

反硝化生物滤池深度脱氮中试运行效能及微生物菌群分析

王林¹, 张浩浩^{1,2}, 吴兴海^{1,3}, 李咏梅¹

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 郑州市规划勘测设计研究院, 河南 郑州 450052;

3. 上海水业设计工程有限公司, 上海 200092)

摘要: 以污水处理厂二级出水为原水, 开展了水力负荷、碳氮比和温度等关键参数的中试运行效能研究。中试系统中主要利用外加碳源而不是二级出水原水中的有机物进行反硝化, 较优的水力负荷和碳氮比分别为 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 4, 对化学需氧量(COD)和总氮(TN)的去除率分别为 62.8% 和 67.3%; 在温度为 $15\sim 27^\circ\text{C}$ 时, 中试系统的出水 TN 稳定在 $10.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。中试系统中, 不仅 *Hyphomicrobium* 和 *Methyloversatilis* 等传统反硝化细菌的相对丰度较高(占 25.12%), *Methylostenobacterium* 和 *Paracoccus* 等同步硝化反硝化细菌的相对丰度也较高(占 33.29%), 以上优势菌种的存在保证了系统的高效脱氮效果。

关键词: 反硝化; 生物滤池; 中试系统; 微生物菌群; 有机物利用

中图分类号: X703

文献标志码: A

Deep Denitrification Performance in Pilot-scale Denitrification Biofilter System and Microbial Community

WANG Lin¹, ZHANG Haohao^{1,2}, WU Xinghai^{1,3}, LI Yongmei¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Zhengzhou Urban Planning Design and Survey Research Institute, Zhengzhou 450052, China; 3. Shanghai Water Industrial Equipment Company, Shanghai 200092, China)

Abstract: A pilot-scale denitrification biofilter system was constructed to investigate the deep denitrification performance when the actual secondary effluent was adopted, and the effects of key parameters (i.e. hydraulic load, C/N ratio and temperature) on the operation were carried out. The pilot-scale system mainly used external

carbon source for denitrification rather than organic matter existed in the secondary effluent. The recommended hydraulic loading and C/N ratio was $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ and 4, and under the conditions the average removal efficiencies of COD and TN were 62.8% and 67.3%, respectively. When the temperature was $15\sim 27^\circ\text{C}$, TN in the effluent was steady below $10.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The relative abundances of conventional denitrifiers such as *Hyphomicrobium* and *Methyloversatilis* (accounted for 25.12%) were higher in the pilot-scale denitrification biofilter system, and the relative abundances of simultaneous nitrification-denitrification bacteria such as *Methylostenobacterium* and *Paracoccus* were also much higher (accounted for 33.29%). These bacteria guaranteed the good denitrification performance in the system.

Key words: denitrification; biofilter; pilot-scale system; microbial community; organic compounds utilization

水体中氮、磷等营养元素过高是导致水体富营养化的重要因素之一, 而污水处理厂是重要的排放来源。污水中的磷可通过化学除磷的方式得以强化去除, 而污水中的氮则主要通过生物脱氮的方式得以实现。目前, 国内普遍采用的污水处理工艺主要有厌氧-缺氧-好氧(A²O)和缺氧-好氧(AO)工艺等, 出水水质能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)一级A排放标准, 但是总氮(TN)浓度不能满足更为严格的地方标准^[1]。例如, 安徽省巢湖市执行的《巢湖流域城镇污水处理厂和工业行业主要水污染物排放限值》(DB34/2710—

收稿日期: 2021-07-08

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07303003-07); 国家重点研发计划(2019YFD1100201-03)

第一作者: 王林(1984—), 男, 副教授, 硕士生导师, 工学博士, 主要研究方向为污水处理与资源化。

E-mail: wanglin@tongji.edu.cn

通信作者: 李咏梅(1968—), 女, 教授, 博士生导师, 工学博士, 主要研究方向为污水处理与资源化。

E-mail: liyongmei@tongji.edu.cn



论文
拓展
介绍

2016) I类城镇污水处理厂排放标准就规定污水处理厂出水的TN质量浓度需要稳定在 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。因此,如何采用高效的深度处理工艺实现氮的深度去除是亟待解决的问题。

反硝化生物滤池具有良好的生物脱氮性能,是近年的研究热点。在传统生物滤池的基础上,借鉴了曝气生物滤池和生物接触氧化法的设计思路,反硝化生物滤池是将生物脱氮和物理截留过滤集于一体的新型污水深度处理工艺,具有投资费用少、占地面积小、脱氮效果好等优点^[2-4]。本课题组利用无水乙酸钠为外加碳源,在实验室研究了碳氮比(C/N比)对以生物陶粒和石英砂为滤料构建的反硝化生物滤池脱氮效果的影响^[5]。不管是生物陶粒为滤料还是以石英砂为滤料,构建的反硝化生物滤池对硝酸盐($\text{NO}_3^- - \text{N}$)和TN均具有很好的去除效果,并推荐最佳的C/N比为4。然而,为了进一步优化关键运行参数并指导实际运行,还需要更大规模的试验验证。吴正双等^[6]在保证外加碳源——甲醇充足的条件下,研究了不同季节下水力负荷对中试规模反硝化生物滤池运行的影响。结果表明,冬季以低水力负荷($5\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$)运行才能保证出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度低于 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而夏季在高水力负荷($8\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$)下运行出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度也能达到 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。一般来说,排放标准中规定的是TN浓度而不是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,因此研究具有一定的局限性。杜创等^[7]以出水TN浓度为指标考察了不同水力负荷对工业园区污水处理厂尾水的脱氮效果。当反硝化生物滤池中试系统的水力负荷控制为 $6.3\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,进水TN质量浓度不高于 $12.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水TN质量浓度稳定在 $5.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。综上,已有研究主要集中于外加碳源的种类、投加比例以及水力负荷等因素对反硝化生物滤池脱氮效果的影响^[2-7],但并未对实际污水中已有碳源的利用情况进行评价^[8-9]。此外,刘智斌等^[10]在研究厌氧生物滤池时发现温度对污染物的去除效果影响较大,其中功能性微生物——乙酸型产甲烷功能菌群丰度的提高是保证系统对污染物有较好去除效果的根本原因。对于反硝化生物滤池,吴正双等^[6]从水力负荷的角度出

发对夏冬2个季节下系统的运行效果进行了初步研究,但以出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为考核指标,并不能与排放标准中TN这一指标完全对应。因此,除了水力负荷和C/N比外,还需进一步考察温度对反硝化生物滤池运行效果的影响,并对系统中的优势微生物菌群进行全面鉴定,从而明确脱氮机理。

以巢湖市某污水处理厂实际二级出水为进水,开展了中试规模的反硝化生物滤池深度脱氮运行效能研究。考察了水力负荷、C/N比以及温度等关键运行参数对系统脱氮效果的影响,进一步通过进水、出水中有机物组分解析对二级出水原水中碳源的利用情况进行了评价,最后通过微生物菌群分析对系统的脱氮机理进行了初探,研究结果可为反硝化生物滤池的实际运行提供指导。

