

污水处理与回用

蒋志国, 张圣昊, 金晶, 等. 沉水植物改善污水厂尾水表流人工湿地水质的应用试验[J]. 净水技术, 2025, 44(3): 76-85.

JIANG Z G, ZHANG S H, JIN J, et al. Applied experiment of submerged plants for tail water quality improvement of surface flow constructed wetland in WWTP[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(3): 76-85.

沉水植物改善污水厂尾水表流人工湿地水质的应用试验

蒋志国^{1,2}, 张圣昊³, 金晶¹, 吴练秋¹, 张冰⁴, 周帅峰⁴, 时文歆^{4,*}

(1. 池州市水环境投资建设有限公司, 安徽池州 247099; 2. 深圳市环水投资集团有限公司, 广东深圳 518000; 3. 中国能源建设集团浙江省电力设计院有限公司, 浙江杭州 310012; 4. 重庆大学环境与生态学院, 重庆 400045)

摘要 【目的】某市采用潜流人工湿地-表流人工湿地处理污水厂尾水, 虽然污水处理效果得到了进一步的提高, 但总氮(TN)、悬浮物和透明度等指标仍有待改善。【方法】为探索改善污水厂尾水表流人工湿地水质的有效途径, 构建了以矮生苦草为主, 辅以少量金鱼藻和轮叶黑藻等沉水植物组成的生态系统, 在表流人工湿地中围隔出面积约为 300 m² 的区域进行了为期 60 d 的应用试验。【结果】结果显示: 试验区水质得到明显的改善, 试验结束时, 水体的平均浑浊度为 4.32 NTU, 比非试验区降低了 95.4%, 水体由浑浊转变为清澈, 透明度达到 1 m 以上; 化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)、氨氮、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、亚硝酸盐氮(NO₂⁻-N)、总磷(TP)和叶绿素 a 的平均质量浓度分别为 18.09、1.59、0.06、1.07、0.01、0.06 mg/L 和 15 μg/L, 分别比非试验区降低了 59.1%、85.6%、59.9%、89.6%、87.5%、85.5% 和 87.0%; 水生植被覆盖率大幅度提高, 逐渐形成草型生态系统。【结论】沉水植物的恢复与重建是改善尾水表流人工湿地水质的关键, 恢复并建立相对完善的水生态系统, 是解决尾水表流人工湿地水体富营养化的根本途径。

关键词 沉水植物 污水厂尾水 人工湿地 富营养化 水质提升

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)03-0076-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.03.010

Applied Experiment of Submerged Plants for Tail Water Quality Improvement of Surface Flow Constructed Wetland in WWTP

JIANG Zhiguo^{1,2}, ZHANG Shenghao³, JIN Jing¹, WU Lianqiu¹, ZHANG Bing⁴, ZHOU Shuaifeng⁴, SHI Wenxin^{4,*}

(1. Chizhou Water Environment Investment and Construction Co., Ltd., Chizhou 247099, China;

2. Shenzhen Water Investment Co., Ltd., Shenzhen 518000, China;

3. China Energy Engineering Group Zhejiang Electric Power Design Institute Co., Ltd., Hangzhou 310012, China;

4. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract [Objective] A certain city has adopted subsurface flow constructed wetland-surface flow constructed wetland to treat the tail water of a wastewater treatment plant (WWTP). Although the wastewater treatment effect has been further improved, indices such as total nitrogen (TN), suspended solids, and transparency still need to be improved. [Methods] In order to explore effective ways to improve the water quality of surface flow constructed wetlands for WWTPs, an ecosystem consisting mainly of *Vallisneria natans* and supplemented by a small amount of submerged plants such as *Ceratophyllum demersum* and *Hydrilla verticillata* was constructed. A 60 days application experiment was conducted in an area of approximately 300 m² enclosed in the surface flow constructed wetland.

[收稿日期] 2024-12-03

[基金项目] 国家自然科学基金(52270025)

[作者简介] 蒋志国(1988—), 男, 工程师, 主要从事水处理技术研究工作, E-mail: 903820162@qq.com。

[通信作者] 时文歆(1970—), 男, 教授, 研究方向为污水生态处理及其资源化技术, 饮用水安全保障技术, 膜分离技术等, E-mail: shiwenxin@cqu.edu.cn。

