14.29%, respectively. The coexistence of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria provided micro-guarantee for the occurrence of simultaneous nitrification and denitrification. Therefore, the MBBR process enhanced the nitrogen and phosphorus removal capacity of

基金项目: 广东省重点领域研发项目(2019B110209002)

通信作者: 唐霞 E-mail: 7504721@qq.com

the system, and significantly improved shock resistance performance of the system.

Key words: municipal wastewater treatment plant; upgrading and reconstruction; A²O – MBBR process; insufficient carbon source; shock load

广州某污水厂,其提标改造主要面临以下难题:进水碳源不足,进水 C/N 值在 3 左右,出水 TN 浓度偏高且不稳定;频繁水量冲击,生物池承受 110% ~ 140% 的水力负荷;需协同处理当地垃圾填埋场渗滤液,系统应对渗滤液的水质抑制具有一定的抵抗能力;项目位于城市核心地带,无扩建用地,对现有工艺升级改造限制性较大。移动床生物膜反应器(MBBR)则是解决上述难题的可能措施。与传统活性污泥、生物膜工艺相比,MBBR 工艺具有强化脱氮除磷、占地省、抗冲击负荷强、运行费用低、系统寿命长、维护管理简单、改造周期短、可持续升级等优点^[1],在国内污水厂提标、扩容改造中得到广泛应用^[2-5]。基于此,针对该污水厂进水碳源不足及水质水量冲击等问题,开展了 A²O—MBBR 中试研究。

1 材料与方法

1.1 中试装置

中试装置(见图 1)为碳钢材质,设计水量为 120 m³/d,采用 A²O—MBBR 工艺,厌氧池、缺氧池、好氧池容积按照拟改造后的污水厂生化池有效池容等比例缩小,好氧中段设置 MBBR 区,其填料填充率为 30%,反应器启动以该污水厂现状生化池污泥为接种污泥。中试厌氧池、缺氧池、好氧池的 HRT 分别为 0.58、3.22、3.20 h,总 HRT 为 7.00 h;现状污水处理厂厌氧池、缺氧池、好氧池的 HRT 分别为 0.58、2.00、4.42 h,总 HRT 为 7.00 h。中试采用 SPR – II 型悬浮填料,直径为 25 mm,厚为 10 mm,有效比表面积 >620 m²/m³,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体》(CJ/T 461—2014)标准,挂膜前其相

对密度略小于水(0.94 ~ 0.97),挂膜后则与水接近(1.000 ~ 1.003)^[6]。

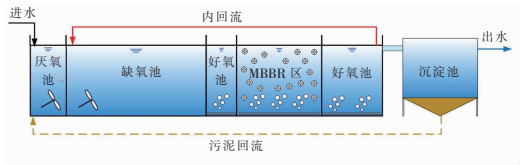


图 1 中试装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of pilot-scale plant

1.2 试验水质

中试设计进水 COD、BOD₅、NH₃ – N、TN、TP 分别为 290、135、30、40、4 mg/L;实际进水浓度分别为 94.7 ~ 391.5、50.7 ~ 193.5、15.77 ~ 25.56、18.95 ~ 29.93、1.53 ~ 4.32 mg/L,平均值分别为 150.9、61.55、18.34、21.78、2.37 mg/L;设计出水浓度分别为 40、10、2、15 mg/L。中试期间生物段进水 C/N 值仅为 2.83,碳源严重不足。试验中,掺杂垃圾渗滤液进行同步处理,渗滤液 BOD₅/COD 值为 0.494、BOD₅/TP 值为 148.2、BOD₅/TN 值为 1.18,可以看出渗滤液的 BOD₅/COD 值合理,但氮素含量高,C/N 值低,磷含量低,营养元素比例失调。