1 试验材料和方法

1.1 中试系统的构建

反硝化生物滤池中试系统主要由滤池主体、碳源投加系统以及反冲洗系统构成,中试系统示意图如图1a所示,实物图如图1b所示。

反硝化生物滤池的主体为钢结构,总高为6.5 m,从上至下分别是跌水区、填料层、承托层和集水区,高度分别为2.90 m、2.55 m、0.65 m和0.40 m。填料层的滤料为普通石英砂,粒径为2~3 mm;承托层由鹅卵石和滤砖组成,高度分别为0.20 m和0.45 m。

碳源投加系统主要由碳源储箱和碳源计量泵组成,碳源原料为工业级乙酸钠(质量分数58%~60%),按照试验研究对C/N比的控制要求进行精准投加。

反冲洗系统主要由反洗鼓风机和反洗水泵组成,通过对中试系统进行气、水以及气水联合反冲洗来保证系统的稳定运行。

1.2 进水水质及中试系统的启动

反硝化生物滤池中试系统的进水为安徽省巢湖市某污水处理厂高效沉淀池的出水,具体水质情况如表1所示。为了保证中试系统的脱氮效果,通过投加无水乙酸钠进行C/N比调控。

表1 进水水质

Tab.1 Characteristics of the influent

各污染物质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)					pH值
氨氮($\text{NH}_3 - \text{N}$)	硝酸盐氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)	总氮(TN)	总磷(TP)	化学需氧量(CODcr)	
0.11~0.85	13.0~18.6	14.0~21.2	0.15~0.63	12.1~30.5	6.60~7.14

注:CODcr为实际污水处理厂高效沉淀池出水中的化学需氧量。

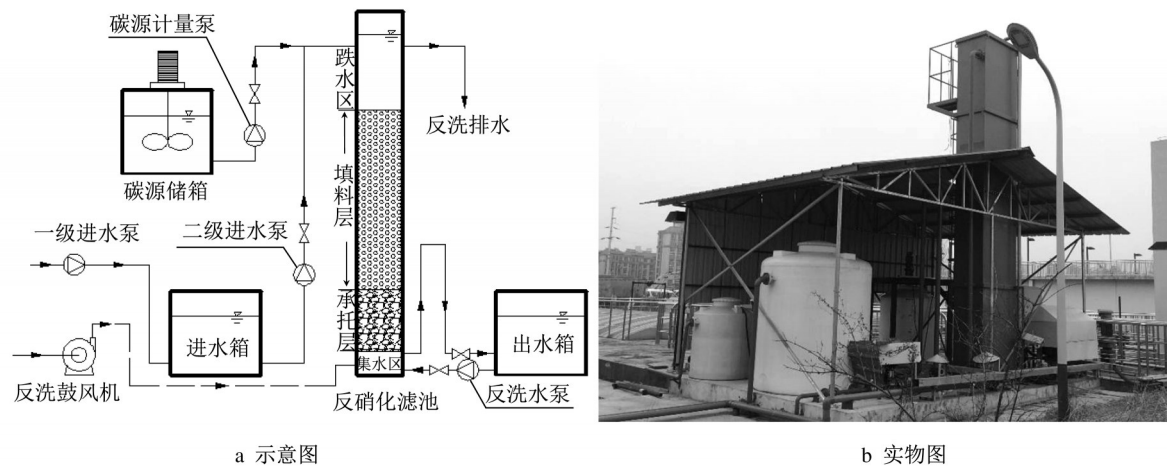


图 1 反硝化生物滤池中试系统示意图和实物图

Fig.1 Schematic diagram of pilot-scale denitrification biofilter system and picture of real pilot-scale denitrification biofilter system

反硝化生物滤池中试系统采用自然挂膜法进行系统挂膜启动,挂膜启动期间系统的水力负荷为 $2.5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, C/N 比为 4, 运行温度为 $10\sim 14\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。经过 32 d 的启动运行,中试系统出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TN 以及 COD_{Cr} 质量浓度分别稳定在 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $5.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $7.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,相应的去除率分别稳定在 35.7%、71.9%、65.6% 和 75.0% 左右。各主要水质指标均达到了《巢湖流域城镇污水处理厂和工业行业主要水污染物排放限值》(DB34/2710—2016)的 I 类城

镇污水处理厂排放标准,而 TN 质量浓度稳定在 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,此时认为中试系统已挂膜完成。

1.3 试验方法

1.3.1 运行效能

在反硝化生物滤池中试系统运行期间主要考察了水力负荷、C/N 比以及温度等对系统脱氮效果的影响,每次只改变一个运行参数,监测运行参数改变对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TN 和 COD_{Cr} 等去除的影响。反硝化生物滤池中试系统关键运行参数的运行条件如表 2 所示。

表 2 反硝化生物滤池中试系统运行条件

Tab.2 Operational conditions of pilot-scale denitrification biofilter system

运行参数(取值或范围)	其他控制性参数	检测的水质指标
水力负荷($3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$)	C/N 比为 4, 温度为 $10\sim 14\text{ }^{\circ}\text{C}$	$\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TN 和 COD_{Cr}
C/N 比(3, 4 和 5)	水力负荷为 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 温度为 $24\sim 27\text{ }^{\circ}\text{C}$	
温度($15\sim 19\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $24\sim 27\text{ }^{\circ}\text{C}$)	水力负荷为 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, C/N 比为 4	

中试系统运行效能研究期间,每隔一天对反硝化生物滤池进行一次反冲洗。具体反冲洗方式为:首先,进行单独气冲洗,气体体积流量 $80 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 时长 3 min; 然后,进行气水联合反冲洗,气体体积流量 $80 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 水体积流量 $10 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 时长 15 min; 最后,进行单独水冲洗,水体积流量 $10 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 时长 3 min。

1.3.2 进出水中有有机物组分

在水力负荷 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、C/N 比 4、进水温度 $24\sim 27\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下,中试系统运行稳定后,利用气相色谱-质谱仪(GC-MS, Thermo Focus DSQ, 美国)对污水处理厂高效沉淀池出水(即反硝化生物滤池中试系统中不外加碳源的原水)和反硝化生物滤池中试系统处理后出水中的有机组分进行分析,考察反硝化生物

滤池中试系统对原水中有有机物的利用情况。

1.3.3 微生物菌群

在水力负荷 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、C/N 比 4、进水温度 $24\sim 27\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下,中试系统运行稳定后,利用高通量测序对反硝化生物滤池中试系统内微生物菌群进行分析。

1.4 分析项目及检测方法

试验研究期间采用标准方法对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TN 和 COD_{Cr} 等常规水质指标进行测定^[11]。利用便携式 pH 计(JENCO 6010, 中国)、便携式溶解氧仪(哈希 HQ30d, 美国)、水温检测仪(A188, 科瑞德, 中国)对进水 pH 值、溶解氧以及温度进行测定。

反硝化生物滤池进出水中有有机组分利用 GC-

MS进行测定。具体步骤为:将1 L样品用1 L二氯甲烷分3次进行等比例液-液萃取,萃取后加入无水硫酸钠进行脱水,再将脱水后的萃取液放在旋转蒸发仪中浓缩至1 mL,最后利用GC-MS对浓缩后的样品进行测定。GC-MS的色谱条件为:色谱柱采用HP-5 MS (30.00 m×0.25 mm×0.25 μm);进样口温度为250℃;起始温度为60℃,保持2 min,以30℃·min⁻¹的速率升至270℃,保持5 min,最后在250℃下运行3 min。载气为氦气,流速为25 mL·min⁻¹,分流比为10:1,进样量为1 μL。质谱条件为电子电离,电离能为70 eV,离子源温度为220℃,传输线温度为250℃,扫描范围为41~450 amu,质谱标准库为NIST(National Institute of Standards and Technology)数据库。