[**Results**] The result showed that the water quality in experimental area was significantly improved. At the end of the experiment, the average turbidity of water was 4.32 NTU, which was 95.4% lower than that in non experimental area. The water changed from turbid to clear, with a transparency of over 1 m. The average mass concentrations of chemical oxygen demand (COD_{Cr}), TN, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen (NO₃⁻-N), nitrite nitrogen (NO₂⁻-N), total phosphorus (TP), and chlorophyll a were 18.09 mg/L, 1.59 mg/L, 0.06 mg/L, 1.07 mg/L, 0.01 mg/L, 0.06 mg/L, and 15 μg/L, respectively, decreased by 59.1%, 85.6%, 59.9%, 89.6%, 87.5%, 85.5%, and 87.0% compared to non experimental area, respectively. The coverage of aquatic vegetation had significantly increased, gradually forming a grassy ecosystem. [**Conclusion**] The restoration and reconstruction of submerged plants is the key to improve the water quality of tail water surface flow constructed wetlands. Restoring and establishing a relatively complete water ecosystem is the fundamental way to solve the eutrophication of tail water surface flow constructed wetlands.

Keywords submerged plant tail water of WWTP constructed wetland eutrophication water quality improvement

城镇污水处理厂在去除水中污染物、提高水资源利用率、改善水环境等方面起着十分重要的作用。然而,大部分城镇污水处理厂的出水水质标准普遍不高,即使达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 标准,其尾水仍含有一定浓度的氮、磷及有机污染物等,直接排放到河流或者湖泊后仍会对下游水体产生较大的污染,加重受纳水体的富营养化程度^[1-2]。在水生态修复工程中,恢复水生植物尤其是沉水植物被广泛认为是治理水体富营养化的有效途径^[3]。沉水植物发达的茎叶可以吸附截留污水中的悬浮物,还可通过根、茎、叶吸收水体中的氮、磷等物质,并富集污水中的重金属,从而控制水体中的营养盐浓度。此外,沉水植物还可通过竞争氮、磷、无机碳的吸收和分泌化感物质等方式限制藻类的生长,可预防藻类大规模暴发,有利于防治水体富营养化^[4]。

该污水厂尾水生态处理工程主要通过潜流人工湿地和表流人工湿地串联的水质净化措施,进一步对其污水处理厂达到一级 A 排放标准的尾水进行处理,使湿地的设计出水水质目标达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV 类水体水质要求,处理后的尾水作为下游水系的补水水源。然而,在实际运行中发现表流人工湿地出水总氮(TN)的平均质量浓度大于 6 mg/L。研究^[5-6]表明,处于此范围内的氮负荷对受纳水体具有潜在风险。该表流人工湿地区域由于营养物来源丰富、底泥淤积、水生植物种类及数量较少等原因,导致浮游生物大量生长,藻类悬浮,富营养化严重、水体透明度低、观感较差、湿地功能退化、水体自净能力较低,亟须进一步提升水体水质与景观质量,实现黑臭水体的长治久清。因此,本文通过在尾水表流人工湿地现场围隔出一

定面积的区域开展试验,重点考察沉水植物对水体中有机物和氮磷等污染物的去除效果,研究其对表流人工湿地水体水质的改善效果,以期为尾水表流人工湿地水质提升工程中沉水植物种类的选择和水体生态系统的重构提供理论和技术支撑。

1 材料与方 法

1.1 污水厂尾水表流人工湿地工程概况

表流人工湿地由原有废弃水产养殖场建设而成,位于安徽省池州市,地处南方。占地面积约为 15.3 hm² (1 hm² = 10 000 m²),其中水域面积约为 7 hm²,设计处理规模为 80 000 m³/d,目前已运行 5 年多。通过水系植被修复、生态建设和加强管理等措施,处理污水厂尾水,并营造尾水湿地景观效果,系统运行稳定后,作为下游河道的补水水源。

1.2 试验设计

参考前人的研究成果^[7],首先选择矮生苦草、金鱼藻、轮叶黑藻 3 种沉水植物进行烧杯小试对比选。试验在 4 组盛有尾水表流人工湿地水样的 2 000 mL 烧杯中进行,种植密度为 500 株/m²,在 3 个试验组烧杯中分别加入矮生苦草、金鱼藻和轮叶黑藻,对照组烧杯中不加任何沉水植物。小试试验在室内进行,历时 13 d,定期检测各组水样中的污染物浓度。

围隔试验依托表流人工湿地地形条件,以装土的编织袋作为围挡,围隔出面积约 300 m² 的试验水域(图 1),试验区水深为 20~70 cm,底泥厚度为 10~80 cm,试验水域相对封闭,试验区 and 对照区水力停留时间均为 3 d。围隔施工完成后,利用水泵排空试验区域内的水,并清理杂草及野生鱼类,然后投撒生石灰并暴晒 7 d,杀灭底泥中的有害细菌及藻类,之后缓慢蓄水。根据前期植物筛选的小试试

