

王丹妮,周向同,韦静,等.基于改性玄武岩纤维生物巢的N₂O减排研究[J].中国环境科学,2025,45(4):1951-1962.

Wang D N, Zhou X T, Wei J, et al. Reduction of N₂O emission in wastewater treatment by modified basalt fiber bio-nest technology [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):1951-1962.

基于改性玄武岩纤维生物巢的N₂O减排研究

王丹妮¹,周向同¹,韦静^{1,2*},耿茹¹,吴智仁¹,刘志刚¹,侯冰倩¹,朱铖³ (1.江苏大学环境与安全工程学院,江苏镇江 212013; 2.深圳市环水投资集团有限公司,广东深圳 518031; 3.常州市深水江边污水处理有限公司,江苏常州 213001)

摘要: 将伞状改性玄武岩纤维(MBF)生物载体应用于泥巢混合系统,探究MBF生物巢污水处理及N₂O减排效果和机理;通过改变溶解氧(DO)浓度,探究DO对生物巢N₂O减排影响机理.结果表明,相同运行条件下,MBF生物巢法较序批式活性污泥法的TN去除率提高63.87%,N₂O排放量减少77.76%.16s RNA测序显示MBF生物巢内存在多种功能微区,微生物种群多样性丰富.*Saccharibacteria genera incertae sedis*为反应器主要脱碳功能菌,异养硝化好氧反硝化(HN-AD)菌属为主要硝化功能菌,其硝化过程无N₂O排放.反硝化功能菌属在生物巢内、中层以常规异养反硝化菌(HDN)为主(17.42%、23.02%),在生物巢外层及悬浮污泥中以HN-AD菌为主(29.70%、27.53%),好/缺/厌氧菌属在生物巢各层中均有分布,反硝化菌属在MBF生物巢反应器中相对丰度高于序批式活性污泥反应器,促进反硝化进行,避免了中间产物积累,减少N₂O排放量.DO浓度为2.5mg/L时,MBF生物巢反应器(M2)TN去除率最高(86.64%±1.14%),N₂O排放量最低(0.78±0.83) mg N₂O/g TN.各DO梯度下生物巢微生物种类基本一致,相对丰度存在差异.M2中HN-AD菌属为反应器中起硝化作用的主要功能菌,由内至外各层相对丰度为44.24%、61.34%、36.16%,利于N₂O减排;HDN为M2起反硝化作用的主要功能菌,相对丰度适中,由内至外各层相对丰度为20.17%、12.00%、21.20%,NO₂⁻-N和NO₃⁻-N出水浓度为(0.011±0.002)和(1.65±0.46) mg/L,反硝化进行完全,利于N₂O减排.

关键词: 改性玄武岩纤维; 生物巢; N₂O减排; 溶解氧; 微生物群落结构

中图分类号: X511 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)04-1951-12

Reduction of N₂O emission in wastewater treatment by modified basalt fiber bio-nest technology. WANG Dan-ni¹, ZHOU Xiang-tong¹, WEI Jing^{1,2*}, GENG Ru¹, WU Zhi-ren¹, LIU Zhi-gang¹, HOU Bing-qian¹, ZHU Cheng³ (1.School of the Environment and Safety Engineering, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China; 2.Shenzhen Water and Environment Investment Group, Shenzhen 518031, China; 3.Changzhou Shenshui Jiangbian Wastewater Treatment Co. Ltd., Changzhou 213001, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 1951~1962

Abstract: This study applied umbrella-shaped modified basalt fiber (MBF) bio-carrier to an integrated fixed-film activated sludge system to investigate the performance of MBF bio-nest in wastewater treatment and N₂O emission reduction. The effect of dissolved oxygen (DO) on N₂O reduction in the bio-nest was investigated by changing the DO concentration. The results showed that under the same operating conditions, TN removal efficiency was increased by 63.87% and N₂O emission was reduced by 77.76% in the bio-nest system compared with the sequencing batch activated sludge bioreactor. According to the 16sRNA sequencing results, a variety of functional microregions existed within MBF bio-nests, with a high diversity of microbial populations. *Saccharibacteria genera incertae sedis* were the main carbon-removing bacteria in the reactor, and heterotrophic nitrification-aerobic denitrification (HN-AD) genera were the main nitrifying bacteria, which did not emit N₂O during the nitrification process. Denitrification genera were dominated by conventional heterotrophic denitrification bacteria (HDN) in the inner and middle layers of the bio-nest (17.42%, 23.02%), and HN-AD bacteria in the outer layer of the bio-nest and suspended sludge (29.70%, 27.53%). Aerobic/anoxic/anaerobic genera were distributed in all layers of the bio-nest, and denitrification genera had higher relative abundance in the MBF bioreactor than in the SBR, which facilitated denitrification and mitigated the accumulation of intermediate products, reducing N₂O emissions. The MBF bio-nest reactor had the highest TN removal rate of 86.64%±1.14% and the lowest N₂O emission of (0.78±0.83) mg N₂O/g TN when the DO concentration was 2.5mg/L (M2). The bio-nest microbial genus categories were basically the same in each DO gradient, but differed in their relative abundance. In M2, HN-AD bacteria were the main nitrifying functional bacteria in the reactor (the relative abundance of the layers from inside to outside was 44.24%, 61.34%, and 36.16%), which was conducive to N₂O

收稿日期: 2024-10-10

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51808264);常州市科技计划项目(CJ20241068);江苏水处理技术与材料协同创新中心预研项目(XTCXSZ2020-4);青海省科技厅重点研发与成果转化项目(2023SF121)

* 责任作者, 教授, weijing@ujs.edu.cn

reduction; HDN were the main functional bacteria in the M2reactor, with moderate relative abundance of 20.17%, 12.00%, and 21.20% from inside to outside layers; the concentrations of NO_2^- -N and NO_3^- -N in the effluent were (0.011 ± 0.002) and (1.65 ± 0.46) mg/L; denitrification was carried out completely, which was conducive to the reduction of N_2O emissions.

Key words: modified basalt fiber; bio-nest; N_2O emission reduction; dissolved oxygen; microbial community composition

近半世纪以来,地球表面温度上升呈加剧趋势,1951~2020 年我国平均气温升温速率达 $0.26^\circ\text{C}/10\text{a}$,高于全球平均水平($0.15^\circ\text{C}/10\text{a}$)。气候变暖导致的极端天气事件、冰川和冻土面积缩减、植被分布界限迁移等现象引发一系列生态安全问题,对人类生命安全造成巨大威胁^[1]。

人类活动排放的温室气体是全球变暖的主要驱动因素^[2]。 N_2O 是影响地球辐射平衡的主要长寿命温室气体之一,全球增温潜势是 CO_2 的 310 倍^[3],全球变暖贡献率仅次于 CO_2 和 CH_4 ^[4]。 N_2O 来源于人为活动和自然产生,据统计,2021 年人为源贡献率达 43%,是导致全球大气中 N_2O 升高的主要原因^[1]。我国高度重视气候变化,随着“碳达峰、碳中和”目标的推进落实, N_2O 的减排已成为温室气体排放管理的重要内容^[6]。污水处理是 N_2O 的主要人为源之一。2017 年我国废水处理 N_2O 排放量达 11.3 万 t,较 2014 年和 2010 年分别增长 0.3 万 t 和 1.7 万 t^[7]。污水处理行业作为减污降碳的关键领域,污水处理过程中 N_2O 减排以及技术开发具有重要的研究意义^[8]。

污水处理过程中,生物氮代谢是 N_2O 的主要来源^[9]。硝化与反硝化过程均会产生 N_2O ,主要涉及氨氧化菌(AOB)亚硝化同步反硝化、异养反硝化(HDN)、异养硝化-好氧反硝化(HN-AD)和全程氨氧化(comammox)等。 N_2O 也可通过 NH_2OH 和 NOH 化学转化产生。在生物处理过程中,DO 的不足限制了硝化作用完全进行,导致 NO_2^- -N 积累。这种积累促使 AOB 反硝化,从而促进 N_2O 的生成与累积。同时,当 DO 浓度过高时,会显著抑制反硝化细菌的功能性酶,特别是对 N_2O 还原酶(NosZ)的活性抑制最为强烈,这同样导致了 N_2O 的累积。据此,DO 水平是调控生物处理过程中 N_2O 排放量的关键操作参数之一。

泥膜混合系统相较于单一活性污泥系统具有削减 N_2O 排放的作用。常规填料表面的微生物聚集形式以生物膜为主,生物膜上形成好氧/缺氧/厌氧的溶解氧梯度分布环境,泥膜两相功能菌群的协同作

用有利于提高硝化和反硝化效率^[11]。相关研究^[12]开发了基于碳纤维填料的养猪废水处理工艺,对比活性污泥法,在达到相当污染物去除率的同时可实现约 80%的 N_2O 减量。其原因是该碳纤维填料可黏附生长大量活性污泥形成厚度为 1mm 的生物膜,生物膜可形成外部好氧内部厌氧的梯度溶氧环境为硝化和反硝化菌群在微环境共生提供适宜条件,促进氮转化反应的完全进行。因此,高性能填料应用有助于实现 N_2O 减排。