1.3 试验过程

中试分为 3 个阶段,具体见表 1。效果验证阶段(Ⅰ):主要考察 MBBR 工艺的运行效果,重点分析 TN 去除的影响因素;水量冲击阶段(Ⅱ):提高进水量至 1.3 ~ 1.4 倍设计负荷,考察水量冲击工况下的系统处理性能;渗滤液冲击阶段(Ⅲ):进水协同处理 0.1% ~ 0.4% 投加比的垃圾渗滤液,使进水达到设计负荷,考察 MBBR 工艺抗水质冲击能力。

表 1 不同工艺阶段运行参数

Tab. 1 Operation parameters in different stages

项 目		周期/d	HRT/h	MLSS/ (g · L ⁻¹)	水温/℃	好氧 DO/ (mg · L ⁻¹)	内回流 比/%	外回流 比/%	污泥龄/d
阶段Ⅰ	效果验证	1 ~ 16	7.00	3 ~ 4	22 ~ 27	2 ~ 4	100	100	10 ~ 12
		17 ~ 35	7.00	3 ~ 4	21 ~ 27	2 ~ 4	0	55/100	10 ~ 12
阶段Ⅱ	水量冲击	36 ~ 41	5.38	3 ~ 4	18.7 ~ 21.0	2 ~ 4	100	100	10 ~ 12
		42 ~ 50	5.00	3 ~ 4	18.4 ~ 20.3	2 ~ 4	100	100	10 ~ 12
阶段Ⅲ	渗滤液 冲击	51 ~ 75	7.00	3 ~ 4	18.0 ~ 20.3	2 ~ 4	100	100	10 ~ 12
现状污水厂		1 ~ 75	7.00	5 ~ 7	18 ~ 27	2 ~ 6	0	50 ~ 60	20 ~ 25

1.4 分析方法

1.4.1 沿程采样

分别取中试设备和污水厂现状生化池好氧区进出水进行分析。取样后,为避免污泥进入缺氧环境发生反硝化反应而影响实验结果,应立即静置混合液,每个采样点取等量水样5次,同一采样点取样间隔为10 min,进出水取样间隔为相应好氧区的水力停留时间,同一采样点5次水样混合后对氮素指标进行测定。

1.4.2 水质分析

COD 采用 HACH 快速消解法测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;总氮采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法测定;总磷采用钼酸铵分光光度法测定;混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 采用重量法测定;溶解氧 (DO) 和水温采用 WTW Multi-3430i 多参数便携仪测定。

1.4.3 高通量测序

高通量测序通过试剂盒 (E. Z. N. A. Mag-Bind Soil 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 Qubit 3.0 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 进行精确定量, 按照 1:1 等量混合后进行测序, 等量混合时每个样品的 DNA 量取 10 ng, 最终的上机测序浓度为 20 pmol/L, 通过 Illumina MiSeq 测序平台对样品完成高通量测序。

采用 UPARSE 软件根据 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

中试完成设备调试和填料投加培养后, 系统进入稳定运行状态, 每日检测进出水水质, 水样取自生化段进水、中试二沉池出水和现状污水厂二沉池出水, 其中中试进水与现状污水厂生化池进水完全相同, 均为沉砂池出水, 中试全程未投加如碳源、絮凝剂任何药剂。