验结果,选择矮生苦草作为主要的沉水植物种植。考虑到湿地的景观效果以及增加植物物种多样性的需求,在深水区搭配种植少量的金鱼藻和轮叶黑藻,沉水植物的种植密度约为 $100 \text{ 株}/\text{m}^2$ 。植物种植完成后,缓慢蓄水至漫过岸边位置较高处的水草,保证大部分水草叶片均能够接收到阳光进行光合作用生长。保持试验区水深 $30 \sim 50 \text{ cm}$ 在 $20 \sim 30 \text{ d}$,待沉水植物大量生根发叶后,逐渐恢复至湿地正常水位。

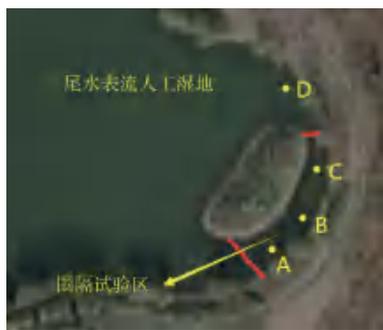


图1 表流人工湿地围隔试验区位置

Fig. 1 Location of Enclosed Test Area of Surface Flow Constructed Wetland

1.3 采样、水质检测与数据处理

在围隔试验水域沿程设前、中、后共3处采样点,编号分别为A、B、C,在试验区外设一处采样点作为对照,编号为D(图1)。沉水植物种植后,前期每隔 $3 \sim 5 \text{ d}$ 、后期每隔 $5 \sim 9 \text{ d}$ 采集一次水样。检测水体的水温、溶解氧(DO)、pH、浑浊度、化学需氧量(COD_{Cr})、TN、氨氮、硝酸盐氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2\text{-N}$)、总磷(TP)等指标。

水温和DO采用希玛AR8406便携式溶解氧仪测定;浑浊度采用哈希HACH2100AN台式浊度计测定;pH采用梅特勒-托利S220 pH酸度计测定; COD_{Cr} 、TN、氨氮、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TP等指标的测定参考《水和废水监测分析方法》(第四版)^[8];叶绿素a的测定参考《水质叶绿素a的测定 分光光度法》(HJ 897—2017)^[9]。水质各项指标的数据取3次重复检测的平均值,采用最小显著性差异法(LSD)比较检验结果的显著性($p < 0.05$)。综合营养状态指数(TLI)根据《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》(总站生字[2001]090号)进行计算^[10]。采用Excel 2021和SPSS26.0软件进行数据统计和分析,图形绘制采用Origin 2019软件。

2 结果与讨论

2.1 小试试验植物比选

小试试验结果表明,放入矮生苦草和金鱼藻的试验组对水样中 COD_{Cr} 的去除率分别为69.2%和57.7%,对TN的去除率分别为65.6%和53.7%,对氨氮的去除率分别为97.6%和90.5%,对TP的去除率分别为63.6%和42.2%;而加入的轮叶黑藻在试验期间长势不佳且出现叶片脱落腐烂现象,其腐解后反而恶化了水质。矮生苦草和金鱼藻均能够有效降低富营养化水样中的有机物和氮磷浓度,但矮生苦草对污染物的去除效果更佳,景观效果更优,因此选择矮生苦草作为主要的沉水植物种植。同时为避免水体藻类暴发影响透明度,进而影响矮生苦草生长,辅以少量轮叶黑藻和金鱼藻。相较于矮生苦草,轮叶黑藻和金鱼藻为不定根,主要靠植物叶片吸收水体氮、磷等物质,对水体内的污染物质吸收更快,在前期可快速降低水体污染物。

2.2 水温、DO和pH的变化

试验期间尾水表流人工湿地试验现场水温、DO和pH的变化分别如图2、图3和图4所示。水温主要受气温的影响,由图2可知,试验期间,水温最高温度为 $28.1 \text{ }^\circ\text{C}$,最低温度为 $17.1 \text{ }^\circ\text{C}$,平均温度为 $20.6 \text{ }^\circ\text{C}$,整体处于沉水植物生长的适宜温度($15 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$)^[11-12]。水温对水生植物季节性生长的影响较为显著,决定植物的萌发和休眠。温度会影响水生植物的代谢,不同温度下水生植物的光合速率会有明显差异^[13]。同时,水温变化会影响水生植物的化感作用,在高温或低温胁迫下,化感物质的抑制效应都会增强。此外,水温也会影响底泥微生物的活性,导致上覆水中污染物浓度发生改变。

