净水技术 2023,42(3):97-105

夏绍凤,薛竣,高文乔,等. 尾水湿地系统中污染物去除过程及微生物群落结构分析[J]. 净水技术, 2023, 42(3):97-105. XIA S F, XUE J, GAO W J, et al. Analysis of pollutant removal process and microbial community structure in tailwater wetland system[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(3):97-105.

尾水湿地系统中污染物去除过程及微生物群落结构分析

夏绍凤¹,薛 竣^{1,*},高文乔¹,王矛矛¹,马 丁²,岳正波² (1.合肥市市政设计研究总院有限公司,安徽合肥 230009;2.合肥工业大学资源与环境工程学院,安徽合肥 230009)

摘要随着对水生态保护和再生水回用的日益重视,污水处理厂外排尾水水质要求进一步提高。利用人工湿地深度处理 尾水已被广泛推广,明晰人工湿地各单元中污染物去除过程和机制对出水水质提升和湿地稳定运营具有重要意义。研究结 合三维荧光分析和高通量测序技术,对湿地各单元尾水中主要污染物的降解和微生物群落结构进行监测。结果表明,湿地系 统对尾水中主要污染物具有良好的处理效果,COD_{Cr}、TN、NO₃-N、TP 去除率分别约为 93.5%、87.1%、85.4%、100%。组合湿地 系统中污染物的降解主要集中在曝气好氧塘单元,而预处理塘单元对污染物降解能力较弱。分析结果表明,水体 DOM 中主 要为外源性组分,进入湿地后内源性组分逐渐升高,湿地系统对类腐殖质组分降解效果显著。湿地中水体和表面沉积物的微 生物群落结构具有显著的差异性,其中假单胞菌(*Pseudomonas*)、丛毛单胞菌(*Comamonas*)、拟无枝酸菌(*Amycolatopsis*)和马赛 菌(*Massilia*)等具有氮、磷转化功能的微生物在曝气好氧塘单元水体和生物膜中富集。RDA 分析显示,水体中的营养组分主 导了变形菌门(Proteobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)、蓝藻门(Cyanobacteria)和放线菌门(Actinobacteria)分布的主要原因。研 究结果为组合型人工湿地系统工艺调整和水质提升提供科学依据。

关键词 人工湿地 尾水 微生物 水污染 溶解性有机物 中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)03-0097-09 DOI: 10.15890/j. cnki. jsjs. 2023. 03. 012

Analysis of Pollutant Removal Process and Microbial Community Structure in Tailwater Wetland System

XIA Shaofeng¹, XUE Jun^{1,*}, GAO Wenqiao¹, WANG Maomao¹, MA Ding², YUE Zhengbo²

(1. Hefei Municipal Design & Research Institute Co., Ltd., Hefei 230009, China;
2. School of Resource and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract With the increasing concern for water ecology protection and recycled water reuse, the requirements for effluent quality of tailwater from wastewater treatment plants (WWTPs) have been further improved. The use of constructed wetlands for deep treatment of tailwater has been widely promoted, and it is important to clarify the process and mechanism of pollutant removal in each unit of the hybrid constructed wetland to improve the effluent quality and healthy operation of the wetland. In this study, hybrid three-dimensional excitation-emission matrix fluorescence (EEM) analysis and high-throughput sequencing technology were used to monitor the degradation of major pollutants and microbial community structure of the tailwater in each unit of the hybrid constructed wetland. Results showed that the wetland system had good treatment effects on the major pollutants in the tailwater, with the removal rates of COD_{Cr} , TN, NO_3^- -N and TP being 93.5%, 87.1%, 85.4% and 100%, respectively. The degradation of pollutants in the hybrid constructed wetland system was mainly concentrated in the aeration aerobic pond, while the pretreatment pond was weak in pollutant degradation. The results showed that the DOM in artificial wetland was mainly belong to exogenous components, and the endogenous components gradually increased after entering the wetland, and the hybrid constructed system had significant degradation effect on humus-like components. The microbial community structure of water and surface sediment in the wetland was significantly different.

[「]收稿日期] 2021-11-15

[[]基金项目] 安徽省住房和城乡建设厅研究开发项目:湿地生态系统进水主要污染物解析及其去除过程研究(2020-YF39)

[[]作者简介] 夏绍凤(1980—),男,硕士,高级工程师,研究方向为市政给排水,E-mail;xshf1225@163.com。

[[]通信作者] 薛竣(1987—),男,硕士,工程师,研究方向为市政给排水及环境工程,E-mail:xuejun_v@yahoo.com.cn。

Pseudomonas, *Comamonas*, *Amycolatopsis* and *Massilia*, which have nitrogen and phosphorus transforming functions, being enriched in water. The RDA analysis showed that the nutrient fraction in the water column dominated the distribution of Proteobacteria, Firmicutes, Cyanobacteria and Actinobacteria. The results of this study provide scientific basis for process adjustment and water quality improvement of hybrid constructed wetland system.