近年来改性玄武岩纤维(MBF)在污水处理中的研究受到广泛关注^[13-16]。玄武岩纤维(BF)由天然玄武岩石高温熔融拉丝制备,生产工艺和产品无环境负荷,是我国重点发展的绿色微米级柔性无机纤维。经改性后,MBF 单丝直径为 7~21 μm ,具有很好的水中分散性和机械强度,生物亲和性良好,与碳纤维填料具有相似特性。伞状玄武岩纤维在污水处理中可聚集包裹大量活性污泥形成直径 10cm 以上的类球状微生物聚集集体,即“生物巢”^[17]。生物巢法是由生物巢及悬浮污泥构成的泥巢混合系统。生物巢不同于常规生物膜,其内部均存在高度异质分布的好氧、缺氧和厌氧微区具有更高的生物量,更高的生物膜厚度,更高的脱氮菌群丰度及丰富度^[17-18],从内至外均呈现较高的生物活性,可实现污水高效脱氮除碳,已在生活污水^[19]和印染^[20]、化工^[21]、食品^[22]等工业废水的处理中开展了一系列研究和实际应用。目前有关 MBF 生物巢法 N_2O 排放的研究尚为空缺,鉴于生物巢的特殊结构和高脱氮效率,其深入研究可为 N_2O 减排提供新思路。

本文的研究内容为基于 MBF 生物巢法的污水处理过程 N_2O 减排研究。在相同运行条件下,以序批式活性污泥法为参照,对比 MBF 生物巢法在污水处理过程中的 N_2O 排放量及碳氮污染物(COD,TN, NH_4^+ -N)去除率;结合微生物群落结构,揭示 MBF 生物巢法的 N_2O 减排机制。通过改变 DO 浓度结合水质及微生物群落结构分析,探究 DO 对 MBF 生物巢削减 N_2O 排放的影响机制,为 MBF 生物巢法在污水处理实际应用中实现 N_2O 减排提供理论依据。

1 材料与amp;方法

1.1 填料与amp;反应装置

MBF 填料购自江苏绿材谷新材料科技发展有限公司,每个伞状填料水平直径为 15cm,含 MBF 质量为 15g(图 1(a)).

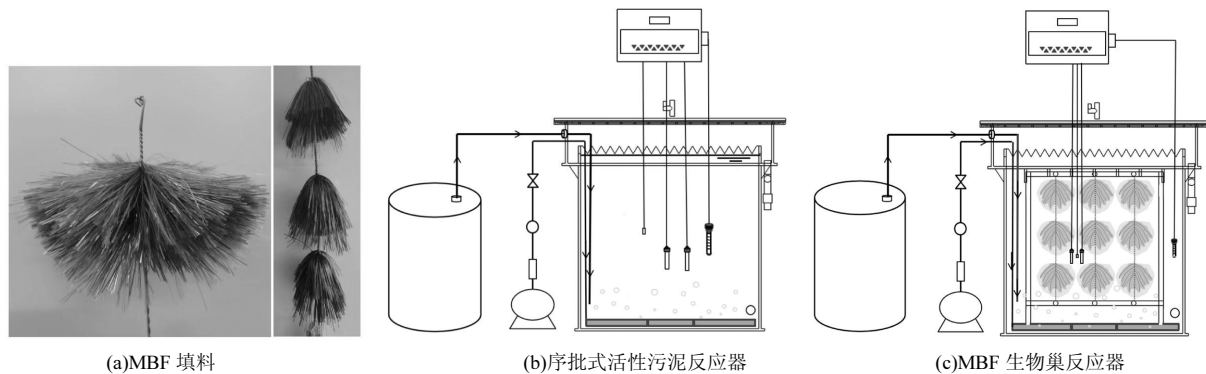


图 1 填料与amp;反应装置示意

Fig.1 Schematic diagrams of bio-carrier and bioreactors

1.2 反应器的运行

第一组实验,建立一组 MBF 生物巢反应器(M 反应器)及一组序批式活性污泥反应器(S 反应器).两组反应器采用间歇式运行,水力停留时间(HRT)为 12h,运行周期包括进水(10min)、曝气(11h)、沉淀(20min)、排水(20min)、待机(10min),排水比为 50%.进水为模拟废水,以葡萄糖为碳源,氯化铵为氮源,磷酸二氢钾为磷源,COD、TN 和 TP 浓度分别为 400,20 和 4mg/L,同时添加微生物生长所需的微量元素和维生素^[14].反应器接种所用活性污泥取自江苏省镇江市某污水处理厂好氧池.反应器初始 MLSS 为 4000~5000mg/L,DO 浓度为 2.5mg/L.

第二组实验,建立 3 组 DO 浓度分别为(1.5±0.5)、(2.5±0.5)和(3.5±0.5)mg/L 的 MBF 生物巢反应器,分别命名为 M1、M2 和 M3.各反应器内其余运行条件及进水与第一组实验一致.

两组实验中,反应器运行期间,对处理出水污染物浓度、出水中溶解性 N₂O 浓度及反应器上方气态逸散出的 N₂O 浓度进行检测.运行结束后,对 MBF 中的悬浮污泥及生物巢内部、中部、外部污泥和 SBR 中的污泥进行微生物群落结构表征.对 M1,M2,M3 中的生物巢污泥进行胞外聚合物(EPS)定量表征及 EPS 中多糖、蛋白、腐殖质定量分析.

反应器为长 80cm、宽 35cm、高 80cm 的亚克力长方体(图 1(b、c)),有效容积 224L.反应器顶部设置阀门用于反应器排气和气样采集.MBF 生物巢反应器中悬挂 9 束 MBF 填料.反应器底部均铺设微孔曝气管,并设置实时监测系统以调节反应池内 DO 浓度、pH 值和温度.

1.3 分析方法

1.3.1 MBF 填料的表征 MBF 表面微观形貌使用场发射电子显微镜(FESEM,JSM-7001F,日本电子株式会社)观察;亲疏水性采用接触角测量仪测试(JC2000D1,上海中晨数字技术设备有限公司),以超纯水和二碘甲烷为测试液体,通过欧文斯二液法计算纤维表面能;MBF 表面 zeta 电位采用电动分析仪测量(SDC-200,东莞市晟鼎精密仪器有限公司).

1.3.2 水质检测 COD、NH₄⁺-N、TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 浓度参考国家标准采用快速消解分光光度法 HJ/T 399-2007^[23]、纳氏试剂分光光度法 HJ 535-2009^[24]、碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 HJ 636-2012^[25]、分光光度法 GB 7493-87^[26]、紫外分光光度法 HJ/T 346-2007^[27]测定;DO 采用电化学探头法检测^[28];pH 值采用玻璃电极法检测^[29].

1.3.3 气质检测 N₂O 排放量包括从反应器上方直接排出的气态 N₂O 和出水间接排出的溶解态 N₂O.气态 N₂O 通过反应器顶部阀门采集后采用气相色谱仪(Angilent-7890B,美国安捷伦科技有限公司)检测.采集溶解态 N₂O 时,用注射器吸取 20mL 污水,再吸取 30mL 空气,加入 1mL 硫酸(1mol/L)以抑制微生物活性,充分混合 1min 后密闭静置 1h,收集注射器液面上方气体并采用气相色谱仪检测^[30].

1.3.4 EPS 的提取与分析 MBF 生物巢纤维上附着的活性污泥用无菌水冲洗剥离,加入超纯水悬浮至 50mL 离心管标线作为样品提取 EPS;经数控超声清洗机(KQ2200DB,昆山超声仪器有限公司,中国)在 20kHz,40W 下超声处理后离心(1730R,上海一涛生物仪器有限公司,中国)15min(2000g,4℃),在恒温摇床培养箱中振荡 1h(300r/min,4℃)后离心 15min(5000g,4℃),水浴加热(80℃)30min,冷却至室温后离心(10000g,4℃),上清液经 0.45 μ m 滤膜过滤,得到 EPS^[31].得到的 EPS 通过重量法定量.EPS 中的多糖(PS)含量以葡萄糖为标准物质通过蒽酮-乙酸硫酸盐法测定^[32];EPS 中的蛋白质(PN)含量以牛血清蛋白为标准物质用微孔板 Bradford 法测定^[33].

1.3.5 菌群结构分析 采用 16S rRNA 扩增子测序对活性污泥进行菌群鉴定.活性污泥样品分别取自 S 反应器内悬浮污泥(SBR)、生物巢附着污泥(MBF)及 MBF 反应器中悬浮污泥(MBF-X).为分析生物巢内部的菌群分布,由内至外取 3 个位置的样品进行测试,依次编号为 A、B、C^[65].不同 DO 浓度的 MBF 反应器中,生物巢的活性污泥样品分别标记为 M1-A、M1-B、M1-C、M2-A、M2-B、M2-C 和 M3-A、M3-B、M3-C.