不同工艺阶段对主要污染物的去除效果如图 2 所示。

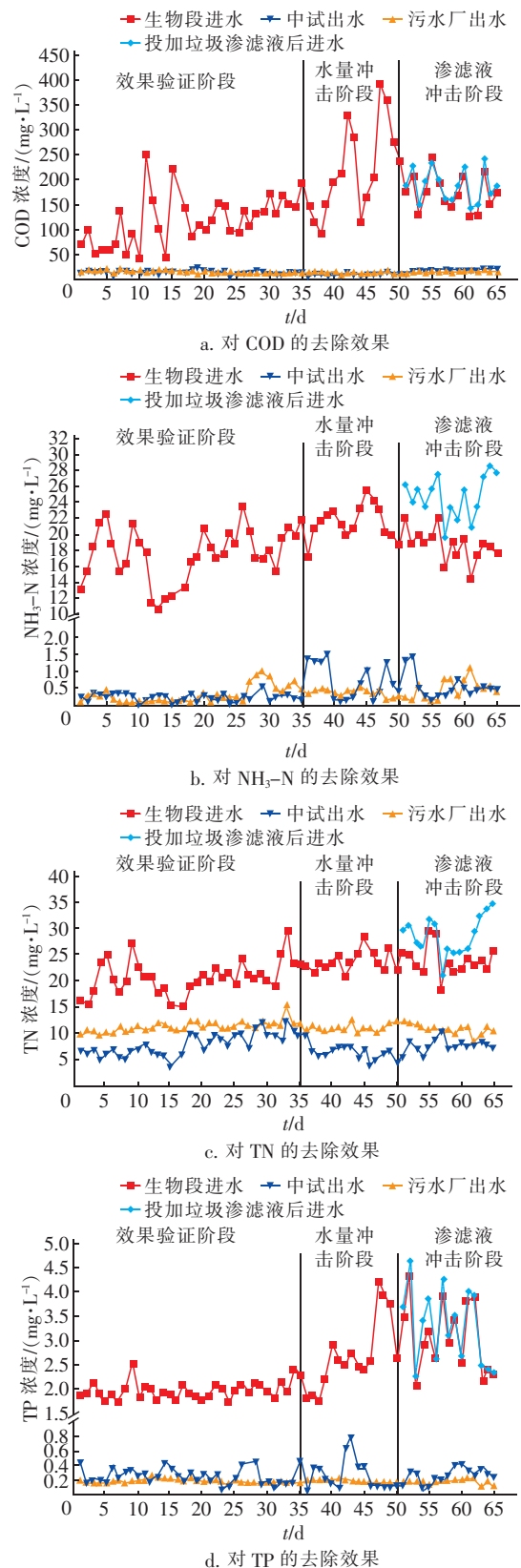


图2 不同阶段对主要污染物的去除效果

Fig. 2 Removal efficiency of main pollutants in different stages

2.1 效果验证阶段处理效果分析

由图2(a)可知,该阶段生物段进水COD浓度在45.8~251 mg/L之间波动(平均浓度为118.3 mg/L),中试出水COD均值为14.4 mg/L,污水厂二沉池出水COD均值为12.4 mg/L,二者均稳定优于污水厂设计排放标准。污水厂在生化池末端投加混凝剂,中试并未投加,这是污水厂出水COD略优于中试的主要原因。COD并非本项目的改造难点,中试和污水厂均可达到较优效果。

由图2(b)可知,该阶段进水氨氮为10.90~23.59 mg/L(平均为17.67 mg/L),中试和污水厂对氨氮的平均去除率均在98%以上,出水氨氮平均值<1.0 mg/L,相比之下,MBBR工艺去除效果更稳定。对比中试系统与污水厂硝化功能区运行参数,中试系统好氧池HRT为3.20 h、MLSS为3~4 g/L,污水厂好氧池HRT为4.42 h、MLSS为5~7 g/L,中试在更低的MLSS和更短的HRT条件下,实现了同样高效的氨氮去除效果,这是因为悬浮载体为硝化细菌等长泥龄微生物的生长繁殖提供了有利场所,专性培养大幅提高了硝化处理能力。此外,悬浮载体生物膜在水力剪切作用下实现动态更新,老化脱落的生物膜对活性污泥起到接种作用,提高了污泥中硝化细菌的丰度,从而进一步提升了活性污泥的硝化活性,最终提高了生化系统整体的硝化能力。

由图2(c)可知,第1~16天验证改造方案工况下(内、外回流比均为100%),进水TN为12.2~27.2 mg/L(平均为18.9 mg/L),中试出水总氮为2.76~8.00 mg/L(平均为5.93 mg/L),平均去除率达到68.3%,同期污水厂出水总氮为9.33~11.91 mg/L(平均浓度为10.54 mg/L),平均去除率为41.1%。污水厂出水TN浓度偏高的原因在于硝酸盐氮浓度较高,二沉池出水 $NO_3^- - N$ 平均为9.62 mg/L,对TN的贡献占比达91.3%,表明现状污水厂的反硝化能力不足。