Keywords constructed wetland tailwater microbes water pollution dissolved organic matter(DOM)

随着我国城市化和工业化的快速发展,水资源 紧张和水污染等问题日益突出。截至 2019 年,全国 已建成污水处理厂处理能力已超过 2×10⁸ m³/d,但 仍不能满足逐渐增长的污水处理需求[1]。目前大 部分污水处理厂采用 AO 或 AAO 等生化处理工艺, 由于厌氧段碳源的缺乏,污水厂尾水常存在污染物 去除不完全、出水硝态氮(NO3-N)超标的问题^[2]。 尾水排放不达标是造成受纳水体不断恶化的主要原 因之一,加速了天然水体的富营养化。另外,污水的 再生和回用日益成为污水处理发展的主流方向。尾 水作为一种可利用的资源,目前已被广泛应用于农 业和工业生产、城市绿化景观等方面。安呈泰等[3] 通过混合絮凝沉淀-臭氧活性炭-超滤-反渗透-消毒 工艺,将污水处理厂尾水中 COD_{cr} 质量浓度降低至 0.8~2 mg/L,处理后的尾水可直接用于园区企业印 染工艺。邱于益^[4]研究了尾水在城市内河水量补 充中的应用,结果发现尾水补充的沟渠汇水质和周 边生态环境得到显著改善,环境和经济效益优势突 出。李梦瑶等^[5]发现,在秸秆还田稻田中利用生活 污水尾水灌溉,不仅可消纳净化生活污水、替代部分 氮肥,还可增加水稻产量、降低单位产量稻田氨挥发 排放。尾水的综合利用对尾水的水质提出了更高的 要求,对污水处理厂尾水进行深度处理,具有重要的 理论和实际意义。

目前,污水处理厂尾水主要的深度处理技术主要分为物化处理、生化处理和膜分离技术等^[6-8]。 其中,人工湿地具有投资运行费用低、出水水质好、 维护难度小、耐冲击负荷等优点^[9-10],同时人工湿地 还兼具城市景观、生物保护和微气候调节的功能,已 广泛应用于尾水的深度处理。人工湿地通过构建人 工生态体系模拟天然湿地中污染物的去除机制,结 合人工调控手段以增强对污水的处理效果。湿地系 统中基质、水生动植物和微生物对污染物的吸收、转 化和降解是水体净化的主要机制^[11]。根据湿地的 结构,人工湿地通常分为表面流人工湿地结构类似于天然湿 地,污水从基质表面流过,水面至基质深度较浅 (<1 m)^[12]。表面流人工湿地在施工过程中不需要 建造构筑物,因而建设成本低,运行和维护较为简 单,与其他类型人工湿地相比具有明显的优势。然 而,表面流人工湿地处理效果易受温度变化影响,对 污染物的去除效率也低于潜流或其他类型湿地。因 此,在实际设计中通常将表面流人工湿地与垂直流 人工湿地或者氧化塘等工艺单元联用,以提高污染 物的去除效率。曹明利等^[9]研究发现,经水平潜流-表面流人工湿地-氧化塘耦合工艺处理的工业尾水 中 COD_{Cr}、氨氮和 TP 的平均去除率分别为 78.8%、 86.9%和 76.4%,出水水质达到地表V类水质标准。

组合型人工湿地系统中各单元在污染物去除过 程中的贡献具有显著差异。杨长明等^[10]研究发现, 在表面流-潜流人工湿地系统中,表面流湿地单元在 溶解性有机质(DOM)削减过程中占主导,而潜流人 工湿地对 COD_G和颗粒有机碳具有良好的去除效 果。因此,明确组合型人工湿地系统各单元的污染 物去除过程和机制对提高尾水处理效果、优化湿地 运行参数具有重要意义。本研究以某市经开区污水 厂组合表流人工湿地系统作为研究对象,对通过湿 地各单元尾水中主要污染物进行监测,结合三维荧 光-区域荧光积分析和高通量测序技术,以期对湿 地系统污染物去除效率进行评价并探讨潜在的去除 机理。

1 试验材料和方法

1.1 研究地点

本研究中组合人工湿地系统位于某市经济技术 开发区,总占地面积约为 670 亩(1 亩 ≈ 666.67 m²)。该湿地系统于 2020 年开始试运营,湿地进水 量约为 2.2 万 m³/d,平均水力停留时间为 8.5 d,湿 地主要进水为经开区污水处理厂尾水。如图 1 所 示,组合表流人工湿地系统由预处理塘、曝气好氧塘 和多级表流湿地单元串联组成。污水处理厂尾水经 管道直接输送至预处理塘,经过湿地系统各单元处 理后排入天然河道。预处理塘采用深塘设计,构建