采用 E.Z.N.ATM Mag-Bind Soil DNA Kit 试剂盒

(NORCROSS Omega Bio-Tek,美国)提取样品总 DNA.以 341F(CCTACGGGNGGCWGCAG)和 805R(GACTAC-HVGGGTATCTAATCC)作为扩增引物,进行两次 PCR 扩增,PCR 扩增产物使用 0.6X DNA 清洁 VAHTSTM 磁珠(南京诺瓦赞生物技术有限公司)进行清洗纯化得到 400bp 以上的扩增片段.16S rRNA 基因 V3~V4 区用上海生工生物技术有限公司的 Illumina Mise 平台(Illumina,美国)进行测序.将高通量测序结果与 RDP 数据库比对,进行多个分类水平上的菌群结构分析.原始数据已上传至 NCBI,登录号为 PRJNA1196705.

2 结果与讨论

2.1 MBF 填料的表面特性

本研究所用 MBF 单丝直径为 13 μ m,表面微观形貌平整规则.MBF 为柔性无机纤维,具有优异的力学特性,不易磨损断丝,可固定和支撑大量活性污泥,为微生物提供稳定的生长环境.纤维表面电荷、接触角和表面能分别为 -14.87mV、(64.39° \pm 3.79°)和 41mN/m.适中的亲水性和表面能有利于微生物附着^[34],因而适用于污水生物处理.

2.2 MBF 反应器 N₂O 排放量削减效果分析

2.2.1 污染物去除效果对比分析 对 M 反应器及 S 反应器的污染物去除效果进行分析.

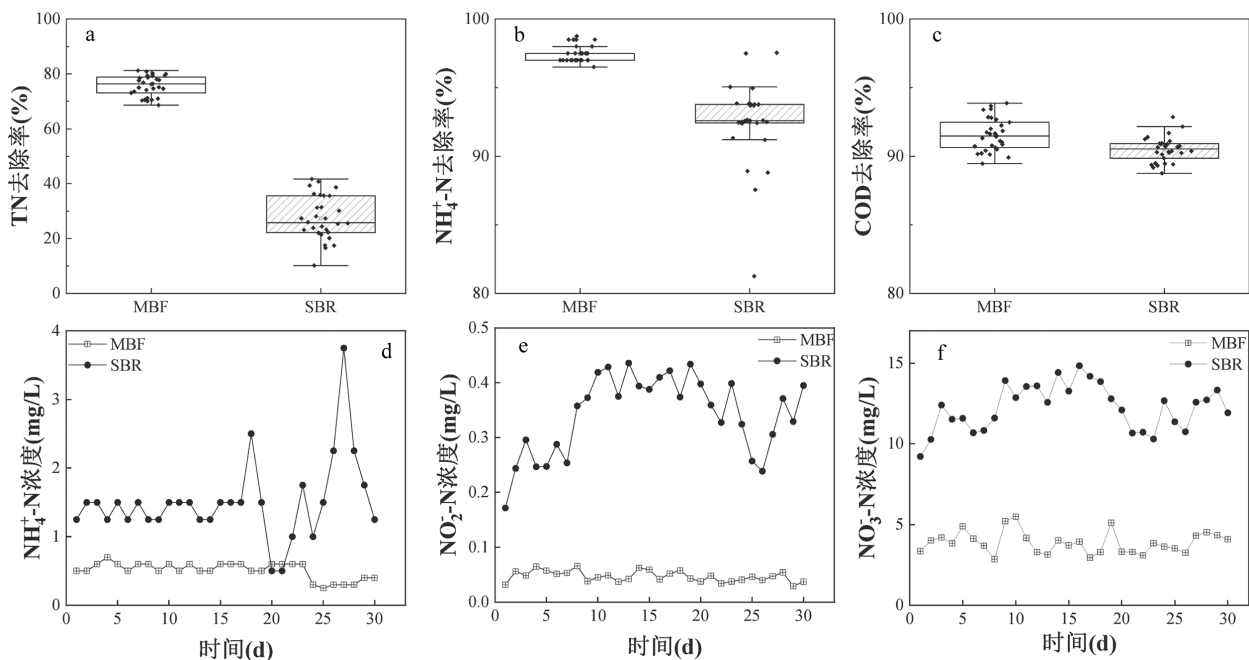


图 2 S 和 M 反应器污染物去除率及出水含氮化合物浓度

Fig.2 Pollutant removal rate and concentration of nitrogen species in the effluent of Reactor S and Reactor M

如图 2(a,b,c)所示,M 反应器的污染物去除效果整体优于 S 反应器.尤其是在脱氮方面,M 反应器的氨氮去除率为(97.46%±0.59%),高于 S 反应器的去除率(92.48%±2.97%).MBF 生物巢具有大量孔隙,为污水和微生物提供更大的接触面积,加速污水净化效率.另外,相比 S 反应器的总氮去除率(27.36%±7.94%),M 反应器的总氮去除率提高了 63.87%,达到(75.71%±3.73%),且比 S 反应器的更稳定.活性污泥反应器中厌氧环境小,反硝化受阻,使 TN 去除效果不佳.MBF 生物巢具有高度空间异质性,从内至外存在大量梯度微氧环境,促进 M 反应器内硝化反硝化同步进行,减少氮代谢中间产物累积,提高 TN 去除率.

2.2.2 反应器 N_2O 排放量对比分析 反应器运行期间的 N_2O 排放量如图 3.S 反应器的 N_2O 排放量为(14.48±3.80)mg N_2O /g TN.M 反应器的 N_2O 排放量为(3.22±0.73)mg N_2O /g TN,相比 S 反应器降低了 77.76%.玄武岩纤维生物巢反应器与碳纤维接触氧化反应器的削减效果相当,但玄武岩纤维的生产成本低于碳纤维,且生产及废物处理过程绿色环保,无 CO_2 等温室气体产生造成环境污染.

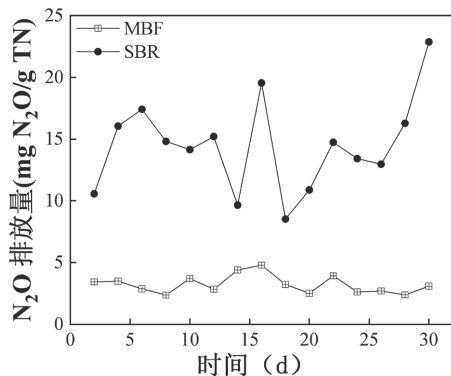


图 3 S 和 M 反应器的 N_2O 排放量

Fig.3 N_2O emissions of Reactor S and Reactor M

M 反应器和 S 反应器出水的 NH_4^+-N 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 浓度如图 2(d,e,f)所示.两组反应器的 NH_4^+-N 出水浓度均低于 4mg/L, NH_4^+-N 转化较为彻底.S 反应器的 $NO_2^- -N$ 和 $NO_3^- -N$ 出水浓度均高于 M 反应器,分别为(3.24±0.07)和(12.23±1.42)mg/L, $NO_3^- -N$ 是 S 反应器出水 TN 的主成分(61.15%).S 反应器中大范围好氧环境促进硝化反应的进行而抑制了反硝化反应的进行,导致 $NO_2^- -N$ 累

积,促进 N_2O 的产生;硝化速率高于反硝化速率,导致 $NO_3^- -N$ 的累积,不完全反硝化及羟胺氧化促进 N_2O 产生.M 反应器中 $NO_3^- -N$ 和 $NO_2^- -N$ 浓度分别为(3.88±0.68)和(0.05±0.01)mg/L,硝化反硝化进行完全,利于削减 N_2O 排放.

对反应器进行氮平衡分析^[65],M 反应器排放的 N_2O 占进水总氮量的比例为 0.03%,相比 S 反应器下降了 97%.经 M 反应器处理后,89.41%的进水 TN 被转化为 N_2 、其他气体或被微生物同化消耗.MBF 生物巢中的厌氧/缺氧/好氧微环境,为硝化细菌和反硝化细菌提供了有利的生长环境和脱氮场所, N_2O 等中间产物在生物巢内部的缺氧区或厌氧区被快速消耗,减小 N_2O 排放量占进水总氮比例.因此,MBF 生物巢反应器在污水处理 N_2O 排放控制方面具有优势.

2.2.3 微生物特征分析 根据反应器污泥样本的 Alpha 多样性指数^[65],所取样本的 Coverage 在 0.996~0.997,表明测序结果能代表样品中的微生物群落组成.MBF 生物巢(MBF)及生物巢反应器中悬浮污泥(MBF-X)的 Ace 和 Chao 1 指数大于 S 反应中的活性污泥说明生物巢反应器中微生物丰富度更大^[63].同时,相比 AS,MBF 具有更高的 Shannon 指数值、更低的 Simpson 指数值,表明其微生物均匀度更高^[64].