利用高通量测序对反硝化生物滤池中试系统内微生物菌群进行分析,根据标准方法将来自样品的扩增子采用2×250 bp双端测序法在Illumina Miseq平台上进行测序,通过比对Silva 128/16s数据库(Release 128http://www.arb-silva.de),从门

(Phylum)、纲(Class)、目(Order)、科(Family)和属(Genus)等不同分类水平对反硝化生物滤池中试系统内微生物菌群进行分析。

2 结果与讨论

2.1 中试系统的运行效能

2.1.1 水力负荷的影响

不同水力负荷下中试系统的运行效果如图2所示。在水力负荷为3 m·h⁻¹、4 m·h⁻¹、5 m·h⁻¹和6 m·h⁻¹下,中试系统对COD_{Cr}的平均去除率分别为60.2%、68.6%、62.9%和48.6%。结果表明,在水力负荷为3~5 m·h⁻¹时,中试系统对COD_{Cr}的去除率均稳定在60%以上;当水力负荷继续增加至6 m·h⁻¹时,COD_{Cr}的平均去除率下降至48.6%。原因在于^[12]:水力负荷过大时,有机物在系统中的停留时间变短,不利于生物膜对COD_{Cr}的有效利用;水力负荷过大时,较快的水流速度对生物膜的冲刷作用也变强,这不仅不利于生物膜的生长,也会使生物膜变薄并过早脱落。

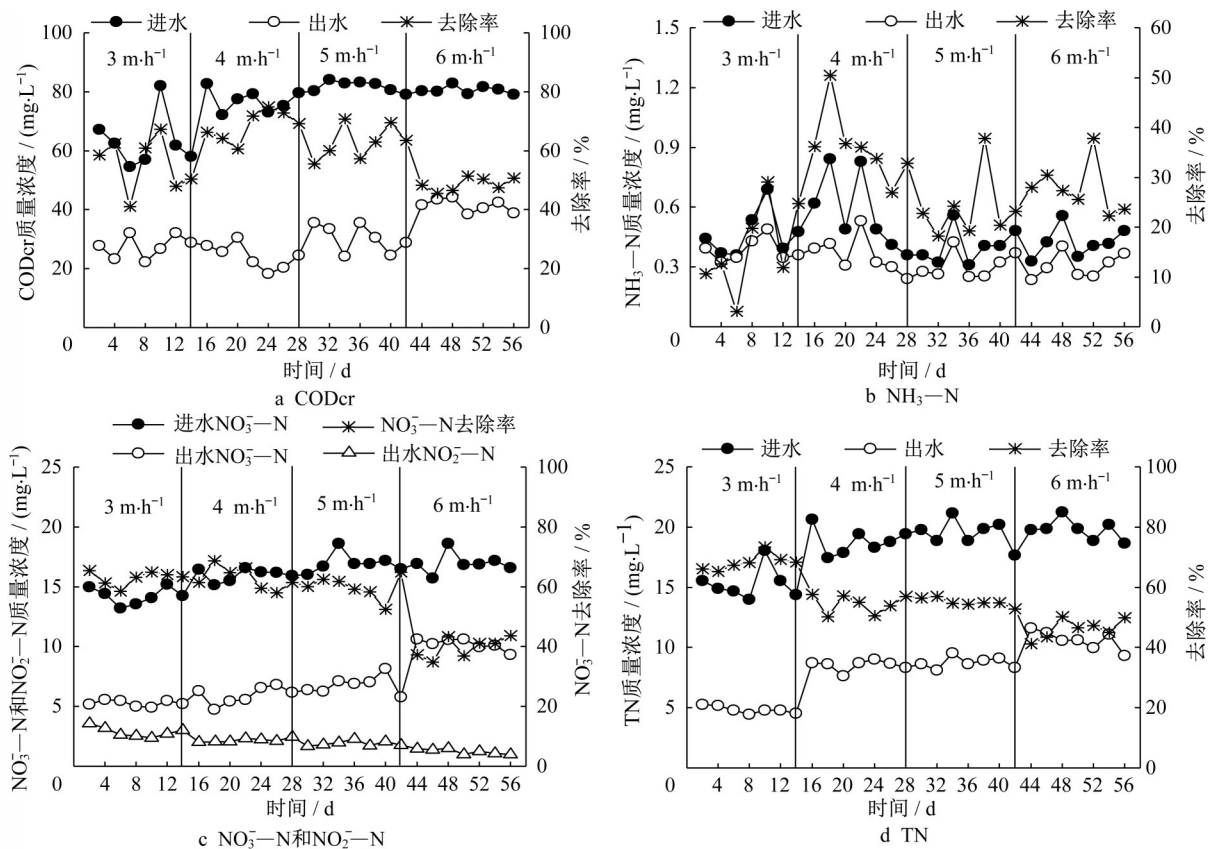


图2 水力负荷对各污染物的去除效果

Fig.2 Effect of hydraulic loading on removal of each pollutant

当水力负荷从3 m·h⁻¹提高至4 m·h⁻¹时,中试系统对NH₃-N的平均去除率从15.9%提高至

36.1%,但是当水力负荷继续提高至5 m·h⁻¹和6 m·h⁻¹时,NH₃-N的平均去除率分别降低至23.7%和

27.8%。原因在于^[4]:过快的滤速减少了NH₃-N与生物膜的接触时间,不利于NH₃-N在滤料表面生物膜中的吸附与传递;过快的滤速加大了水流的剪切力,加剧了滤料表面正常生物膜的脱落,从而抑制了滤池中菌群对NH₃-N的利用。此外,反硝化生物滤池内部处于厌氧环境,并不利于硝化菌的生长,这与后续对微生物菌群分析的结果一致,在中试系统中并未发现硝化菌。因此,中试系统内NH₃-N浓度的降低主要是NH₃-N作为微生物的营养物质被利用所致,而通过硝化作用对NH₃-N的去除较小。

在水力负荷为3 m·h⁻¹、4 m·h⁻¹、5 m·h⁻¹和6 m·h⁻¹下,中试系统对NO₃⁻-N的平均去除率分别为63.0%、62.9%、61.0%和39.8%。随着水力负荷的增加,系统对NO₃⁻-N的平均去除率逐渐下降。当水力负荷为3~5 m·h⁻¹时,NO₃⁻-N的平均去除率虽有所下降但并不明显,而随着水力负荷继续提高至6 m·h⁻¹时,NO₃⁻-N的平均去除率下降了21.2%。反硝化生物滤池内NO₃⁻-N去除的基本步骤为:NO₃⁻-N首先吸附在生物膜表面,然后再被反硝化菌利用^[2,5]。随着水力负荷的增加,水流对生物膜的冲刷作用逐渐增强,尤其当水力负荷提高至6 m·h⁻¹时,过大的冲刷作用导致生物膜对NO₃⁻-N的吸附过程受到了显著影响,同时冲刷作用导致生物膜的过早脱落也会影响反硝化菌对NO₃⁻-N的有效利用。吴正双等^[6]研究了反硝化生物滤池运行过程中水力负荷与温度的相关性,认为在冬季温度较低时,需采用较低的水力负荷(5 m·h⁻¹)才能满足出水NO₃⁻-N质量浓度低于10 mg·L⁻¹的要求,而在夏季温度较高时,采用较高的水力负荷(8 m·h⁻¹)仍能满足出水NO₃⁻-N质量浓度低于10 mg·L⁻¹的要求。原因在于,在碳源充足的条件下,温度越高越有利于微生物的生长。