— <u>98</u> —

厌氧环境以分解大分子有机物;曝气好氧塘中设置 曝气增氧机,底部设有沉底式生物膜系统以富集功 能微生物;多级表流湿地分为1~4级,种植多种水 生植物,以进一步削减各项污染物指标。在湿地各 单元中种植挺水、浮叶植物,如鸢尾、美人蕉、睡莲 等,多级表流湿地另栽种苦草、马来眼子菜等沉水 植物。



图 1 组合人工湿地系统示意图 Fig. 1 Schematic Diagram of Combined Constructed Wetland System

1.2 样品采集

2021 年 6 月在湿地系统取样 4 次(每周一次), 采样时水体平均温度达到 28.6 ℃。尾水和湿地各 功能单元分别设置采样点,其中尾水在湿地进水口 监测井直接取样,其他各湿地单元水样取样点设置 在该单元末端以监测对尾水的处理效果。采用直立 式水样采集器采集水面下 0.5 m 处水样,每个采样 点各取 3 次重复。湿地沉积物样品通过底泥采样器 取得。

所有水样采集后立即放入便携式保温箱中4℃ 保存,并于12h内运至实验室。将运回实验室的水 样分为3份:一份用0.45μm玻璃纤维滤膜过滤, 用于三维荧光光谱分析;另一份滴加浓硫酸调节水 体 pH 后4℃冷藏保存,用作 COD_{cr}、氮、总磷(TP) 等污染物分析;其余水样用0.22μm滤膜过滤,所 得滤膜用于水体微生物群落分析。

1.3 分析测试方法

溶解氧(DO)和 pH 采用便携式快速检测仪 (HQ30d, HACH, USA)现场测定。COD_{cr}、总氮 (TN)、NO₃⁻-N、TP 和硫酸盐(以 SO₄²⁻ 计)根据国家 标准方法进行测定^[13]。 利用三维荧光光谱仪(F-4600, Hitachi, 日本) 表征水体中 DOM 荧光组分, 激发光源为氙弧灯 (150 W), 扫描电压 700 V, 激发波长($E_{\rm m}$)、发射波 长($E_{\rm x}$)为 200~600 nm, 增量为 5 nm, 扫描速度为 2 400 nm/min。使用 Matlab 2018b 对三维荧光光谱 数据进行分析^[14]。

对过滤获得的微生物膜和取得的湿地沉积物样 品中的微生物进行分析,利用 Fast DNA Spin Kit (Biomedicals,美国)试剂盒提取 DNA。提取的 DNA 分别用 515F/806R 引物扩增 16S rRNA 的 V3~V4 区,使用 16S rRNA PCR 扩增产物在 Illumina MiSeq 平台上进行测序,测序服务由上海派森诺生物科技 有限公司提供。

2 结果与分析

2.1 湿地系统中水质变化特征

2.1.1 DO 和 pH 变化

DO 在表流湿地系统中变化规律如图 2(a) 所 示。DO质量浓度为 6.98~14.85 mg/L, DO 在湿地 系统中整体呈现上升趋势,其中在曝气好氧塘单元 中达到最大值,即(14.85±0.58)mg/L。曝气好氧塘 单元中曝气机长期运行,导致现场测定的水体 DO 出现了过饱和现象。水体中微生物和水生植物的呼 吸作用能够消耗水中的 DO,多种微生物在降解污 染物过程中需要氧气作为电子受体(例如:硝酸细 菌、亚硝酸细菌和聚磷菌),因此,水体中 DO 浓度直 接影响着湿地对有机物、氨氮和 TP 的去除效果。 在人工湿地系统中通常利用人工曝气、跌水和潮汐 进水等方式提高 DO^[15]。本研究中采样时间为夏季 晴朗的上午,湿地中水生植物生长茂盛,植物的光合 作用产生的氧气释放到水体中提高了 DO 浓度。另 外,湿地进水为污水厂尾水,CODc,和氨氮等高好氧 污染物浓度较低,减少了对 DO 的消耗。

水体 pH 在表流湿地系统中变化规律如图 2 (b)所示。pH 值为 7.79~8.42,pH 在湿地系统中逐渐升高,其中在四级表流湿地达到最大值。湿地中水体 pH 的升高可能与植物和藻类的光合作用有关。在光合作用强烈时,水中溶解的 CO₂ 迅速降低,打破了水中原有的 HCO₃/CO₃² 平衡,导致 HCO₃ 向 CO₃² 转化,提高了水体 pH^[16-17]。本研究中湿地各单元水生植物茂盛,尤其在多级表流湿地中,苦草和马来眼子菜等沉水植物的光合作用提高了水体 pH。