反应器中微生物群落结构如图 4 所示,相对丰度>1%的菌属,在 M 反应器中生物巢内中外及悬浮污泥中的总相对丰度分别为:64.70%、65.58%、68.84%、75.87%,在 S 反应器中为 76.69%.*Saccharibacteria genera incertae sedis* 在两组反应器中均为优势菌属,在 S 反应器中的相对丰度最高,为 30.56%.在 M 反应器中的悬浮污泥至生物巢外中内相对丰度递减,为 21.23%、10.50%、8.51%、8.53%.*Saccharibacteria genera incertae sedis* 可降解污水中糖类物质,在缺氧条件下还原 $NO_3^- -N$,生物巢从外至内有机物被微生物逐渐消耗减少与其丰度变化基本一致,可知其是反应器内主要脱碳功能菌之一^[35].

硝化菌属主要包括氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NOB)、厌氧氨氧化菌(AnAOB)、异养硝化好氧反硝化菌(HN-AD)及全程氨氧化菌(Comammox).*Nitrosomonas*^[57]、*Nitrospira*^[58] 以及 unclassified_Betaproteobacteria 和 unclassified_

Gammaproteobacteria^[36]是反应器中主要的 AOB 和 NOB.他们在 M 反应器的生物巢内、中、外、悬浮污泥及 S 反应器中的相对丰度为 2.10%、2.43%、3.22%、6.88%、3.97%.

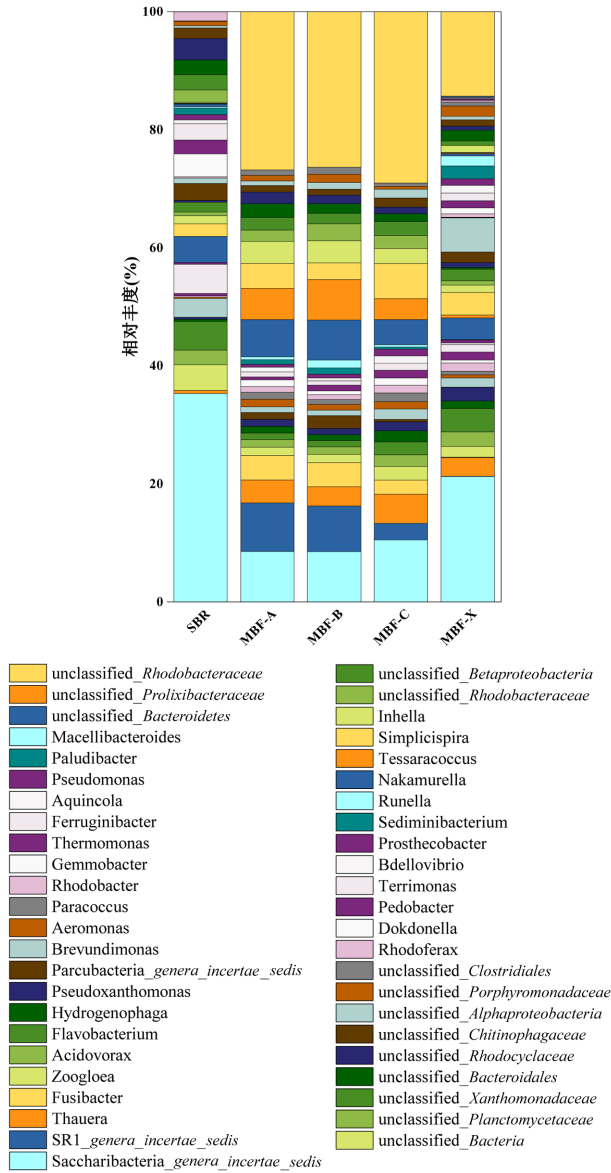


图 4 反应器污泥样本中属水平的微生物群落结构

Fig.4 Microbial community structure at genus level in the sludge samples of bioreactor

Thauera、*Zoogloea*、*Aeromonas*、*Acidovorax*、*Flavobacterium*、*Hydrogenophaga*、*Pedobacter*、*Paracoccus*^[37]等 HN-AD 菌属在两组反应器各样品中均有检出.在 S 反应器中以 *Flavobacterium* (4.21%)、*Zoogloea*(3.76%)、*Acidovorax*(2.14%)、*Pedobacter*(2.03%)为主,其余种属相对丰度均低于 0.5%;在 M 反应器中,以 *Thauera*(生物巢内中外及悬

浮污泥:3.88%,3.23%,4.94%,3.16%)、*Zoogloea*(生物巢外层及悬浮污泥:2.31%,1.82%)、*Acidovorax*(生物巢外层及悬浮污泥:2.45%,1.97%)、*Flavobacterium* (生物巢外层及悬浮污泥 :2.20%,3.97%)、*Hydrogenophaga* (1.86%)为主,其余部位的菌属在 M 反应器内的相对丰度在 1%左右;HN-AD 菌属在生物巢内、中、外、悬浮污泥及 S 反应器中的总相对丰度分别为:11.67%、10.15%、17.42%、12.56%、13.37%.根据前人研究^[10],HN-AD 菌属在硝化过程无 N₂O 产生,其氧化中间产物 NH₂OH 和 NOH 虽可通过化学途径转化为 N₂O,但其在实际污水处理过程中的产量可忽略不计,利于削减 N₂O 排放.

Parcubacteria_genera_incertae_sedis 可在厌氧条件下水解碳水化合物成腐殖酸为自身生长代谢提供能量且具备厌氧氨氧化及亚硝酸盐氧化的潜能^[38].在生物巢中层相对丰度达到最大,为 2.15%,是 S 反应器中的 126 倍.厌氧氨氧化过程无 N₂O 产生,进而削减 M 反应器 N₂O 产量.氧化亚硝酸盐可减少 NO₂⁻-N 累积,亦可减少 N₂O 产生.*unclassified_Planctomycetaceae* 属于 *Planctomycetes*,该科菌属一般生长在缺氧-厌氧环境,AnAOB 大多也属于这个门,它能够利用 NO₂⁻-N 和 NH₄⁺-N 生成 N₂ 来获得能量^[39].

上述具有硝化作用的功能菌属在生物巢内、中、外、悬浮污泥及 S 反应器中的总相对丰度分别为:16.83%、17.59%、23.21%、20.26%、17.91%,可知在 M 反应器中硝化反应主要发生在生物巢外层及悬浮污泥中,硝化菌在两反应器中的富集与两反应器高 NH₄⁺-N 去除率相符.

反硝化菌属主要包括厌氧氨氧化菌(AnAOB)、常规异养反硝化菌(HDN)、好氧反硝化菌. *Paludibacter* 及 *unclassified_Bacteroidetes*、*unclassified_Prolixibacteraceae*、*unclassified_Rhodobacteraceae*、*unclassified_Comamonadaceae* 为两反应器中的 HDN.*Bacteroidetes* 广泛存在于污水生物处理中,在厌氧条件下以 NO₂⁻-N 为最终电子受体参与复杂糖和溶解蛋白的代谢^[39].*Prolixibacteraceae* 可在兼氧厌氧条件下以糖类作为碳源还原 NO₃⁻-N^[40].*Rhodobacteraceae* 为反硝化聚磷菌(DPAOs),在缺/厌氧条件下,以 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 为电子供体代替氧气,进行反硝化和聚磷.上

述菌属在 M 反应器中的相对丰度均高于 S 反应器,且总相对丰度在生物巢中层最大,为 16.45%,是 M 反应器中起异养反硝化作用的主要功能菌属。*Paludibacter* 在缺氧条件下以葡萄糖、淀粉、蔗糖等作为碳源进行反硝化,生成丙酸盐或乙酸盐^[40],在 S 反应器中未检测到,主要分布在生物巢中层(1.09%)。*Comamonadaceae* 可降解多种有机酸(包括氨基酸),在 SBR 中具有竞争优势,部分菌属还具有反硝化和聚磷作用^[41]。在 S 反应器的相对丰度显著高于 M 反应器中的,为 3.14%。HDN 在 M 反应器生物巢内中外层及悬浮污泥和 S 反应器中的相对丰度总和分别为:16.36%、18.01%、14.73%、8.70%、8.86%。M 反应器中 HDN 的相对丰度显著高于 S 反应器中的,加快了 M 反应器反硝化效率,促进反硝化进行彻底,减少 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 的累积,抑制 N₂O 排放。