此外,在水力负荷为3~6 m·h⁻¹时,出现了一定程度的NO₂⁻-N的累积。按照下式对NO₂⁻-N累积程度进行了计算^[13]:

$$\beta = \frac{\Delta c_{\text{NO}_2^- - \text{N}}}{\Delta c_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}$$

式中: β 为NO₂⁻-N累积程度; $\Delta c_{\text{NO}_2^- - \text{N}}$ 为出水中NO₂⁻-N浓度的增加值; $\Delta c_{\text{NO}_3^- - \text{N}}$ 为出水中NO₃⁻-N浓度的减少值。当水力负荷分别为3 m·h⁻¹、4 m·h⁻¹、5 m·h⁻¹和6 m·h⁻¹时, β 分别为0.32、0.22、0.18和0.16。这表明,随着水力负荷的增加,系统中NO₂⁻-N累积程度有所降低。原因在于,随着水力

负荷的提高,NO₃⁻-N的去除效果逐渐变差,而NO₂⁻-N累积浓度相差不大,这导致了NO₂⁻-N累积程度的降低。

在水力负荷为3 m·h⁻¹、4 m·h⁻¹、5 m·h⁻¹和6 m·h⁻¹下,中试系统对TN的平均去除率分别为68.3%、55.0%、54.6%和41.3%。TN去除效果与NO₃⁻-N的去除效果变化一致,当水力负荷为5 m·h⁻¹时,出水TN平均质量浓度为9.0 mg·L⁻¹左右,与水力负荷为4 m·h⁻¹时系统对TN的去除效果相当。

结合COD_{Cr}和氮的去除效果,中试系统运行较优的水力负荷为4 m·h⁻¹和5 m·h⁻¹,而当处理水量一定时,采用较大的水力负荷可以节约处理时间。因此,在后续研究过程中将水力负荷控制在5 m·h⁻¹。

2.1.2 C/N比的影响

不同C/N比下中试系统的运行效果如图3所示。在C/N比为3、4和5时,中试系统对COD_{Cr}的平均去除率分别为61.7%、62.8%和56.7%。在C/N比为3和4时,系统对COD_{Cr}的去除效果较高,并且系统出水中COD_{Cr}浓度与未外加碳源时(即高效沉淀池原水)的浓度相当,表明加入的无水乙酸钠得到了充分利用。然而,继续将C/N比从4提高至5时,系统对COD_{Cr}的去除率下降了6.1%,此时外加碳源超过了系统反硝化所需的碳源,这会造成碳源的浪费以及出水COD_{Cr}浓度的增加。

在C/N比为3、4和5时,中试系统对NH₃-N的平均去除率分别为30.2%、39.4%和40.5%。总体来说,C/N比对NH₃-N的去除影响不大,但是C/N比为4和5时,中试系统对NH₃-N的去除效果略好于C/N比为3时的去除效果。由于反硝化生物滤池内部主要是厌氧环境,反硝化菌群是优势的微生物菌群^[5],因此微生物的同化作用是系统对NH₃-N去除的主要方式。C/N比越高越有利于微生物的生长,这导致了同化作用对NH₃-N去除效果的提高。

在C/N比为3、4和5时,中试系统对NO₃⁻-N的平均去除率分别为48.8%、75.1%和75.9%。当C/N比从3提高至4时,系统对NO₃⁻-N的平均去除率提高了26.3%,而继续提高C/N比,NO₃⁻-N的去除率几乎没有变化。本课题组实验室小试研究^[5]发现,当C/N比从3提高至5时,小试系统对NO₃⁻-N的去除率从70.5%提升至87.2%。虽然C/N比对中试系统的影响与小试系统基本一致,但是在相同C/N比下小试系统对NO₃⁻-N的去除率略高于中试系统。原因在于,实验室小试系统使用

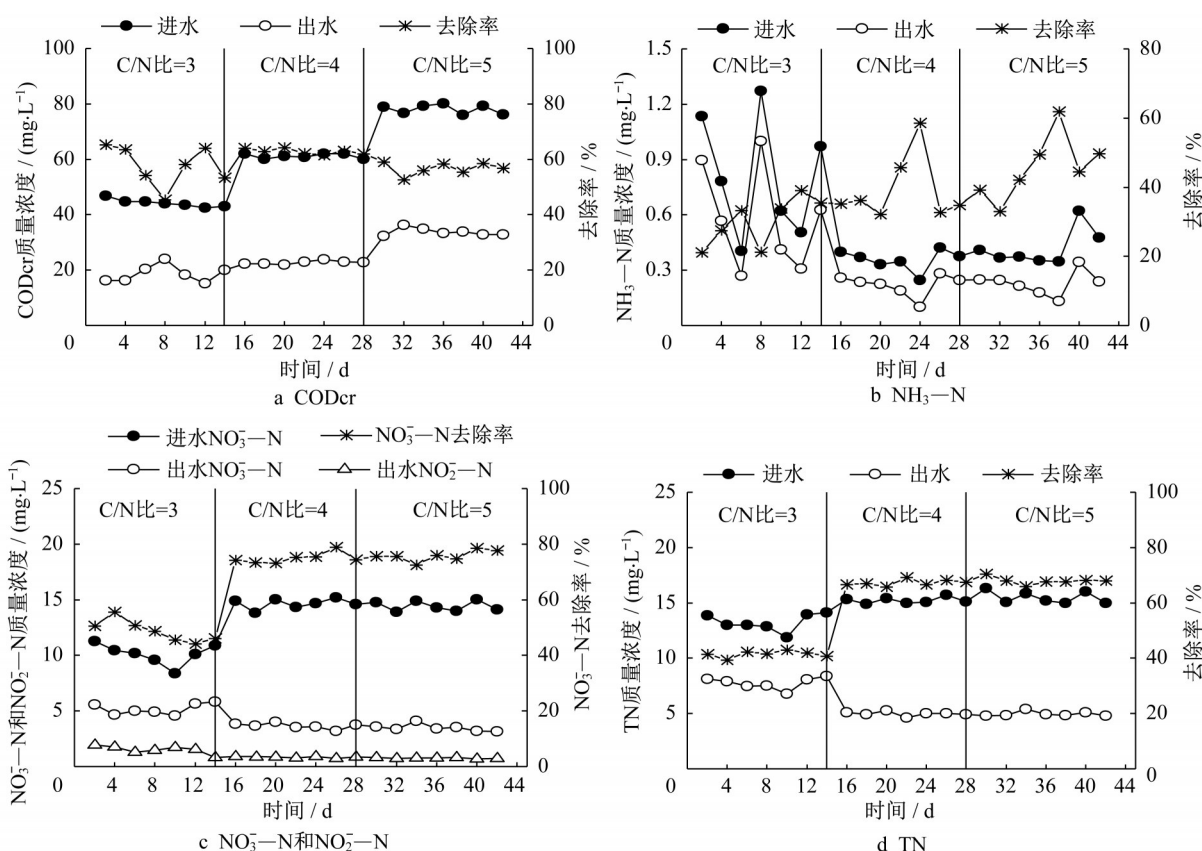


图3 C/N比对各污染物的去除效果

Fig.3 Effect of C/N ratio on removal of each pollutant

的是模拟废水,而中试系统中使用的是污水处理厂实际二级出水,虽然试验过程中控制的C/N比相同,但是实际废水的CODcr组分中存在的难降解有机物并不能被有效利用,因此中试系统中实际C/N比要低于小试系统。对于中试系统,当C/N比为4时就能满足生物脱氮对碳源的需求,而继续提高C/N比不仅造成碳源的浪费还导致出水CODcr浓度的增加。另外,在C/N比为4时 NO_2^- -N的累积程度较低,表明反硝化更为彻底。