第17~27天仅开启外回流,回流比为100%,第28~35天将外回流比降至与现状污水厂回流比(55%)相同,进一步分析TN去除效果。可以看出,在相同回流比(55%)工况期间,进水TN为18.95~29.60 mg/L(平均为22.92 mg/L),中试出水TN为8.67~12.8 mg/L(平均为10.45 mg/L),平均去除率为53.82%,同期现状生化段出水TN为11.19~15.44 mg/L(平均为12.21 mg/L),平均去除率为

46.26%。在回流比相同的条件下,中试系统脱氮性能仍优于现状污水厂,为探究原因,在本阶段对二者好氧池TN进行沿程检测,结果如图3所示。

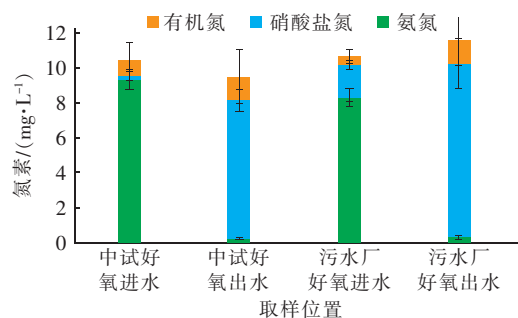


图3 好氧区总氮浓度沿程变化

Fig.3 Change of TN concentration along aerobic area

由图3可知,中试好氧进水以氨氮、有机氮为主,硝酸盐氮<0.2 mg/L,而污水厂好氧进水硝酸盐氮平均为1.87 mg/L,表明现状缺氧区反硝化功能有限,55%回流比下携带的硝酸盐氮已经超出系统脱氮负荷,反硝化池容积不足,无法通过提高回流比强化TN去除。此外,中试好氧进水TN平均为10.27 mg/L,出水为9.18 mg/L,有一定的TN去除能力,这是因为MBBR填料的生物膜分层分布,存在DO传质梯度,外层为好氧区,生物膜的外表面溶解氧浓度高,以好氧硝化菌为主,深入内部,氧传递受阻及外部溶解氧大量消耗而产生缺氧区,反硝化菌为优势菌种,故会发生同步硝化反硝化作用^[7]。同期污水厂好氧进水TN为10.60 mg/L,出水TN为11.28 mg/L,出水TN浓度反而有所升高,可能与系统长期高污泥浓度低负荷运行、好氧末端DO浓度较高、活性污泥内源呼吸老化解体而释放氮素有关。

由图2(d)可知,该阶段生物段进水TP在1.75~2.73 mg/L(平均为1.98 mg/L),中试出水TP平均为0.25 mg/L,污水厂现工艺出水TP平均为0.17 mg/L,中试出水TP浓度波动性强于现状工艺,这是因为现状生物池在好氧池最后一条廊道投加了絮凝剂,生物除磷+化学除磷使出水TP浓度更加稳定,MBBR工艺通过悬浮填料提供固定态泥龄,泥龄>30 d,满足自养硝化细菌对长泥龄的需求,因此可适当缩短活性污泥泥龄而强化生物除磷效果,中试出水TP浓度基本在0.4 mg/L以下,节约了化学除磷药剂费用。