— 99 —





Fig. 2 Changes of DO and pH Value in Each Unit of Constructed Wetland

2.1.2 湿地中主要污染物的去除

人工湿地系统中氮的主要存在形态及变化规律 如图 3(a) 所示。尾水中 TN 和 NO₂-N 质量浓度分 别为(9.53±0.75)mg/L和(7.74±0.52)mg/L,尾水 中 NO₃-N 约占 TN 的 81.2%。尾水和湿地系统中均 未检测到氨氮和 NO5-N 存在。TN 和 NO5-N 经湿地 系统处理后,去除率分别达到87.1%和85.4%。在 AO、AAO 污水处理系统中,氮素经矿化、硝化作用 氧化为 NO₃-N 后,常由于有机碳过低无法满足反硝 化微生物的需求,导致反硝化过程停滞,NO3-N在 尾水中积累^[5]。由于湿地系统中没有外加碳源,尾 水中的 COD_c 难以被反硝化微生物所利用,同时预 处理塘中水生植物对 NO₅-N 的利用能力有限。在 预处理塘中 TN 和 NO₃-N 浓度并没有显著降低。曝 气好氧塘中降解了尾水中 54.0%的 TN 和 59.2%的 NO3-N。理论上高 DO 环境能够抑制反硝化微生物 的活性,不利于 NO₃-N 的去除。在本研究中曝气好 氧塘中设置了沉底式生物膜系统,增加了微生物对 NO₃-N的截留和利用能力。此外,在曝气好氧塘沉 积物中 Fe/S 氧化功能微生物的富集可能是 NO3-N 降解的重要原因之一,这些微生物能够利用 Fe²⁺或 S^{2-} 作为电子受体将硝酸盐还原为 N₂。

人工湿地系统中 TP 的变化规律如图 3(b)所示。尾水中 TP 质量浓度为(0.45±0.02) mg/L,经 湿地系统处理后 TP 在四级表流湿地末端已低于检 测限[<0.01 mg/L,《水质 总磷的测定 钼酸铵分光 光度法》(GB 11893—1989)],湿地系统对尾水 TP 综合去除率为 100%。一般来说,湿地系统中 TP 通 过植物吸收、基质材料吸附和聚磷菌等微生物利用 等途径去除。在本研究中约有 53.3%的 TP 在曝气 好氧塘中被去除。曝气好氧塘中通过设置曝气机提 高了水体 DO,有利于好氧的聚磷菌生长,同时沉底 式生物膜系统为微生物的生长提供了附着面,提高 了微生物的处理效率。通过微生物群落分析也发 现,在曝气好氧塘水体和沉积物以及沉底式生物膜 系统表面,假单胞菌(*Pseudomonas*)此类典型聚磷菌 丰度较高,尤其是生物膜系统中相对丰度显著高于 其他湿地单元^[17]。

人工湿地系统中 COD_{cr} 的变化规律如图 3(c)所 示。尾水中 COD_{cr} 质量浓度为(35.4±6.5) mg/L,经 湿地系统处理后 COD_{cr} 质量浓度低于 3.0 mg/L,湿 地系统对尾水 COD_{cr} 综合去除率约为 93.5%。与 TP 降解规律类似,COD_{cr} 也主要在曝气好氧塘单元 中被降解。研究表明,COD_{cr} 在湿地中主要通过植 物和微生物的利用以及吸附作用去除。水体中 DO 与 COD_{cr} 的去除密切相关,大气复氧、植物光合作 用以及人工曝气是提高湿地水体 DO 的主要来 源^[18]。在本研究中采样季节为夏季,湿地系统水生 植物茂盛,光合作用强烈为 COD_{cr} 的去除提供了充 足的氧气。同时,在曝气好氧塘中人工曝气工艺直 接将水体 DO 提高到(14.85±0.58) mg/L,加速了有 机质的氧化过程。 人工湿地系统中 SO₄²⁻ 的变化规律如图 3(d) 所示。尾水中 SO₄²⁻ 质量浓度为(982±71)mg/L,进 入湿地系统后 SO₄²⁻ 质量浓度逐渐升高至(1558± 166)mg/L,尤其在预处理塘和曝气好氧塘单元 SO₄²⁻ 浓度显著上升。尾水中的 SO₄²⁻ 可能来自于 污水处理过程中投加的混凝剂,同时湿地系统使 用过硫酸氢钾作为消毒剂可能导致 SO₄²⁻ 浓度进一 步提高。硫酸盐还原菌(SRB)将 SO₄²⁻ 还原为 S²⁻ 是湿地系统中硫酸盐的主要去除途径。虽然部分 SRB 能够在有氧条件下生长,但硫酸盐还原过程 需要严格的厌氧环境^[19]。本研究中整个湿地水体 DO 较高,不利于硫酸盐的微生物还原,在湿地系 统中 SO₄²⁻没有去除。虽然硫酸盐没有列入地表水 环境质量标准基本项目,但尾水中的 SO₄²⁻ 在下游 河道缺氧或厌氧区域易发生还原作用,造成水体 黑臭。而且人体摄入高 SO₄²⁻ 水体后易造成腹泻、 肠道紊乱等危害。因此,尾水中硫酸盐的去除值 得进一步关注。