在C/N比为3、4和5时,中试系统对TN的平均去除率分别为41.5%、67.3%和68.0%。当C/N比从3提高至4时,系统对TN的平均去除率提高了25.8%,而继续提高C/N比,TN的平均去除率几乎不变。因此,C/N比为4时就能够满足生物脱氮对碳源的需求,系统出水TN质量浓度也能稳定在 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。

结合CODcr和氮的去除效果,推荐的C/N比为4。虽然在C/N比为5时中试系统也有较好的脱氮效果,但是会造成一定程度的碳源浪费以及出水CODcr浓度的增加。

2.1.3 温度的影响

进水温度为 $15 \sim 19 \text{ }^\circ\text{C}$ (平均水温为 $17 \text{ }^\circ\text{C}$)和

$24 \sim 27 \text{ }^\circ\text{C}$ (平均水温为 $25 \text{ }^\circ\text{C}$)下中试系统的运行效果如图4所示。在平均水温为 $17 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 下,中试系统对CODcr的平均去除率分别为55.9%和62.8%,出水CODcr的质量浓度范围分别为 $24.2 \sim 35.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $21.8 \sim 23.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。可以看出,在进水温度较高的情况下,CODcr的去除效果要优于进水温度较低的情况,但是2种温度条件下出水CODcr均能满足《巢湖流域城镇污水处理厂和工业行业主要水污染物排放限值》(DB34/2710—2016)的I类城镇污水处理厂排放标准。

在平均进水温度为 $17 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 下,中试系统对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除率分别为23.7%和39.4%,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的质量浓度范围分别为 $0.25 \sim 0.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.10 \sim 0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。反硝化生物滤池系统内的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 主要通过反硝化菌的同化作用得以去除,而温度较高时更利于反硝化菌的生长,因此温度较高时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除有所提高。总体来说,2种温度条件下出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的浓度均较低。

在平均进水温度为 $17 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 下,中试系统对 NO_3^- -N的平均去除率分别为60.0%和75.0%,出水 NO_3^- -N的质量浓度范围分别为 $5.8 \sim 7.1 \text{ mg} \cdot$

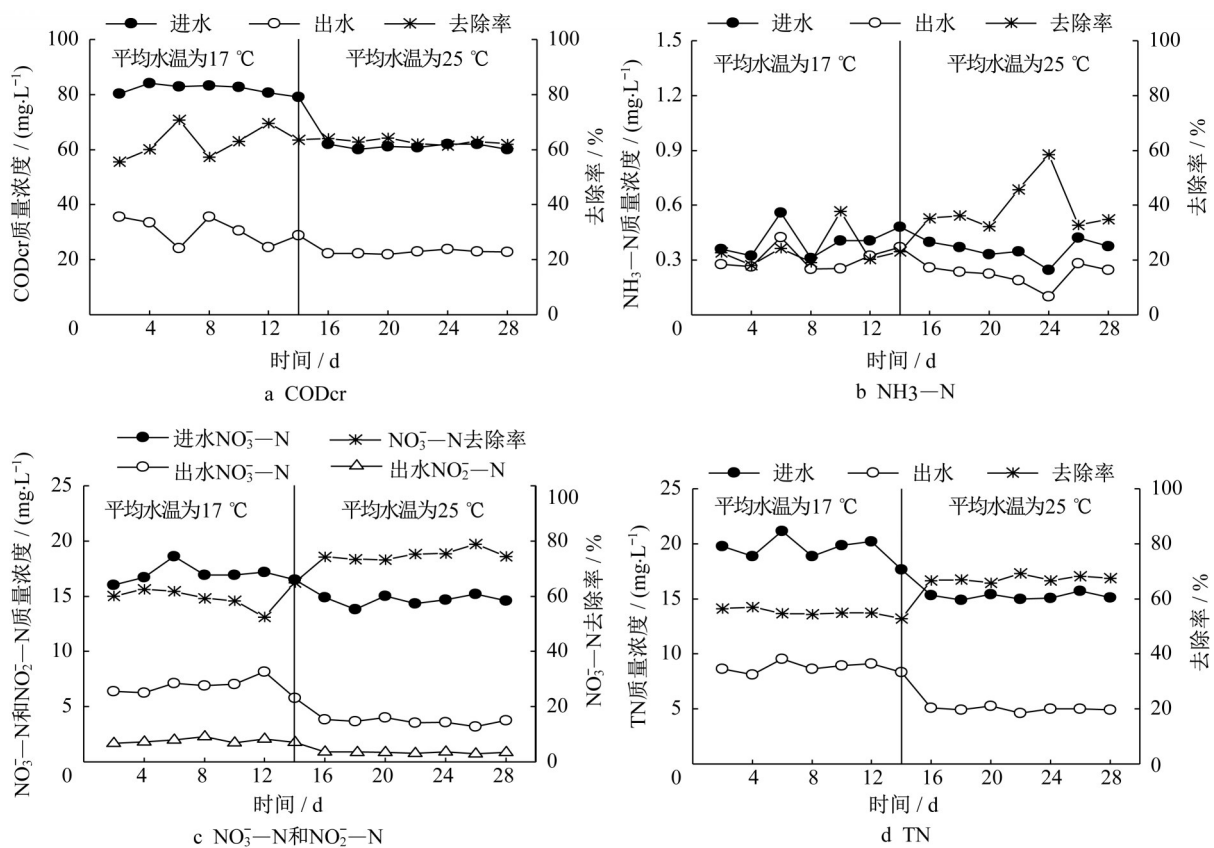


图4 温度对各污染物的去除效果

Fig.4 Effect of temperature on removal of each pollutant

L^{-1} 和 $3.2\sim 4.1\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 。此外,平均水温为 $17\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下, $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ 的累积情况也有所不同,在温度较低时 $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ 的累积质量浓度较高($1.68\sim 2.31\text{ mg}\cdot L^{-1}$,平均为 $1.80\text{ mg}\cdot L^{-1}$),而温度较高时累积质量浓度较低($0.75\sim 0.93\text{ mg}\cdot L^{-1}$,平均为 $0.90\text{ mg}\cdot L^{-1}$)。主要原因在于,当温度较高时,中试系统内的反硝化菌活性增强,更易于反硝化过程的进行^[6]。然而,即使温度较低时 $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ 的累积也没有对微生物产生明显的毒害作用,中试系统仍保持了较好的脱氮能力。