好氧反硝化菌可在氧气存在的条件下将 NO₃⁻-N 还原为 N₂。HN-AD 菌通过异养有氧呼吸产生能量,同步完成异养硝化-好氧反硝化过程。研究表明,部分 HN-AD 菌属在 DO≥3mg/L 时才能发生有效异养硝化反硝化,DO=2.2mg/L 时,仅有 16% 的 NH₄⁺-N 被氧化^[10]。可知在生物巢内中层的 HN-AD 菌属以硝化为主不计入反硝化功能菌,N₂O 产量少;在生物巢外层、悬浮污泥及 S 反应器中可发生有效异养硝化-好氧反硝化。反应器中的好氧反硝化菌属除 HN-AD 菌属外还包括:*Pseudoxanthomonas*、*Gemmobacter*、*Brevundimonas*、*Sediminibacterium*、*Rhodobacter*、*Thermomonas*、*Bdellovibrio*、*Terrimonas*、*unclassified_Chitinophagaceae*、*unclassified_Acidobacteria*、*Gp4*。其中 *Pseudoxanthomonas* 和 *Gemmobacter* 也可进行硫基自养反硝化^[42]。*Rhodobacter* 可在好氧条件下进行异养反硝化产氢,也可在厌氧条件下以有机物作为电子供体进行光合作用为自身生长代谢提供能量^[43]。上述好氧反硝化菌在 M 反应器生物巢内中外及悬浮污泥和 S 反应器中的相对丰度为:7.40%、7.12%、11.09%、13.73%、10.23%。*Ferruginibacter* 可分解复杂有机物,水解胞外聚合物^[44],进行合成反硝化^[45];也可进行铁型自养反硝化^[39],在 S 反应器中相对丰度最高,为 4.28%。

上述厌氧/缺氧/好氧反硝化菌在生物巢各层均有分布,生物巢内中外均存在梯度溶氧环境,

MBF 填料缠绕裹挟可截留大量活性污泥为功能菌生长提供适宜的环境与物质条件,氧气、有机物、含氮化合物等可在生物巢中传递转化。S 反应器中以好氧反硝化菌为主(27.88%),其相对丰度是缺/厌氧反硝化菌的 3 倍。缺/厌氧反硝化菌在 M 反应器中的相对丰度均大于 S 反应器中的,在生物巢中、内部(23.02%、17.42%)达到最大。好氧反硝化菌在 M 反应器的生物巢外层和悬浮污泥中的相对丰度达到最大,为 29.70%和 27.53%。反硝化菌在 M 反应器中的富集,促进反硝化的完全进行,减少反应器中 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 累积,提高 TN 去除效果,减少 N₂O 的产生。

2.3 DO 浓度对 MBF 反应器 N₂O 排放的影响

2.3.1 N₂O 排放量对比分析 图 6(a,b,c)为反应器在不同 DO 浓度条件下运行的污染物去除效果。其中,DO 浓度为 2.5mg/L 时反应器 M2 的 COD、NH₄⁺-N 和 TN 去除率最高,分别为(93.38%±0.51%)、(97.75%±1.05%)、(86.64%±1.14%)。

由图 5 可知,反应器的 DO 浓度对 N₂O 排放量有显著影响。三组反应器 M1,M2 和 M3 的 N₂O 排放量与进水 TN 比例分别为(1.32±0.94)、(0.78±0.83)和(3.22±0.73)mg N₂O/g TN,M2 的 N₂O 排放量最低。

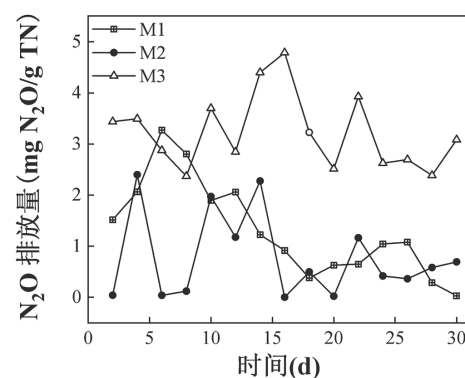


图 5 梯度 DO 浓度下 MBF 生物巢反应器的 N₂O 排放量
Fig.5 N₂O emissions of MBF bio-nest reactors under gradient DO concentrations

本研究对比了 3 组 MBF 反应器的 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 出水浓度情况,如图 6(d,e,f)所示。3 个反应器 NH₄⁺-N 出水浓度相当,为 0.1~0.9mg/L。M1 和 M2 的 NO₂⁻-N 出水浓度相较于 M3 更平稳,分别为(0.028±0.006)和(0.011±0.002)mg/L。M3 的 NO₂⁻-N 出水浓度为(0.048±0.018)mg/L,高于 M1 和 M2 的出

水,无明显的 NO_2^- -N 累积.M1、M2 和 M3 的 NO_3^- -N 出水浓度分别为 (2.16 ± 0.18) 、 (1.65 ± 0.46) 和 (3.88 ± 0.67) mg/L,相比其他两组反应器,M3 的反硝化效率显著降低.3 组 MBF 反应器氮转化率(进水 TN 转化为 N_2 及细胞同化的部分)为 86.6%~89.4%^[65].3 组反应器出水几乎不存在 NO_2^- -N 累积,出水氮主要以 NO_3^- -N 的形式存在,M1、M2 和 M3 分别为 10.8%、8.3%和 8.3%.在 M1、M2 和 M3 中 N_2O 转化率

分别为 0.08%、0.03%和 0.43%,其中 M2 的 N_2O 转化率最低.

DO 浓度偏低时,硝化作用被限制在氨氧化阶段造成 NO_2^- -N 积累,促进 AOB 反硝化而释放更多的 N_2O ,使得 M1 的 N_2O 转化率高于 M2.DO 浓度过高时,常规异养反硝化过程中反硝化功能酶受到抑制,其中对 N_2O 还原酶的抑制作用最大,促进 N_2O 排放,使得 M3 的 N_2O 转化率显著高于 M1 和 M2.

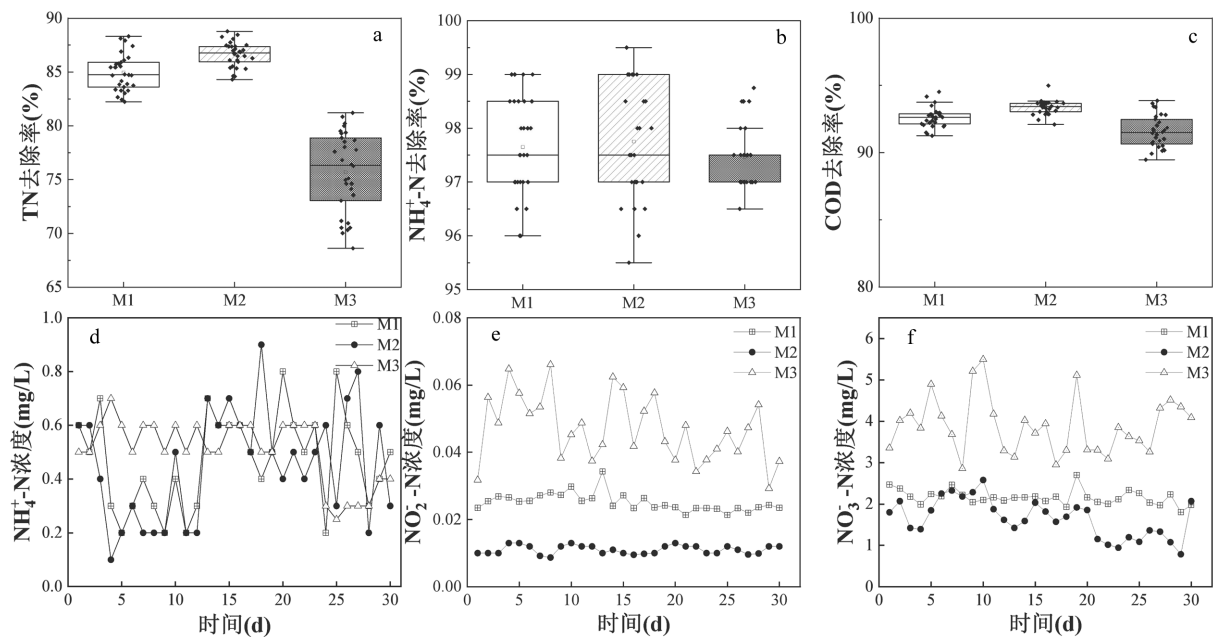


图 6 梯度溶解氧浓度下的污染物去除率及出水含氮化合物浓度

Fig.6 Pollutant removal rate and the concentration of nitrogen species in the effluent under gradient dissolved oxygen concentration

2.3.2 生物巢 EPS 对比分析 EPS 是一类由微生物分泌产生的高分子聚合物,在生物膜构成中起支撑作用,有利于微生物凝聚并粘附固定在生物载体表面,是生物巢结构的基体^[46].M2 生物巢的 EPS 含量稍高于其他两组,为 151.91mg/g VSS,最低的是 M3,为 109.98mg/g VSS^[65].由于 M3 的曝气强度较高,EPS 在强水力剪切力的影响下易分散掉落.M2 的运行条件更适合 EPS 生长.

EPS 主要是由蛋白质(PN)、多糖(PS)和腐殖质(HA)等物质组成^[47].M2 中 PS 和 PN 含量分别为 31.06 和 76.61mg/g VSS,均高于 M1 和 M3^[65].多糖具有粘附性,使得微生物聚集体间更易发生结合^[48];蛋白质具有疏水基团,可加快微生物的聚集过程^[49].因此,控制 DO 为 2.5mg/L 可加快微生物附着生长及加强生物巢结构稳定性.