图3 湿地各单元中主要污染物变化



2.2 DOM 特征及来源分析

利用三维荧光光谱结合平行因子分析技术,尾 水中 DOM 荧光组分在湿地系统中的演变过程进行 了研究,结果如图 4 所示。通过平行因子分析在尾 水中识别出 5 种荧光组分,分别是微生物活动相关 的类腐殖质(*E*,为 285~320 nm,*E*,为 375 nm)、类 色氨酸(E_x 为 230 nm, E_m 为 350 nm)、类富里酸(E_x 为 240~330 nm, E_m 为 430 nm)、微生物溶解性代谢 产物(E_x 为 280, E_m 为 320 nm)、陆源类腐殖质(E_x 为 270~380 nm, E_m 为 470 nm)^[17]。尾水中类富里 酸荧光峰强度和相对含量最高,其他类腐殖质和类 蛋白组分在尾水中荧光峰强度和相对含量较低。类



图 4 湿地各单元中 DOM 荧光组分和特征指数

Fig. 4 DOM Fluorescence Components and Characteristic Index in Each Unit of Constructed Wetland

腐殖质组分包括类富里酸和陆源类腐殖质在进入湿 地系统后表现出显著的下降趋势,这说明尾水对此 类性质稳定的类腐殖质组分有着良好的处理效果。 微生物活动相关的类腐殖质组分荧光强度在进入湿 地后略微升高,可能是微生物相关的 DOM 组分在 湿地中逐渐升高,该部分发生腐殖化造成的。类蛋 白组分,包括类色氨酸和微生物溶解性代谢产物荧 光强度,在湿地系统中变化并不显著,但在 DOM 荧 光组分中的相对比例逐渐上升。这主要是类腐殖质 组分的降解导致类蛋白组分相对比例升高。光谱指 数分析结果与区域荧光分析结果相同,如图 4(c)所 示,进入湿地后荧光指数(FI)从1.74逐渐升高,其 中四级表流湿地中 FI 达到 2.81,表明尾水中 DOM 为外源性输入,而进入湿地后逐渐转变为微生物的 内源性输入为主。自生源指标(BIX)表示 DOM 自 生源特征,当 BIX>0.8 时自生源明显^[20]。在本研 究中,BIX 均大于 0.8,表明 DOM 自生源特征显著。 腐殖化指数(HIX)表示 DOM 腐殖化程度, HIX 在湿 地中整体表现出下降趋势,该分析结果与区域荧光 积分结果相同,说明 DOM 腐殖化程度逐渐降低。 研究[21]表明,水生植物的根系吸附和水体微生物代 谢是类腐殖质成分降解的主要途径。本研究中湿地 系统内水生植物茂盛,水力停留时间长,同时通过沉 底式生物膜系统提高了微生物的丰度,对 DOM 中 难降解组分的分解起到了促进作用。

2.3 湿地微生物群落分析

尾水及湿地中微生物随着各单元污染物浓度及

生态因子发生显著变化,为了探究湿地各单元微生 物对污染物的降解过程,分别对各单元水体、沉积物 以及沉底式生物膜中微生物进行取样分析。α多样 性是指局部均匀生境下的物种在丰富度(richness)、 多样性(diversity)和均匀度(evenness)等方面的指 标。为了能较为全面地评估湿地系统微生物群落的 α多样性,本研究以 Chao1 指数表征丰富度,以 Shannon 指数表征多样性,以 Pielou 指数表征均匀 度,结果如表 1 所示。尾水中 Shannon 和 Pielou 指 数最低,Chao1 指数较低,这表明尾水中微生物的种 类少且分布集中。尾水中携带了污水处理厂生化处 理工艺中微生物,这些微生物经过长期驯化可能

表1 尾水和湿地中微生物 α 多样性指数

 Tab. 1
 Diversity Index α in Tailwater and Wetland

 Microbial Community

		2	
样品类型	Chao1 指数	Shannon 指数	Pielou 指数
尾水	1 833. 8	5.85	0. 559
预处理塘(水)	1 689.5	6.21	0.602
曝气好氧塘(水)	3 307.9	8.96	0. 781
一级湿地(水)	3 456.9	8.25	0. 729
预处理塘(沉积物)	2 815.9	9.72	0. 796
曝气好氧塘(沉积物)	3 344.6	10.56	0.911
一级湿地(沉积物)	3 507.2	10.60	0.910
二级湿地(沉积物)	3 545.7	10.39	0.888
三级湿地(沉积物)	3 372.1	10.64	0.917
四级湿地(沉积物)	3 365.5	10.76	0. 929
曝气好氧塘(生物膜)	4 279.7	10.77	0.864