在平均进水温度为 $17\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下,中试系统对TN的平均去除率分别为 55.0% 和 67.3% ,出水TN的质量浓度范围分别为 $8.1\sim 9.6\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 和 $4.6\sim 5.1\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 。虽然在温度较高时,中试系统的生物脱氮能力有所提高,但是即使在较低温度条件下,中试系统的出水TN质量浓度也小于 $10\text{ mg}\cdot L^{-1}$,满足《巢湖流域城镇污水处理厂和工业行业主要水污染物排放限值》(DB34/2710—2016)的I类城镇污水处理厂排放标准中规定的TN质量浓度小于 $10\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 的排放限值。吴正双等^[6]的研究发现,在保证外加碳源充足的条件下,将反硝化生物滤池的水力负

荷控制在 $5\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,系统在夏冬两季不同温度条件下出水的 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 质量浓度可稳定在 $10\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 以下。本研究中反硝化生物滤池中试系统的进水水质与之相当,控制的运行条件也较为接近,但是系统出水 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 质量浓度稳定在 $7.1\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 以下,TN质量浓度稳定在 $9.6\text{ mg}\cdot L^{-1}$ 以下,表明本研究中反硝化生物滤池中试系统的反硝化效果要优于已有研究^[6]。

2.2 中试系统进出水有机物组分

在反硝化生物滤池中试系统运行稳定后,利用GC-MS对系统进水、出水中的有机物组分进行测定,总离子流色谱图(TIC)如图5所示。由系统进水、出水的TIC可以看出,进水、出水中离子强度较高的有机物基本一致,将其与NIST数据库进行比对,检测到的有机物信息如表3所示。由表3可以看出,反硝化生物滤池进出水中的有机物成分主要包括烷烃类、含氯和苯类有机物,并且主要为长链烷烃。其中,正十二烷、4,7-二甲基十一烷、正十五烷、正十六烷、2,4-二甲基苯甲醛、2-甲基十三烷、正二十一烷、2-甲基十八烷、2-甲基十九烷和2-甲基二十烷在TIC图中的相对丰度较高。此外,和进水相比,

中试系统出水中新检测到6种有机物,均为长链烷烃,即三十一烷、2-甲基二十六烷、正二十四烷、9-己基十七烷、7-己基二十烷和二十烷基环己烷。这与

黄满红^[14]对实际污水中有机物组分分析结果一致,认为烷烃类尤其是长链烷烃在污水中广泛存在,而这些物质并不能在污水处理过程中得到有效去除。

表3 反硝化生物滤池进水和出水中有机物组分

Tab.3 Organic compounds in influent and effluent of pilot-scale denitrification biofilter

序号	停留时间/min	物质名称	化学物质CAS号	分子量	进水	出水
1	6.58	反-1,2-二氯环戊烯	14376-81-9	138.00	+	+
2	7.27	正十二烷	112-40-3	170.34	+	+
3	7.34	正十一烷	1120-21-4	156.19	+	+
4	7.78	4,7-二甲基十一烷	17301-32-5	184.22	+	+
5	9.20	正十五烷	629-62-9	212.25	+	+
6	9.50	正十六烷	544-76-3	226.27	+	+
7	9.91	2,4-二甲基苯甲醛	15764-16-6	134.07	+	+
8	10.43	2-甲基十三烷	1560-96-9	198.24	+	+
9	10.65	正二十一烷	629-94-7	296.34	+	+
10	10.81	正二十七烷	593-49-7	380.44	+	+
11	11.42	2-甲基十八烷	1560-88-9	268.31	+	+
12	12.07	三十一烷	630-04-6	436.50	-	+
13	13.03	2-甲基二十六烷	1561-02-0	380.44	-	+
14	13.16	2-甲基十九烷	1560-86-7	282.33	+	+
15	13.78	正二十四烷	646-31-1	338.39	-	+
16	14.19	2-甲基二十烷	1560-84-5	296.34	+	+
17	14.96	9-己基十七烷	55124-79-3	324.38	-	+
18	15.27	7-己基二十烷	55333-99-8	366.42	-	+
19	16.51	二十烷基环己烷	4443-55-4	364.41	-	+

注:“+”表示检测出该物质,“-”表示未检测出该物质。

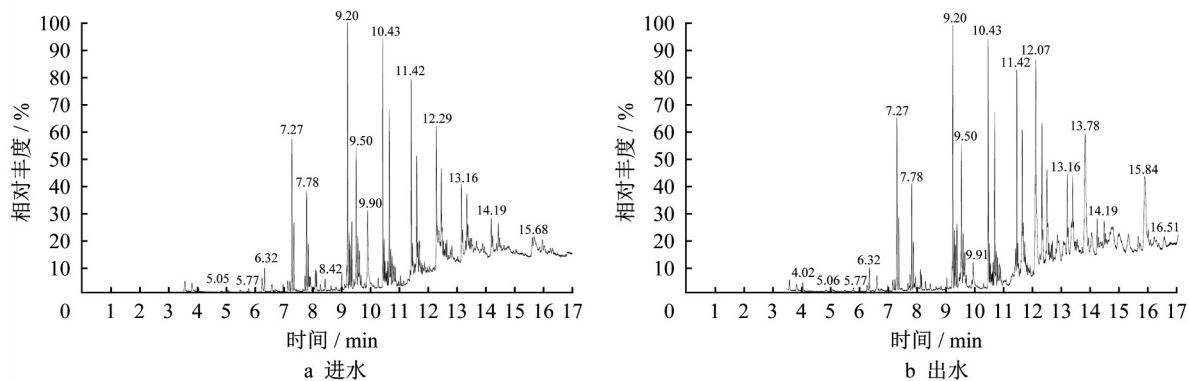


图5 反硝化生物滤池进水和出水的GC-MS总离子流色谱图

Fig.5 Total ion chromatogram of influent and effluent of denitrification biofilter

已有研究表明^[5],在反硝化过程中,小分子有机物更容易被反硝化微生物利用,而大分子有机物则不易被有效利用。和高效沉淀池出水(即中试系统未外加碳源的原水)相比,外加的无水乙酸钠属于更易于被反硝化菌利用的小分子有机物,而原水中的大分子有机物很难被反硝化菌利用来参与生物脱氮过程,这与进水中主要有机物及相对丰度基本相同的结果一致。此外,GC-MS的分析结果也与之前的运行效果研究结果一致,在不同工况下,当进水中外加碳源被充分利用时,系统出水中COD_{Cr}浓度与进水原水中COD_{Cr}浓度相当,这也从侧面证明了系

统反硝化过程中主要利用的碳源是外加的无水乙酸钠,而原水中的有机物不能被有效利用。

2.3 中试系统微生物菌群

在反硝化生物滤池系统稳定运行后,从填料表面提取生物膜,利用高通量测序对微生物群落结构进行分析,各类水平上微生物相对丰度如表4所示。结果表明,在门水平上,主要的优势菌群有变形菌门(*Proteobacteria*, 占比70.99%)、拟杆菌门(*Bacteroidetes*, 占比4.33%)和厚壁菌门(*Firmicutes*, 占比0.55%),三者相对丰度占了总菌群数的75.87%,其中*Proteobacteria*占比最大,为70.99%。

Proteobacteria 被认为是活性污泥以及生物膜中与氮、磷等营养盐去除密切相关的优势微生物,在很多活性污泥系统和膜生物反应器中被频繁检出^[15]。此外,

Bacteroidetes 和 *Firmicutes* 是两类能够促进氮被有效利用的微生物。因此,中试系统中的优势菌群主要是与营养盐去除,尤其是氮的去除相关的微生物。