2.2 水量冲击阶段处理效果分析

在1.3、1.4倍水量冲击下,中试系统总HRT分

别降低至 5.38、5.00 h,在进水 COD 浓度波动较大且超出设计值的情况下,出水 COD 浓度仍稳定在 20 mg/L 以下。

氨氮去除方面,在系统有机负荷显著提升的前提下,中试平均氨氮负荷由 $0.132 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提升至 $0.229 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,在 1.3 倍水量下前 4 d (36~39 d) 出水氨氮由 0.5 mg/L 以下升高至 1.4 mg/L 左右,但仍达到排放标准,第 40 天起出水氨氮浓度迅速稳定,系统在短时间内即适应了硝化负荷的迅速提升;第 48 天由于曝气盘故障,MBBR 区 DO 浓度降低至 1 mg/L 以下,导致出水氨氮浓度升高至 1.4 mg/L,调整后次日出水氨氮浓度降低至 0.64 mg/L,表明 MBBR 区稳定运行与系统出水水质稳定性密切相关。在 1.4 倍水量冲击下,MBBR 工艺出水氨氮为 0.10~1.27 mg/L (平均为 0.56 mg/L),同期进水 TN 为 20.90~27.95 mg/L (平均为 24.19 mg/L),中试出水 TN 平均为 6.17 mg/L,稳定优于污水厂现状工艺出水 TN (11.06 mg/L)。

在生物除磷方面,1.4 倍冲击时因系统产泥量增加但未及时调整排泥而导致出水 TP 浓度明显升高,优化污泥龄后出水 TP 连续稳定在 0.2 mg/L。

综上所述,水量冲击下 MBBR 工艺表现出稳定的脱氮除磷性能,具有较强的抗水量冲击负荷能力。

2.3 垃圾渗滤液冲击阶段处理效果分析

垃圾渗滤液成分复杂,C、N 类污染物浓度高,营养元素比例失调,此外还含有抑制生物活性的汞、铅、锌等 10 多种微量重金属离子,不利于生化处理^[8]。将填埋场垃圾渗滤液接入适当规模的城市污水处理厂,利用生活污水对渗滤液进行稀释,并平衡营养元素,实现渗滤液和城市污水的同时处理、同时达标,是解决渗滤液单独处理达标难、费用高的有效途径。垃圾渗滤液取自该市某垃圾填埋场,其 COD、BOD₅、NH₃-N、TN、TP 分别为 10 209、5 040、4 090、4 264、34 mg/L。投加渗滤液后进水 COD 平均值由 174.6 mg/L 提高至 188.2 mg/L,出水 COD 平均为 18.1 mg/L,相对于之前实验阶段升高约 5 mg/L,可能与渗滤液带入的难降解 COD 有关,但出水 COD 浓度仍能稳定达标。投加渗滤液后抑制性物质如重金属离子及氨氮负荷增加对硝化效果产生影响,进水氨氮浓度由 18.74 mg/L 提高至 24.68 mg/L,出水氨氮浓度在 51~54 d 波动至 1.5 mg/L

左右,随后系统迅速适应,自第 55 天开始出水氨氮浓度下降至 0.5 mg/L,试验期间出水氨氮平均为 0.57 mg/L。在渗滤液水质冲击下系统进水 TN 均值由 24.05 mg/L 提高至 28.78 mg/L,出水 TN 为 5.61~10.31 mg/L (平均为 8.05 mg/L),系统对 TN 的平均去除率约为 70%。同时生物除磷效果仍保持稳定。若改造后污水厂按照中试的渗滤液投加比例协同处理垃圾渗滤液,可处理渗滤液 1 000~2 000 m³/d,具有显著的经济效益和环境效益。

2.4 微生物分析

为进一步探究悬浮载体的作用,对中试系统中污泥及悬浮载体上的生物膜进行了高通量测序分析,属水平下物种相对丰度如图 4 所示。

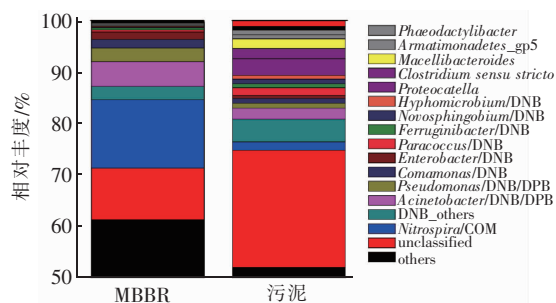


图4 属水平下物种相对丰度

Fig.4 Relative abundance of species at genus level

分析结果显示,系统中主要的硝化菌为 *Nitrospira*,在悬浮填料和活性污泥中的占比分别为 13.32%、1.56%。*Nitrospira* 比增长速率较低,但其对基质的亲和力大,在氨氮浓度较低的环境中更具竞争优势,通常为 NOB 的优势菌属^[9];最新研究表明,*Nitrospira* 为全程氨氧化菌,兼具 AOB、NOB 功能^[10],因此 *Nitrospira* 作为优势菌也反映出系统处理效果良好,与活性污泥相比,悬浮填料显著强化了 *Nitrospira* 的高效富集。