会导致专性污染物降解菌丰度升高而整体多样性降低^[22]。对比不同类型样品中的微生物多样性发现, 在同一湿地单元中沉积物中微生物 α 多样性高于 水样,多级表流湿地中微生物 α 多样性差异不显 著。在曝气好氧塘的沉底式生物膜系统中微生物 Chao1 指数和 Shannon 指数较高, 而 Pielou 指数较 低,表明生物膜中微生物类型丰富,但物种分布较为 集中。

尾水和湿地中微生物物种组成热图如图 5(a) 所示,其中变形菌门(Proteobacteria)微生物在所有 样品中相对丰度为 46.2%~86.1%,占绝对优势。 研究^[17,23] 表明, Proteobacteria 中微生物 [例如 Nitrosospira、假单胞菌(Pseudomonas)等]在污水的 氮、磷生物转化过程中起到重要贡献。物种聚类结 果显示,湿地中水体和沉积物微生物物种组成具有 显著的差异性,沉底式生物膜系统中微生物组成与 预处理塘的水体微生物更为接近。尾水和湿地单元 中水体微生物主要为好氧或兼性厌氧菌,其中 Pseudomonas、丛毛单胞菌(Comamonas)、拟无枝酸 菌(Amycolatopsis)和马赛菌(Massilia)属微生物相对 丰度较高。此类微生物多具有硝化/反硝化和好氧 聚磷功能,在氮、磷转化过程中具有重要作 用^[17,24-25]。比较此类微生物在水体样品中的丰度 发现,在尾水和湿地前端此类微生物丰度较高,而后

逐渐降低,结合理化指标发现这可能是由于湿地前 端氮、磷等营养物质更为丰度。Cyanobium_PCC-6307 属于蓝藻门(Cyanobacteria)微生物,在曝气好 氧塘和一级湿地中相对丰度显著升高[26]。蓝藻是 一类光能自养微生物,在湿地曝气好氧塘和表流湿 地中高 DO 可能对 Cyanobium_PCC-6307 生长具有 促进作用。芽孢杆菌(Bacillus)在曝气好氧塘和尾 水中丰度较高,Bacillus 是一种发酵型细菌,能够将 复杂有机物降解为小分子有机酸或醇,该菌属在尾 水和曝气好氧塘中丰度较高,促进了复杂有机物在 湿地中的降解^[27]。在湿地沉积物中发现了硫杆菌 (*Thiobacillus*)、厌氧黏细菌(*Anaeromyxobacter*)、 Sideroxydans 和 Ferritrophicum 相对丰度较高。此类 微生物能够在厌氧条件下氧化 Fe²⁻、S²⁻和低价金属 并还原硝酸盐或硫酸盐,因此,此类微生物可能与湿 地中 NO₃-N 的去除密切相关^[28-30]。

利用 RDA 研究了湿地系统中微生物(包括4个 水体和6个沉积物样品)和理化因子之间的关系, 结果如图5(b)所示。水体理化因子共同解释了 78.43%的湿地微生物群落变化,环境 RDA第一和 第二主轴分别解释了51.55%和26.88%的群落变 异程度。水体 pH 和硫酸盐主导了沉积物中群落的 分布格局,氮、磷和 COD_{cr}则主导了水体微生物分 布。硫酸盐同多种优势类群如 Proteobacteria、厚璧



图 5 微生物(a)属水平物种组成(前 20)和(b)冗余分析(RDA) Fig. 5 (a) Microbial Community in Genus Level (Top 20), (b) RDA

菌门(Firmicutes)等分布呈显著负相关关系,硫酸盐 浓度过高对此类微生物的生长可能起到抑制作 用^[31]。Proteobacteria、Firmicutes、Cyanobacteria 和放 线菌门(Actinobacteria)与水体中营养组分 COD_{Cr} 、 TN、TP、 NO_3^- -N 呈显著的正相关关系。此类微生物 多为异养微生物,同时已报道的研究^[17,23]表明, Proteobacteria 和 Firmicutes 中微生物多具有有机质 降解和氮磷转化功能。

3 结论

本研究对污水处理厂尾水主要污染物在多级表 流湿地系统中的降解过程进行分析,并结合三维荧 光光谱-平行因子分析和分子生物技术对尾水湿地 中DOM荧光组分以及微生物群落分布进行探究。 结果表明:组合湿地系统对尾水中主要污染物具有 良好的处理效果,COD_{cr}、TN、NO₃-N、TP 去除率分别 约为93.5%、87.1%、85.4%和100%, SO²⁻在湿地系 统不能去除。湿地系统中污染物的降解主要集中在 曝气好氧塘单元,而预处理塘单元对污染物降解能 力较弱。考虑到尾水中有机质低、氨氮浓度低的特 点,后期可以对预处理塘进行好氧改造,以提高其处 理能力。平行因子分析结果表明水体 DOM 中主要 为外源性组分,其中类富里酸在所有荧光组分中总 比例最高,湿地系统对类腐殖质组分降解效果显著。 水体和沉积物的微生物群落结构具有显著的差异 性,曝气好氧塘中氮磷转化微生物的富集对污染物 的降解起到促进作用。RDA 分析显示水体中的营 养组分主导了 Proteobacteria、Firmicutes、Cyanobacteria 和 Actinobacteria 的分布。本研究结果对尾水 深度处理以及人工湿地的健康运行具有借鉴意义。