表 4 反硝化生物滤池中试系统中各类水平上微生物群落的相对丰度

Tab.4 Relative abundances of microbial community at different levels in pilot-scale denitrification biofilter system

门 (Phylum)	纲 (Class)	目 (Order)	科 (Family)	属 (Genus)	相对丰度/%
Proteobacteria	Betaproteobacteria	<i>Methylophilales</i>	<i>Methylophilaceae</i>	<i>Methylostenobacter</i>	26.10
		<i>Rhodocyclales</i>	<i>Rhodocyclaceae</i>	<i>Methyloversatilis</i>	2.60
		<i>Burkholderiales</i>	<i>Comamonadaceae</i>	<i>Hydrogenophaga</i>	8.02
	Alphaproteobacteria	<i>Rhizobiales</i>	<i>Hyphomicrobiaceae</i>	<i>Simplicispira</i>	2.29
		<i>Rhodobacterales</i>	<i>Rhodobacteraceae</i>	<i>Paracoccus</i>	1.97
		<i>Xanthomonadales</i>	<i>Xanthomonadaceae</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	17.10
	Gammaproteobacteria	<i>Flavobacteriales</i>	<i>Flavobacteriaceae</i>	<i>Rhodobacter</i>	7.19
		<i>Sphingobacteriales</i>	<i>Sphingobacteriaceae</i>	<i>Arenimonas</i>	1.82
		<i>Chitinophagales</i>	<i>Chitinophagaceae</i>	<i>Chitinophaga</i>	3.90
	Bacteroidetes	<i>Sphingobacteria</i>	<i>Chitinophagales</i>	<i>Chitinophagaceae</i>	<i>Chitinophaga</i>
<i>Chitinophagales</i>			<i>Chitinophagaceae</i>	<i>Ferruginibacter</i>	1.41
<i>Chitinophagales</i>			<i>Chitinophagaceae</i>	<i>Halicomonobacter</i>	0.90
Firmicutes	<i>Clostridia</i>	<i>Clostridiales</i>	<i>Family_XII_Incertae_Sedis</i>	<i>Acidaminobacter</i>	0.58
Others	Others	Others	Others	Others	24.13

在纲水平上,相对丰度前三的均为变形菌纲,相对丰度从大到小依次为 β -变形菌纲(*Betaproteobacteria*, 占比40.98%)、 α -变形菌纲(*Alphaproteobacteria*, 占比26.11%) 和 γ -变形菌纲(*Gammaproteobacteria*, 占比3.90%),这些细菌被认为在污水的氮、磷去除过程中发挥着十分重要的作用^[16]。在目水平上,相对丰度排名前三的细菌为嗜甲基菌目(*Methylophilales*, 占比28.7%)、根瘤菌目(*Rhizobiales*, 占比17.10%) 和红杆菌目(*Rhodobacterales*, 占比9.01%),其中 *Methylophilales* 属于 β -变形菌纲,而 *Rhizobiales* 和 *Rhodobacterales* 属于 α -变形菌纲。在科水平上,相对丰度较大的科为嗜甲基菌科(*Methylophilaceae*, 占比28.70%)、生丝微菌科(*Hyphomicrobiaceae*, 占比17.10%) 和红杆菌科(*Rhodobacteraceae*, 占比9.01%)。研究表明, *Methylophilaceae* 和 *Hyphomicrobiaceae* 是常见的反硝化菌,易在反硝化系统中富集^[17]。此外,从毛单胞菌科(*Comamonadaceae*, 占比4.26%)的相对丰度也较高,其是兼性厌氧型细菌,具备很强的生物脱氮能力^[16-17]。

在属水平上,反硝化生物滤池中试系统中共检测到了91个属的细菌,其中相对丰度大于0.5%的属有14个。相对丰度排名前三的属分别为甲基孢养杆菌属(*Methylostenobacter*, 占比26.10%)、生丝微菌属(*Hyphomicrobium*, 占比17.10%) 和 *Methyloversatilis* (占比8.02%),这3个属分别属于嗜甲基菌科、生丝微菌科和红环菌科。

Methylostenobacter 是一种甲烷氧化菌,同时也是一种同步硝化反硝化细菌,具备利用小分子有机物实现好氧反硝化的能力^[18-19],而 *Hyphomicrobium* 和 *Methyloversatilis* 是传统反硝化细菌,具备利用单碳或多碳化合物实现脱氮的能力^[19-21]。此外,副球菌属(*Paracoccus*, 占比7.19%)的相对丰度也较高,也属于同步硝化反硝化菌,是能在好氧状态下将氨氮转化成硝态氮并同步实现反硝化的一类细菌^[22-23]。反硝化生物滤池进水中含有一定量的氧气(3.9~6.4 mg·L⁻¹),随着进水过程将氧气带入反硝化生物滤池系统内部,从而使系统内部形成低氧或者微氧环境,这有利于同步硝化反硝化菌的生长。

在反硝化生物滤池系统内部,占据优势的微生物主要是利于有机物尤其是小分子有机物实现生物脱氮的细菌,不仅传统反硝化细菌(如 *Hyphomicrobium*、*Methyloversatilis* 等)的相对丰度较高,同步硝化反硝化细菌的相对丰度也较高(如 *Methylostenobacter*、*Paracoccus* 等),以上优势菌种的存在保证了反硝化生物滤池系统高效的生物脱氮效果。

3 结论

(1) 综合考虑反硝化生物滤池中试系统对 COD_{Cr} 和 TN 的去除效果,推荐的水力负荷和 C/N 比分别为 5 m·h⁻¹ 和 4,此时系统对 COD_{Cr} 和 TN 的去除率分别为 62.8% 和 67.3%;在温度为 15~27 °C

时,中试系统出水各主要指标均能满足《巢湖流域城镇污水处理厂和工业行业主要水污染物排放限值》(DB34/2710—2016)的Ⅰ类城镇污水处理厂排放标准,而TN质量浓度稳定在 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。

(2)二级出水原水中的有机物难以被有效利用进行生物脱氮,外加的小分子有机物,如无水乙酸钠是反硝化生物滤池中试系统深度脱氮的主要碳源。

(3)在中试系统中,不但 *Hyphomicrobium* 和 *Methyloversatilis* 等传统反硝化细菌的相对丰度较高(占25.12%),而且 *Methylothera* 和 *Paracoccus* 等同步硝化反硝化细菌的相对丰度也较高(占33.29%),以上优势菌种的存在保证了系统的高效脱氮效果。

作者贡献声明:

王 林:图表的绘制,数据分析以及论文写作。

张浩浩:试验研究。

吴兴海:试验研究。

李咏梅:资助项目的获取,试验设计与过程指导,论文的修改及质量控制。

参考文献:

- [1] 周亚坤,杨宏,王少伦,等.包埋反硝化填料强化二级出水深度脱氮性能研究及中试应用[J].环境科学,2020,41(2):849.
ZHOU Yakun, YANG Hong, WANG Shaolun, *et al.* Research on denitrification performance of enhanced secondary effluent by embedded denitrification filter and pilot application [J]. Environment Science, 2020, 41(2): 849.
- [2] ZHANG L, CUI B H, YUAN B X, *et al.* Denitrification mechanism and artificial neural networks modeling for low-pollution water purification using a denitrification biological filter process [J]. Separation and Purification Technology, 2021, 257: 117818.
- [3] CHEN Z G, WANG X J, CHEN X K, *et al.* Pilot study of nitrogen removal from landfill leachate by stable nitrification-denitrification based on zeolite biological aerated filter [J]. Waste Management, 2019, 100: 161.
- [4] CHANG M, WANG Y, PAN Y, *et al.* Nitrogen removal from wastewater via simultaneous nitrification and denitrification using a biological folded non-aerated filter [J]. Bioresource Technology, 2019, 289: 121696.
- [5] 吴兴海,李咏梅.碳氮比对不同滤料反硝化滤池脱氮效果的影响[J].环境工程学报,2017,11(1):55.
WU Xinghai, LI Yongmei. Effect of C/N ratio on denitrification of denitrification filters with different filter materials [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(1): 55.
- [6] 吴正双,杨志宏,朱亮.反硝化深床滤池的菌群培养与运行条件优化[J].中国给水排水,2019,35(3):55.
WU Zhengshuang, YANG Zhihong, ZHU Liang. Bacterial cultivation and operation conditions optimization of deep-bed denitrification biofilter [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(3): 55.
- [7] 杜创,李栋.反硝化滤池在某工业园区污水处理厂的中试研究[J].中国给水排水,2017,33(9):73.
DU Chuang, LI Dong. Pilot scale test of denitrification filter in an industrial zone wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(9): 73.
- [8] GUO Q M, YANG Z H, ZHAO Q, *et al.* A pilot-scale study of a novel two-stage denitrification filter [J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 39: 101873.
- [9] ALEXANDRA L L, VIOREL P, MIHAI S, *et al.* Determining the optimal operational parameters for denitrification in a biological filter [J]. Journal of Biotechnology, 2017, 256: S17.
- [10] 刘智斌,刘秀红,周桐,等.温度对城市污水厌氧生物滤池运行效果与菌群结构的影响[J].环境科学,2020,41(9):4141.
LIU Zhibin, LIU Xiuhong, ZHOU Tong, *et al.* Effect of temperature on performance and microbial community structure of anaerobic biofilter-treated domestic wastewater [J]. Environmental Science, 2020, 41(9): 4141.
- [11] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2006.
State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis method [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.
- [12] SHAN C N, TANG J, ZHAO H T, *et al.* Effects of different modification methods on adsorption capacity of zeolite to P-nitrophenol [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(11): 2214.
- [13] 孟成成,郝瑞霞,王建超,等.3BER-S耦合脱氮系统运行特性研究[J].中国环境科学,2014,34(11):2817.
MENG Chengcheng, HAO Ruixia, WANG Jianchao, *et al.* Study on the performance for a coupled denitrifying system of 3BER-S [J]. China Environmental Science, 2014, 34(11): 2817.
- [14] 黄满红.厌氧-缺氧-好氧活性污泥系统中典型有机物迁移转化研究[D].上海:同济大学,2006.
HUANG Manhong. Study on the transport and transformation of typical organic matters in an anaerobic-anoxic-aerobic activated sludge system [D]. Shanghai: Tongji University, 2006.
- [15] WANG L, LI B R, LI Y M, *et al.* Enhanced biological nitrogen removal under low dissolved oxygen in an anaerobic-anoxic-oxic system: kinetics, stoichiometry and microbial community [J]. Chemosphere, 2021, 263: 128184.
- [16] ETCHEBEHERE C, ERRAZQUIN M I, DABERT P, *et al.* *Comamonas nitratorans* sp. nov., a novel denitrifier isolated from a denitrifying reactor treating landfill leachate [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2001, 51(3): 977.

- [17] GINIGE M P, HUGENHOLTZ P, DAIMS H, *et al.* Use of stable-isotope probing, full-cycle rRNA analysis, and fluorescence in situ hybridization-microautoradiography to study a methanol-fed denitrifying microbial community [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70: 588.
- [18] BECK D A C, HENDRICKSON E L, VOROBEV A, *et al.* An integrated proteomics/transcriptomics approach points to oxygen as the main electron sink for methanol metabolism in *Methylothermobacter mobilis* [J]. *Journal of Bacteriology*, 2011, 193 (18): 4758.
- [19] KALYUZHNYAYA M G, DE MARCO P, PACHECO C C, *et al.* *Methylothermobacter mobilis* gen. nov., sp. nov., a novel taxon within the *Betaproteobacteria* represented by three methylothermophilic isolates [J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2006, 56(11): 2517.
- [20] NGUYEN L N, COMMAULT A S, JOHIR M A H, *et al.* Application of a novel molecular technique to characterise the effect of settling on microbial community composition of activated sludge [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 251: 109594.
- [21] LIU G Q, WANG J M. Long-term low DO enriches and shifts nitrifier community in activated sludge [J]. *Environmental Science and Technology*, 2013, 47: 5109.
- [22] HOW S W, LIM S Y, LIM P B, *et al.* Low-dissolved-oxygen nitrification in tropical sewage: an investigation on potential, performance and functional microbial community [J]. *Water Science and Technology*, 2018, 77: 2274.
- [23] FITZGERALD C M, CAMEJO P, OSHLAG J, Z *et al.* Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen [J]. *Water Research*, 2015, 70: 38.

~~~~~

(上接第 1726 页)

- et al.* Thermo and photo-oxidation of functionalized metallocene high density polyethylene: effect of hydrophilic groups [J]. *Polymer Degradation and Stability*, 2015, 111: 78.
- [22] LIU P, QIAN L, WANG H Y, *et al.* New insights into the aging behavior of microplastics accelerated by advanced oxidation processes [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(7): 3579.
- [23] CHEN D, WANG T, MA Y W, *et al.* Rapid characterization of heavy metals in single microplastics by laser induced breakdown spectroscopy [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 743:140850.
- [24] VERDU I, GONZALEZ-PLEITER M, LEGANES F, *et al.* Microplastics can act as vector of the biocide triclosan exerting damage to freshwater microalgae [J]. *Chemosphere*, 2021, 266:129193.
- [25] LI J, GUO K, CAO Y S, *et al.* Enhance in mobility of oxytetracycline in a sandy loamy soil caused by the presence of microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 269: 116151.
- [26] LU J, ZHANG Y X, WU J, *et al.* Effects of microplastics on distribution of antibiotic resistance genes in recirculating aquaculture system [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 184:109631.
- [27] SU Y L, ZHANG Z J, ZHU J D, *et al.* Microplastics act as vectors for antibiotic resistance genes in landfill leachate: the enhanced roles of the long-term aging process [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 270: 116278.
- [28] WANG L Y, LUO Z X, ZHEN Z, *et al.* Bacterial community colonization on tire microplastics in typical urban water environments and associated impacting factors [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265:114922.
- [29] SUN X M, CHEN B J, LI Q F, *et al.* Toxicities of polystyrene nano- and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphila* [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1378.
- [30] DING J, AN X L, LASSEN S B, *et al.* Heavy metal-induced co-selection of antibiotic resistance genes in the gut microbiota of collembolans [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 683: 210.
- [31] JI X L, SHEN Q H, LIU F, *et al.* Antibiotic resistance gene abundances associated with antibiotics and heavy metals in animal manures and agricultural soils adjacent to feedlots in Shanghai, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 235: 178.