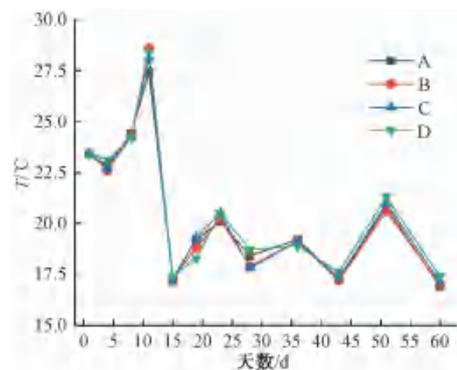


图2 试验期间水体温度变化

Fig. 2 Change of Water Temperature during Experiment

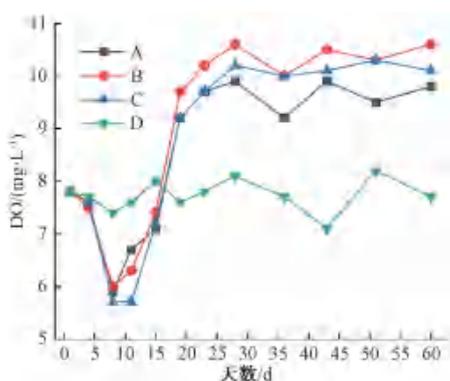


图3 试验期间水体 DO 浓度变化

Fig. 3 Change of DO Concentration during Experiment

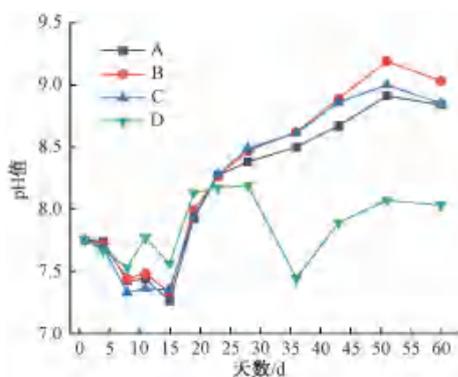


图4 试验期间水体 pH 变化

Fig. 4 Change of pH Value of Water during Experiment

DO 是评价水体水质的重要理化指标,其变化主要受光合作用、呼吸作用、扩散作用的作用速率和温度、光照、风力、营养物、浮游植物丰度等众多因素的影响。水体中的 DO 主要来自大气复氧、沉水植物和浮游植物的光合作用等过程^[14-15]。

由图 3 可知,试验期间,试验区水体的 DO 浓度在试验前期(种植植物 1~8 d)呈现下降的趋势,第 8 d 后逐渐升高,最后趋于稳定。试验前期 DO 的降低是由于沉水植物栽种后处于对湿地环境的适应期,自身的光合作用较弱,而植物和水中微生物的呼吸作用会消耗水中大量的 O₂,造成水体中 DO 浓度降低。随着沉水植物对湿地环境的适应,其光合作用强度逐渐增加,从而引起水中的 DO 浓度逐渐升高,并达到稳定水平。至试验结束时,试验区水体 DO 的平均质量浓度达到 10.2 mg/L,相比试验初始值 7.8 mg/L 增加了 30.8%,且比试验区外的对照区水体的 DO 浓度升高了 32.5%。结果显示,沉水植物可以较好地改善尾水表流人工湿地的水环境状

况,提高水体中的 DO 浓度;而试验区外对照区水体中的 DO 浓度变化不大,总体比较稳定,平均质量浓度为 7.7 mg/L。

pH 是影响水体水质的重要理化指标之一,它既可以影响微生物的生命活动,改变其群落结构和相对丰度,从而影响水中氮磷的转移,还可以影响植物对污染物的去除效果。矮生苦草的适宜 pH 值为 6~9,过高或过低的 pH 均会使 COD_{Cr}、TN、TP 的去除率降低^[16-17]。

由图 4 可知,试验前期,新栽种的沉水植物处于对湿地环境的适应期,自身的光合作用较弱,吸收的 CO₂ 较少,而植物和微生物通过呼吸作用向水中释放大量的 CO₂,导致水体的 pH 降低。随着沉水植物对湿地环境的适应,其光合作用强度逐渐增加,CO₂ 消耗增多,使水体的 pH 逐渐升高。至试验结束时,试验区水体 pH 值的平均值达到 8.91;而对照区水体的 pH 值变化不大,平均值为 7.85。