参考文献

- [1] SUN S, BAO C, FANG C L, et al. Freshwater use in China: Relations to economic development and natural water resources availability [J]. International Journal of Water Resources Development, 2020, 36(4): 738-756.
- WU R, XU L G, CHEN D. Study on biological purification effect on tail water from sewage treatment plant at small-scaled town, south Jiangsu[J]. Applied Mechanics & Materials, 2014, 641/642: 384-389. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM. 641-642.384.
- [3] 安呈泰,杜红梅,王诚,等. 污水处理厂尾水再生回用于印 染工艺用水的应用实践[J]. 给水排水,2021,47(3):85-91.

AN C T, DU H M, WANG C, et al. Application practice of wastewater treatment plant tail water recycling for printing and dyeing process water [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47 (3):85-91.

- [4] 邱于益. 石狮市污水处理厂尾水回用于补充内沟河的实践
 [J]. 中国给水排水, 2017, 33(8):104-107.
 QIU Y Y. Reuse of effluent of wastewater treatment plant to replenish the urban river in Shishi City [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(8):104-107.
- [5] 李梦瑶, 王旭刚, 徐晓峰, 等. 生活污水尾水灌溉对秸秆还 田稻田氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39
 (7):1623-1632.
 LIMY, WANGXG, XUXF, et al. Effects of treated domestic

LI M I, WANG X G, XU X F, et al. Effects of treated domestic sewage irrigation on ammonia volatilization in straw-returning paddy fields [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(7):1623-1632.

- [6] CHUANG Y H, SZCZUKA A, SHABANI F, et al. Pilot-scale comparison of microfiltration/reverse osmosis and ozone/ biological activated carbon with UV/hydrogen peroxide or UV/ free chlorine AOP treatment for controlling disinfection byproducts during wastewater reuse[J]. Water Research, 2019, 152: 215-225. DOI: 10.1016/j. watres. 2018. 12. 062.
- [7] 何翔. 深度处理技术用于北京某污水处理厂升级改造[J].
 中国给水排水, 2018, 34(8): 80-84.
 HE X. Application of advanced treatment technology in the upgrading project of an existing wastewater treatment plant in Beijing[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(8): 80-84.
- [8] MALEKIAN F, FARHADIAN M, SOHRABI M, et al. Application of nanofiltration as a tertiary treatment in a polyester production industry for wastewater reuse [J]. Desalination & Water Treatment, 2016, 57(16): 7175-7181.
- [9] 曹明利,崔康平,许为义,等.人工快渗/复合人工湿地工艺 处理园区污水厂尾水 [J].中国给水排水,2012,28(19): 12-14.
 CAO M L, CUI K P, XU W Y, et al. Constructed rapid infiltration/hybrid constructed wetland for advanced treatment of tail water from chemical wastewater treatment plant[J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(19):12-14.
 [10] 杨长明,马锐,山城幸,等. 组合人工湿地对城镇污水处理
 - [7] 「「尾水中有机物的去除特征研究[J]. 环境科学学报, 2010, 30 (9):1804-1810. YANG C M, MA R, SHAN C X, et al. A pilot-scale study on removal characteristics of organic substances in municipal sewage plant effluent by a hybrid constructed wetland[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30 (9):1804-1810.
- [11] SAEED T, SUN G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 112:

— 104 —

429-448. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011.

[12] 董文国. 人工湿地运行参数优化及净化机理研究[D]. 济南:山东师范大学, 2014.

DONG W G. Study on operational parameters optimization and removal mechanism in constructed wetland [D]. Jinan: Shandong Normal University, 2014.

[13] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和 废水监测分析方法 [M].4版.北京:中国环境科学出版社, 2002.

Editorial Committee of Monitoring and Analysis Methods for Water and Wastewater, State Environmental Protection Administration. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater [M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.