此外,在悬浮载体上也检测到了大量的反硝化菌,主要包括: *Acinetobacter*、*Pseudomonas*、*Comamonas*、*Enterobacter*、*Paracoccus*、*Ferruginibacter*、*Novosphingobium*、*Hyphomicrobium* 等,反硝化细菌在悬浮载体和污泥中的相对丰度分别为 14.29% 和 12.97%,悬浮载体可以同时大量附着硝化菌和反硝化菌,也为 MBBR 工艺好氧区发生同步硝化反硝化作用奠定了微生物基础。

3 结论

① 采用 A²O—MBBR 工艺进行污水厂提标改

造中试,在进水平均C/N值<3的情况下,出水COD、NH₃-N、TN、TP平均值分别为14.4、0.24、5.93、0.25 mg/L, TN去除率相比现状污水厂提高了27.2%,实现了低碳同步脱氮除磷。

② A²O—MBBR工艺具有良好的抗水量冲击负荷能力,1.4倍水量冲击下出水COD、NH₃-N、TN、TP平均值分别为9.9、0.56、6.17、0.2 mg/L,且具有进一步提升潜力。

③ A²O—MBBR工艺具有良好的抗垃圾渗滤液水质冲击负荷能力,在0.1%~0.4%的投加比下,出水COD、NH₃-N、TN、TP平均值分别为18.1、0.57、8.05、0.2 mg/L。

④ 悬浮载体上硝化菌群丰度为13.32%,反硝化菌群丰度为14.29%,硝化菌和反硝化菌同时存在为SND现象的发生提供了微观保证。

⑤ 由于中试池体结构、处理量等与实际工程存在差异,中试效果并不能完全代表实际应用效果。在实际工程中,还需要因地制宜地解决填料流态化、气量控制、出水过流面积等问题。

参考文献:

- [1] 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).
- [2] 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).
- [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] 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).
- [5] 郑临奥,吴迪,张晶晶,等. 城市污水泵站改为河道生态补给站的实践总结[J]. 中国给水排水,2018,34(20):82-86.
ZHENG Lin'ao, WU Di, ZHANG Jingjing, et al. Practice of river ecological replenishment retrofitting from an urban sewage pumping station [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(20):82-86 (in Chinese).
- [6] 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).
- [7] MUNCH E V, LANT P, KELLER J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors [J]. Water Research, 1996, 30(2):277-284.
- [8] 王硕. 垃圾渗滤液对城市污水处理厂处理效果影响的研究[D]. 天津:天津大学,2014.
WANG Shuo. The Effluent of Landfill Leachate on Operation of Municipal Wastewater Treatment [D]. Tianjin: Tianjin University, 2014 (in Chinese).
- [9] 姚倩,彭党聪,赵俏迪,等. 活性污泥中硝化螺菌(*Nitrospira*)的富集及其动力学参数[J]. 环境科学,2017,38(12):5201-5207.
YAO Qian, PENG Dangcong, ZHAO Qiaodi, et al. Enrichment of *Nitrospira* in activated sludge and kinetic characterization [J]. Environmental Science, 2017, 38(12):5201-5207 (in Chinese).
- [10] 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:唐霞(1981-),女,湖南资兴人,博士,高级工程师,广州市净水有限公司技术中心副主任,主要从事市政污水治理、水环境治理领域的技术研究工作。

E-mail:7504721@qq.com

收稿日期:2020-12-11

修回日期:2021-01-12

(编辑:任莹莹)