2.3.3 微生物群落结构分析 对不同 DO 浓度下反应器内生物巢及悬浮污泥的微生物在属水平上的群落结构进行分析.

如图 7 所示,*Saccharibacteria genera incertae sedis*、*Thauera*、*SR1 genera incertae sedis*、*Fusibacter*、*Zoogloea*、*Flavobacterium*、*Aeromonas*、*Pseudomonas*、*Rhodospirillum rubrum* 和 *Janthinobacterium* 等是 M1、M2 和 M3 生物巢中主要组成菌属.这些菌属主要参与有机物降解及脱氮作用,大多具有反硝化功能^[50-58].它们在 M1、M2 和 M3 的生物巢 A 层中相对丰度之和分别为 48.48%、67.56%和 57.62%,B 层中相对丰度总和分别为 62.19%、71.78%和 59.14%,C 层中相对丰度总和分别为 47.69%、47.11%和 51.18%.可知,上述功能菌在 M2 生物巢内部的相对丰度大于 M1 和 M3 的,说明 DO 浓度为 2.5mg/L

时,最适合上述功能菌在 MBF 生物巢内生长,这与 M2 的 COD 和 TN 去除效果稍高于 M1 和 M3 结果一致.

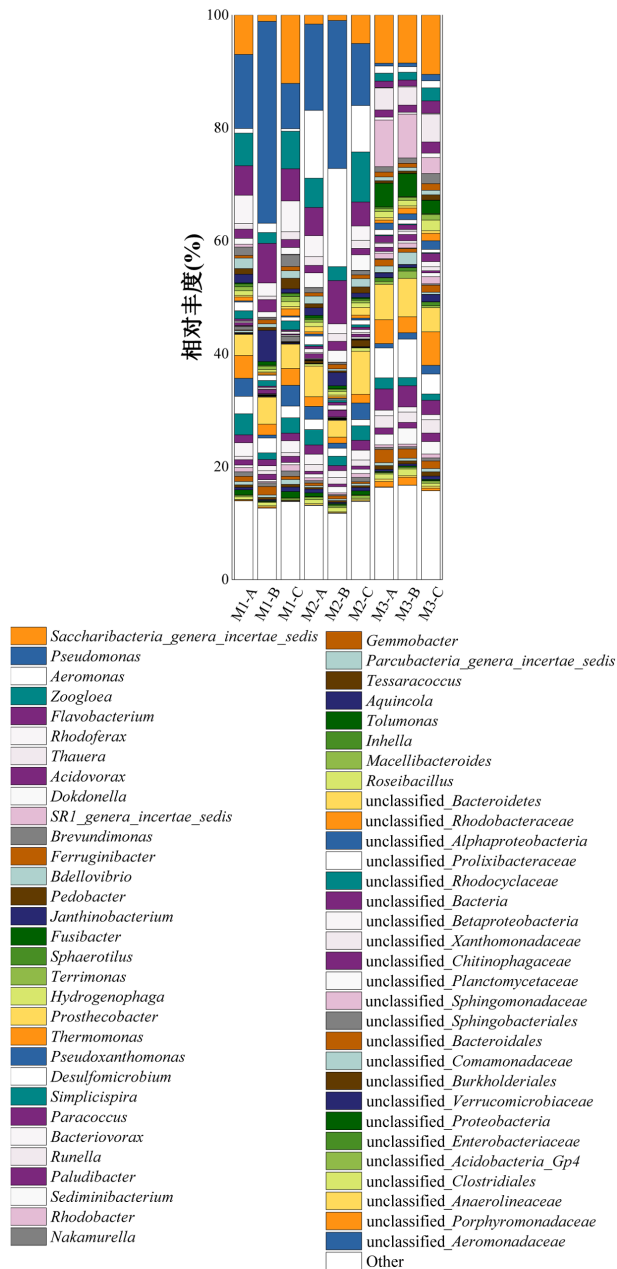


图7 生物巢污泥样本中属水平的微生物群落结构

Fig.7 Microbial community structure at genus level in the sludge samples of bio-nest

硝化作用是氮循环的重要环节,将氨氮或铵离子通过微生物的作用转化为硝酸盐氮的过程.反应器中主要的 AOB 和 NOB 包括 *Nitrosomonas*、*Nitrospira*、*Prostheco bacter*^[59] 以及 *unclassified_Betaproteobacteria*、*unclassified_Gammaproteobacteria* 和 *unclassified_Xanthomonadaceae*^[60].它们在 M1 生

物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 3.22%、1.85%、3.13%;在 M2 生物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 4.75%、3.64%、5.03%;M3 生物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 4.03%、3.66%、4.68%.3 个反应器中,M2 和 M3 中的生物巢内、中、外三层的 AOB 和 NOB 菌属总相对丰度均大于 M1.HN-AD 菌属可在好氧条件下进行异养硝化,有氧代谢有机物为自身提供能量,进行同步硝化.反应器中主要的 HN-AD 菌属包括:*Bdellovibrio*、*Acidovorax*、*Pedobacter*、*Pseudomonas*、*Flavobacterium*、*Thermomonas*、*Janthinobacterium*、*Thauera*、*Hydrogenophaga*、*Paracoccus*、*Rhodobacter*、*Brevundimonas*、*Dokdonella*、*Pseudoxanthomonas*、*Aquincola*、*Gemmobacter* 和 *unclassified_Chitinophagaceae*,在 M2 生物巢各层中的相对丰度最高,A、B、C 层分别为 44.24%、61.34%、36.16%.上述硝化菌属在 M2 中生物巢各层中的相对丰度最大(52.52%、67.46%、44.08%),M1 次之(34.37%、58.24%、30.05%),硝化菌的富集可有效促进硝化作用进行,减少中间产物羟胺及 NO₂⁻-N 累积,减少通过羟胺化学氧化或 AOB 短程反硝化产生 N₂O,实现 N₂O 减排.

反硝化作用是将硝酸盐中的氮通过一系列中间产物还原为 N₂ 的生物化学过程.*Saccharibacteria genera incertae sedis*、*Rhodiferax*、*Desulfomicrobium*、*Paludibacter*、*Ferruginibacter*、*Fusibacter*、*unclassified_Rhodobacteraceae*、*unclassified_Bacteroidetes*、*unclassified_Prolixibacteraceae* 和 *unclassified_Xanthomonadaceae* 等可进行常规异养反硝化^[55-61].它们在 M1 生物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 25.85%、15.27%、28.43%;在 M2 生物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 20.17%、12.00%、21.20%;M3 生物巢 A、B、C 三层的相对丰度总和分别为 32.76%、33.24%、32.04%.在常规异养反硝化过程中,缺乏碳源或 DO 过高时,会促进 N₂O 的产生,与 M3 的 N₂O 排放量高于 M2 和 M1 结果相符.M3 中 HDN 菌属相对丰度最高,推测异养反硝化是 M3 产 N₂O 的主要途径.

HN-AD 菌属亦可在好氧环境下,同步摄取 O₂ 和 NO₃⁻-N,进行好氧反硝化,将 NO₃⁻-N 转化为 N₂ 或 N₂O.前人研究表明,当 DO<3mg/L 时,该过程止步

于硝化阶段,无 N_2O 排放,与 M1 和 M2 的 N_2O 排放因子低于 M3 结果相符,推测 HN-AD 菌属在生物巢内富集是 N_2O 减排的关键因素之一。*Simplicispira* 和 *Paracoccus* 为好氧反硝化菌,可在好氧环境中将 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 还原为 N_2 ^[62]。上述好氧反硝化菌属在 M2 生物巢 A 层、B 层、C 层占比总和分别为 44.53%、61.72%、35.51%,均高于 M1 和 M3,且在 B 层最大,说明当 DO 浓度为 2.5mg/L 时 MBF 生物巢中部为好氧反硝化菌提供了更适宜或更大的适宜生长环境。M3 的 DO 浓度过高,好氧异养菌丰度增加,与异养反硝化菌争夺有机物,导致反硝化无法完全进行或进行缓慢,使 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 累积, N_2O 排放量增加,这与 M3 的 N_2O 排放量大于 M1 和 M2 实验结果一致。

MBF 生物巢法在实际废水处理过程中的 N_2O 削减性能可能会受到环境温度及进水波动的影响。温度过低会造成生物巢成熟速度变缓,硝化菌富集速率降低,增加了反应器启动时长。生物巢具有一定的抗冲击负荷能力,但水质波动过大会短时间影响 MBF 生物巢的污水处理效果,进而影响 N_2O 排放。今后可以实际废水为实验对象,探究 MBF 生物巢法实际应用的可行性。