- [14] ZEPP R G, SHELDON W M, MORAN M A. Dissolved organic fluorophores in southeastern US coastal waters: Correction method for eliminating rayleigh and raman scattering peaks in excitation-emission matrices [J]. Marine Chemistry, 2004, 89 (1/2/3/4): 15-36. DOI: 10.1016/j.marchem. 2004. 02.006.
- [15] HEADLEY T, NIVALA J, KASSA K, et al. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: Effects of design and plants [J]. Ecological Engineering, 2013, 61(8): 564–574.
- [16] 袁元,钟鸿雁.水生植物对水体 pH 值影响的原因探究 [J]. 江西化工,2008(2):67-69.
 YUAN Y, ZHONG H Y. Study on the Influence of aquatic plants on water pH value[J]. Jiangxi Chemical Industry, 2008(2):67-69.
- [17] XIE E, DING A, ZHENG L, et al. Screening and characterising a denitrifying phosphorus – Accumulating bacterium isolated from a circular plug-flow reactor [J]. Environmental Technology, 2016, 37(22): 2823-2829.
- [18] 丁仁伟.曝气强化人工湿地深度处理污水厂尾水试验研究
 [D].扬州:扬州大学, 2021.
 DING R W. Experimental study on advanced treatment of sewage plant tail water by aerated enhanced constructed wetland [D].
 Yangzhou: Yangzhou University, 2021.
- [19] 徐亦寒. 微生物还原分解硫酸盐矿物和铁氧化物:矿物溶解 性的制约 [D]. 合肥:合肥工业大学, 2017.
 XUYH. Microbial reduction decomposition of sulfate minerals and iron oxides: Constraints on mineral solubility [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2017.
- [20] 靳百川,蒋梦云,白文荣,等. 三维荧光光谱-平行因子法解析再生水补给人工湿地 DOM 的光谱特征 [J]. 光谱学与光谱分析, 2021, 41 (4): 1240-1245.
 JIN B C, JIANG M Y, BAI W R, et al. Fluorescence spectra characteristics of reclaimed water to replenish constructed wetlands using EEM-PARAFAC[J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2021, 41 (4): 1240-1245.
- [21] WEI L L, ZHAO Q L, XUE S, et al. Behavior and

characteristics of DOM during a laboratory-scale horizontal subsurface flow wetland treatment: Effect of DOM derived from leaves and roots [J]. Ecological Engineering, 2009, 35(10): 1405-1414.

- [22] XIA Y, WEN X H, ZHANG B, et al. Diversity and assembly patterns of activated sludge microbial communities: A review [J]. Biotechnology Advances, 2018, 36(4): 1038-1047.
- [23] MALINOWSKI M, ALAWI M, KROHN I, et al. Deep amoA amplicon sequencing reveals community partitioning within ammonia-oxidizing bacteria in the environmentally dynamic estuary of the River Elbe [J]. Scientific Reports, 2020, 10: 17165. DOI: s41598-020-74163-0.
- [24] ZHENG B X, BI Q F, HAO X L, et al. Massilia phosphatilytica sp. nov. a phosphate solubilizing bacteria isolated from a longterm fertilized soil [J]. Systematic and Evolutionary Microbiology, 2017, 67(6): 2514-2519.
- [25] NARAYANN K D, PANDEY S K, DAS S K. Characterization of Comamonas thiooxidans sp. nov. and comparison of thiosulfate oxidation with Comamonas testosteroni and Comamonas composti [J]. Current Microbiology, 2010, 61 (4):248-253.
- [26] MING H X, FAN J F, LIU J W, et al. Full-length 16S rRNA gene sequencing reveals spatiotemporal dynamics of bacterial community in a heavily polluted estuary, China [J]. Environmental Pollution, 2021, 275 (2): 116567. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116567.
- [27] PANDIAN R K, DEEPAK V, KALISHWARALAL K, et al. Optimization and fed-batch production of PHB utilizing dairy waste and sea water as nutrient sources by *Bacillus megaterium* SRKP-3[J]. Bioresource Technology, 2010, 101 (2): 705-711. DOI: 10.1016/j.biortech. 2009. 08. 040.
- [28] NEMATI M, HARRISON S, HANSFORD G S, et al. Biological oxidation of ferrous sulphate by *Thiobacillus ferrooxidans*: A review on the kinetic aspects [J]. Biochemical Engineering Journal, 1998, 1 (3): 171–190.
- [29] SANFORD R A, COLE J R, TIEDJE J M. Characterization and description of Anaeromyxobacter dehalogenans gen. nov. sp. nov. an aryl-halorespiring facultative anaerobic myxobacterium [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2019, 68 (2): 893-900.
- [30] 陆娜娜. 复合硫基质自养反硝化协同除磷试验研究 [D]. 徐州:中国矿业大学, 2020.
 LUNN. Study on synergistic phosphorus removal by autotrophic denitrification of complex sulfur base [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2020.
- [31] 张金玉. 硫酸盐还原途径抑制剂对富集培养中微生物群落结构的影响[D]. 济南:山东大学,2021.
 ZHANG J Y. Effects of sulfate reduction pathway inhibitors on microbial community structure in enrichment culture[D]. Jinan: Shandong University, 2021.