3 结论

3.1 M 反应器相较于 S 反应器,TN 去除率提高 63.87%, N_2O 排放量降低 77.76%;硝化作用相当,氨氮去除率均高于 90%。

3.2 S 反应器中反硝化菌属以好氧反硝化菌属为主(27.88%),M 反应器中好/缺/厌氧菌在生物巢各层均有分布,缺厌氧反硝化菌属在生物巢中、内层达到最大,为 23.02%、17.42%,好氧反硝化菌在生物巢外层及悬浮污泥中达到最大,为 29.70%和 27.53%,M 反应器的反硝化菌属富集程度高于 S 反应器,利于反硝化完全进行,利于削减 N_2O 排放。

3.3 当 DO 浓度为 2.5mg/L 时,MBF 生物巢反应器污染物去除效果最佳; N_2O 排放量最低,为(0.78±0.83)mg N_2O /g TN。

3.4 生物巢中硝化菌属以 HN-AD 菌属为主,在 M1(34.37%、58.24%、30.05%)和 M2(52.52%、67.46%、44.08%)中相对丰度达到最大,硝化阶段无 N_2O 产生,可削减 N_2O 排放。HDN 在 M3 中相对丰度

达到最大(32.76%、33.24%、32.04%),是 M3 生物巢产 N_2O 的主要途径。

参考文献:

- [1] 国家适应气候变化战略 2035 [R]. 北京:中华人民共和国生态环境部, 2024.
National climate change adaptation strategy 2035 [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2024.
- [2] Summary for policymakers. In: Climate change 2023: Synthesis Report [R] IPCC, Geneva, Switzerland, 2023.
- [3] 中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告 [R]. 北京:中国生态环境部, 2019.
The second biennial update report on climate change of the People's Republic of China [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of China, 2019.
- [4] 中国温室气体公报 [R]. 北京:中国气象局变化中心, 2023.
China greenhouse gas bulletin [R]. Beijing: Climate Change Center of China Meteorological Administration, 2023.
- [5] Portmann R W, Daniel J S, Ravishankara A R. Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: influences of other gases [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2012,367(1593):1256-1264.
- [6] 阳光之乡声明:加强国际合作,共筑气候安全 [R]. 国际气候合作论坛, 2023.
The sunnylands statement: Strengthening international cooperation to build climate security [R]. International Climate Cooperation Forum, 2023.
- [7] 杨振理.污水处理厂直接碳排放模型构建与数据拟合研究 [D]. 北京:北京建筑大学, 2023.
Yang Z. Research on the construction and data fitting of direct carbon emission model in sewage treatment plants [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2023.
- [8] 温室气体自愿减排交易管理办法(试行) [R]. 北京:中华人民共和国生态环境部, 2023.
Measures for the administration of voluntary reduction of greenhouse gas emissions and emissions credits trading (for trial implementation) [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2023.
- [9] An Z, Zhang Q, Gao X, et al. Nitrous oxide emissions in novel wastewater treatment processes: A comprehensive review [J]. Bioresource Technology, 2023, 4:129-950.
- [10] 郝晓地,杨振理,于文波,等.污水处理过程 N_2O 排放:过程机制与控制策略 [J]. 环境科学, 2023,44(2):1163-1173.
Hao X D, Yang Z L, Yu W B, et al. N_2O Emissions in Sewage Treatment Processes: Process Mechanisms and Control Strategies [J]. Environmental Science, 2023,44(2):1163-1173.
- [11] 陈慧玲,高 辉,陈加波,等.污水处理 IFSBR 工艺中生物载体对 N_2O 的减排作用 [J]. 石油炼制与化工, 2023,54(7):113-122.
Chen H L, Gao H, Chen J B, et al. The role of biological carriers in reducing N_2O emissions in the IFSBR process of sewage treatment [J]. Petroleum Processing and Petrochemicals, 2023,54(7):113-122.
- [12] Yamashita T, Shiraishi M, Yokoyama H, et al. Evaluation of the nitrous oxide emission reduction potential of an aerobic bioreactor packed with carbon fibers for swine wastewater treatment [J]. Energies, 2019,

- 12(6):1013.
- [13] Zhang X, Zhou X, Ni H, et al. Surface modification of basalt fiber with organic/inorganic composites for biofilm carrier used in wastewater treatment [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2018,6(2):2596-602.
- [14] Gao F, Zhou X, Ma Y, et al. Calcium modified basalt fiber bio-carrier for wastewater treatment: Investigation on bacterial community and nitrogen removal enhancement of bio-nest [J]. *Bioresource Technology*, 2021,335:125259.
- [15] Xiao J, Chen M, Huang M, et al. Systematic evaluation of PDA/PAM/MAH-modified basalt fiber as biofilm carrier for wastewater treatment [J]. *Environmental Technology*, 2022,43(9):1328-39.
- [16] Zhang X T, Ding J Z, Gao F Y, et al. Enhancement of nitrogen removal in hybrid wastewater treatment system using ferric citrate modified basalt fiber biocarrier [J]. *Environment Science and Pollution Research*, 2021,28:33480-33490.
- [17] 吴智仁, 蒋素英, 周向同, 等. “生物巢”形成及其水处理机制的理论分析 [J]. *环境保护前沿*, 2016,6(4):61-68.
Wu Z R, Jiang S Y, Zhou X T, et al. Theoretical analysis of the formation of "biological nest" and its water treatment mechanism [J]. *Advances in Environmental Protection*, 2016,6(4):61-68.
- [18] Ni H C, Zhou X T, Zhang X Y, et al. Feasibility of using basalt fiber as biofilm carrier to construct bio-nest for wastewater treatment [J]. *Chemosphere*, 2018,212:768-76.
- [19] 吴智仁, 彭 娇, 吴春笃, 等. 新型生物接触氧化载体及其实验研究 [J]. *水处理技术*, 2016,42(1):52-55.
Wu Z R, Peng J, Wu C D, et al. A new type of biological contact oxidation carrier and its experimental research [J]. *Technology of Water Treatment*, 2016,42(1):52-55.
- [20] 蒋 霞, 吴春笃, 吴智仁, 等. 玄武岩纤维载体生物接触氧化工艺处理印染废水 [J]. *工业水处理*, 2016,36(1):78-82.
Jiang X, Wu C D, Wu Z R, et al. Treatment of dyeing and printing wastewater by biological contact oxidation process with basalt fiber carrier [J]. *Industrial Water Treatment*, 2016,36(1):78-82.
- [21] Ni H C, Arslan M, Liang Z S, et al. Mixotrophic denitrification processes in basalt fiber bio-carriers drive effective treatment of low carbon/nitrogen lithium slurry wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2022,364:128036.
- [22] 梁止水, 张 倩, 韦 静, 等. 玄武岩纤维填料生物接触氧化法提升食品废水处理的效果评价: 以日本 Mizkan Holdings 美浓加茂工厂为例 [J]. *环境工程*, 2019,37(9):8-12,158.
Liang Z S, Zhang Q, Wei J, et al. Evaluation of the effect of biological contact oxidation method with basalt fiber filler on improving the treatment of food wastewater: A case study of the Minokamo factory of Japan's Mizkan Holdings [J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(9):8-12,158.
- [23] HJ/T 399-2007 水质 化学需氧量的测定 快速消解分光光度法 [S].
HJ/T 399-2007 Water quality-determination of chemical oxygen demand-rapid digestion spectrophotometric Method [S].
- [24] HJ 535-2009 水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法 [S].
HJ 535-2009 Water quality-determination of ammonia nitrogen-nessler's reagent spectrophotometry [S].
- [25] HJ 636-2012 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 [S].
HJ 636-2012 Water quality-determination of total nitrogen-alkaline potassium persulfate digestion UV spectrophotometric method [S].
- [26] GB/T 7493-1987 水质 亚硝酸盐氮的测定 分光光度法 [S].
GB/T 7493-1987 Water quality-determination of nitrite nitrogen-spectrophotometric method [S].
- [27] GB/T 7480-1987 水质 硝酸盐氮的测定 酚二磺酸分光光度法 [S].
GB/T 7480-1987 Water quality-determination of nitrate nitrogen-spectrophotometric method with phenol disulfonic acid [S].
- [28] ISO 5814:2012 水质 溶解氧的测定 电化学探头法 [S].
ISO 5814:2012 Water quality-determination of dissolved oxygen-electrochemical probe method [S].
- [29] GB/T 27756-2011 pH 值测定用玻璃电极 [S].
GB/T 27756-2011 Glass electrodes for the measurement of pH Value [S].
- [30] Shiskowski D M. Nitrous oxide: a powerful greenhouse gas with a wastewater treatment connection [J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2007,(18):1279-1290.
- [31] Zhang P, Fang F, Chen Y P, et al. Composition of EPS fractions from suspended sludge and biofilm and their roles in microbial cell aggregation [J]. *Chemosphere*, 2014,117:59-65.
- [32] 刘晓涵, 陈永刚, 林 励, 等. 蒽酮硫酸法与苯酚硫酸法测定枸杞子中多糖含量的比较 [J]. *食品科技*, 2009,34(9):270-272.
Liu X H, Chen Y G, Lin L, et al. Comparison between anthrone-sulfuric acid method and phenol-sulfuric acid method for determining polysaccharide content in lycium barbarum [J]. *Food Science and Technology*, 2009,34(9):270-272.
- [33] 杨玉芳. 蛋白质含量测定方法 [J]. *明胶科学与技术*, 2007,(2):98-101.
Yang Y F. Methods for determination of protein content [J]. *Gelatin Science and Technology*, 2007,(2):98-101.
- [34] 刘 丹. 人工微生物颗粒载体的改性强化及其在污水处理中的应用 [D]. 北京: 北京化工大学, 2023.
Liu D. Modification and enhancement of artificial microbial granular carriers and their application in sewage treatment [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2023.
- [35] Ren Z, Guo H, Jin H, et al. P, N, and C-related functional genes in SBR system promoted antibiotics resistance gene transmission under polystyrene microplastics stress [J]. *Water Research*, 2023,235:119884.
- [36] Tang P, Li J, Li T, et al. Efficient integrated module of gravity driven membrane filtration, solar aeration and GAC adsorption for pretreatment of shale gas wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020,405:124166.
- [37] Sawant S S, Salunke B K, Kim B S, et al. Degradation of corn stover by fungal cellulase cocktail for production of polyhydroxyalkanoates by moderate halophile *Paracoccus* sp. LL1 [J]. *Bioresource Technology*, 2015,194:247-255.
- [38] Li H, Chi Z, Yan B, et al. Long-term impacts of graphene oxide and Ag nanoparticles on anammox process: Performance, microbial community and toxic mechanism [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019,79:239-247.
- [39] Wu J, Chen Z, Zhang S, et al. Mechanistic understanding of predatory bacteria-induced biolysis for waste sludge dewaterability improvement [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2019,230(8):194.
- [40] Amin F R, Khalid H, El-Mashad H M, et al. Functions of bacteria and archaea participating in the bioconversion of organic waste for methane production [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,763:143007.

- [41] Ge H, Batstone D J, Keller J, et al. Biological phosphorus removal from abattoir wastewater at very short sludge ages mediated by novel PAO clade Comamonadaceae [J]. *Water Research*, 2015,69:173-182.
- [42] 蔡若奇,倪慧成,席海朋,等.新型玄武岩纤维填料净化槽处理分散式生活污水 [J]. *环境工程*, 2022,40(7):146-52.
Cai R Q, Ni H C, Xi H P, et al. Treatment of decentralized domestic sewage by a purification tank with a new type of basalt fiber filler [J]. *Environmental Engineering*, 2022,40(7):146-152.
- [43] Deng M, Li L, Dai Z, et al. Aerobic denitrification affects gaseous nitrogen loss in biofloc-based recirculating aquaculture system [J]. *Aquaculture*, 2020,529:735686.
- [44] Wijaya J, Oh S. Machine learning reveals the complex ecological interplay of microbiome in a full-scale membrane bioreactor wastewater treatment plant [J]. *Environmental Research*, 2023,222:115366.
- [45] Xia Z, Wang Q, She Z, et al. Nitrogen removal pathway and dynamics of microbial community with the increase of salinity in simultaneous nitrification and denitrification process [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,697:134047.
- [46] Babiak W, Krzemińska I. Extracellular polymeric substances (EPS) as microalgal bioproducts: a review of factors affecting EPS synthesis and application in flocculation processes. [J] *Energies*, 2021,14(13):4007.
- [47] Shi Y, Huang J, Zeng G, et al. Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: An overview [J]. *Chemosphere*, 2017,180:396-411.
- [48] 付静薇.生物炭对不同 $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ 下厌氧氨氧化系统脱氮性能的影响 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2023.
Fu J W. Influence of biochar on nitrogen removal performance of anaerobic ammonium oxidation system under different $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ Ratios [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2023.
- [49] 叶 镭,尤菊平,孙海敏,等.混合含氯挥发性有机污染物的生物降解性能研究 [J]. *能源环境保护*, 2023,37(6):175-184.
Ye L, You J P, Sun H M, et al. Study on biodegradation performance of mixed chlorinated volatile organic compounds [J]. *Energy Environmental Protection*, 2023,37(6):175-184.
- [50] 孙英杰,杨 强,卞荣星,等.矿化垃圾生物反应器中的细菌多样性分析 [J]. *环境工程*, 2016,34(3):14-26.
Sun Y J, Yang Q, Bian R X, et al. Analysis of bacterial diversity in mineralized refuse bioreactor [J]. *Environmental Engineering*, 2016, 34(3):14-26.
- [51] W X J, W W Q, Z J, et al. Dominance of Candidatus saccharibacteria in SBRs achieving partial denitrification: effects of sludge acclimating methods on microbial communities and nitrite accumulation [J]. *RSC advances*, 2019,9(20):11263-11271.
- [52] 郭海娟,顾一宁,马 放,等.好氧颗粒污泥处理市政污水性能与微生物特性研究 [J]. *环境科学学报*, 2020,40(10):3688-3695.
Guo H J, Gu Y N, Ma F, et al. Study on the performance and microbial characteristics of aerobic granular sludge in treating municipal sewage [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020,40(10):3688-3695.
- [53] Tan X, Yang Y L, Liu Y W, et al. The synergy of porous substrates and functional genera for efficient nutrients removal at low temperature in a pilotscale two-stage tidal flow constructed wetland [J]. *Bioresource Technology*, 2020,319:124-135.
- [54] Han X, Wang Z, Ma J, et al. Membrane bioreactors fed with different COD/N ratio wastewater: impacts on microbial community, microbial products, and membrane fouling [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015,22:11436-11445.
- [55] Deng M, Li L, Dai Z, et al. Aerobic denitrification affects gaseous nitrogen loss in biofloc-based recirculating aquaculture system [J]. *Aquaculture*, 2020,529:735686.
- [56] 王晓婷,李晓玲,芦昭霖,等.活性污泥系统中 S/N 对硝酸盐异化还原过程的影响 [J]. *中国给水排水*, 2021,37(23):95-100.
Wang X T, Li X L, Lu Z L, et al. Influence of S/N on the Process of Dissimilatory Nitrate Reduction in Activated Sludge System [J]. *China Water & Wastewater*, 2021,37(23):95-100.
- [57] 李正魁,张晓姣,赖鼎东,等.水生丛毛单胞菌属菌株及其在废水生物脱氮中的应用:中国, 101348772 [P].
Li Z K, Zhang X J, Lai D D, et al. Strains of the genus *Comamonas aquatica* and their application in biological nitrogen removal from wastewater: China, 101348772 [P].
- [58] 赵诗惠,吕 亮,蒋志云,等.ABR-MBR 组合工艺短程硝化过程的微生物种群 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(2):566-573.
Zhao S H, Lü L, Jiang Z Y, et al. Microbial populations in the short-cut nitrification process of the ABR-MBR combined process [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(2):566-573.
- [59] Gonzalez-Martinez A, Rodriguez-Sanchez A, Garcia-Ruiz MJ, et al. Performance and bacterial community dynamics of a CANON bioreactor acclimated from high to low operational temperatures [J]. *Chemical Engineering*, 2016,287:557-67.
- [60] Jiang Y, Li C, Hou Z, et al. Pollutants removal and connections among sludge properties, metabolism potential and microbial characteristics in aerobic granular sequencing batch reactor for petrochemical wastewater treatment [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023,344:118-715.
- [61] Zhang L, Fu G, Zhang Z, et al. High-efficiency salt, sulfate and nitrogen removal and microbial community in biocathode microbial desalination cell for mustard tuber wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2019,289:121630.
- [62] Pishgar R, Dominic JA, Sheng Z, et al. Denitrification performance and microbial versatility in response to different selection pressures [J]. *Bioresource Technology*, 2019,281:72-83.
- [63] 杨 浩,张国珍,杨晓妮,等.16S rRNA 高通量测序研究集雨窖水中微生物群落结构及多样性 [J]. *环境科学*, 2017,38(4):1704-1716.
Yang H, Zhang GZ, Yang XN, et al. Microbial community structure and diversity in rain-harvesting cellar water revealed by 16S rRNA high-throughput sequencing [J]. *Environmental Science*, 2017,38(4): 1704-1716.
- [64] Grice E A, Kong H H, Conlan S, et al. Topographical and temporal diversity of the human skin microbiome [J]. *Science*, 2009.
- [65] 王丹妮,周向同,韦 静,等.基于改性玄武岩纤维生物巢的 N_2O 减排研究 [DS/OL]. <https://doi.org/10.57760/sciencedb.j00204.00008.2025-03-20>.
Wang D N, Zhou X T, Wei J, et al. Reduction of N_2O emission in wastewater treatment by modified basalt fiber bio-nest technology [DS/OL]. <https://doi.org/10.57760/sciencedb.j00204.00008.2025-03-20>.

作者简介:王丹妮(2000-),女,重庆开州人,江苏大学硕士研究生,主要研究方向为污水生物处理.发表论文 2 篇.2212209014@ujs.edu.cn.