2.3 浑浊度的变化

浑浊度是反映水体物理性状的指标,主要与水中悬浮物质和胶体的含量有关,是衡量水质良好程度的重要指标之一。沉水植物在降低水体浑浊度上主要是依靠植物叶片对悬浮物的吸附拦截以及悬浮物自身的沉降^[18-19]。浑浊度的降低也为沉水植物的生长提供了良好的环境条件,沉水植物在代谢过程中吸收氮、磷等营养盐,并与藻类竞争营养物和光照,抑制其生长繁殖,从而有利于降低浑浊度,提高水体透明度^[20-21]。此外,试验区水体的 pH 较高,在碱性环境下,水中原有的铁离子、铝离子等金属离子会生成相应的氢氧化物,起到絮凝沉淀的作用,从而帮助降低浑浊度,提高水体透明度^[22-23]。

试验期间,水体浑浊度的变化如图 5 所示。由图 5 可知,沉水植物栽种后 3 d 内,试验区水体的浑浊度迅速下降,下降幅度达到 80% 以上,之后缓慢下降至较低的水平。水体也由浑浊状态逐渐变为清澈状态,透明度达到 1 m 以上。至试验结束时,试验区水体的平均浑浊度下降至 4.32 NTU,比试验初始值 96.6 NTU 减少了 95.5%,且比对照区水体浑浊度降低了 95.4%,此时试验区水体已清澈见底;而对照区水体一直比较浑浊,浑浊度较高且波动较大,平均值为 97.1 NTU,显著高于试验区水体浑浊度 ($p < 0.05$),水体透明度不足 30 cm。

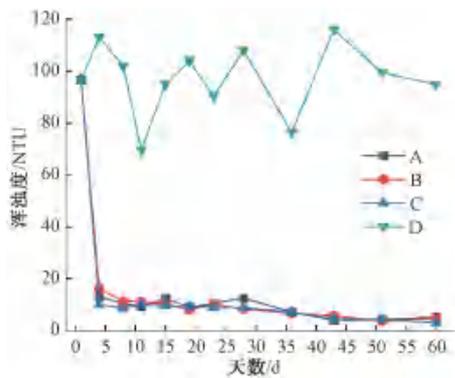


图5 试验期间水体浑浊度变化

Fig. 5 Change of Water Turbidity during Experiment

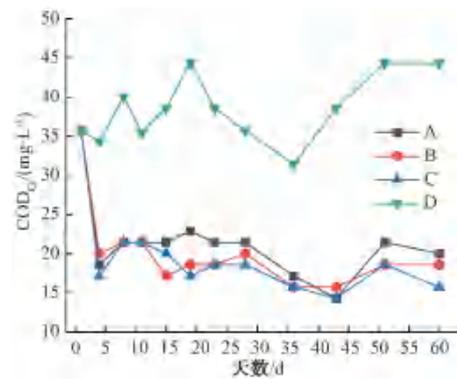
2.4 COD_{Cr} 的去除效果

COD_{Cr} 的去除主要依靠水中的微生物来完成,去除过程受到水温、DO、微生物的种类及数量等因素的影响^[24]。本试验中,沉水植物全部生长在水面以下,充分接触水中的污染物质,为微生物的生长繁殖提供了大面积的附着场所,从而形成了大量的生物膜,这些微生物以有机质为碳源进行生长代谢,能够有效降低水体中 COD_{Cr} 的浓度。

试验期间,水体 COD_{Cr} 浓度的变化如图 6 所示。由图 6 可知,沉水植物栽种后 3 d 内,试验区水体的 COD_{Cr} 浓度迅速下降,之后随着微生物代谢活动的稳定,COD_{Cr} 浓度也逐渐趋于稳定,并保持在较低水平。至试验结束时,试验区水体 COD_{Cr} 的平均质量浓度下降至 18.09 mg/L,与试验初始值 35.71 mg/L 相比,去除率为 49.3%,且比对照区水体的 COD_{Cr} 浓度降低了 59.1%。此时,试验区水体的 COD_{Cr} 浓度已经达到了《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) III 类水标准;而对照区水体的 COD_{Cr} 浓度一直处于较高水平,且波动较大,质量浓度为 31.43~50.00 mg/L,显著高于试验区水体的 COD_{Cr} 浓度 ($p < 0.05$)。

2.5 TN 的去除效果

污水中 TN 的去除途径包括微生物的氨化作用、硝化和反硝化作用、氨氮挥发作用、植物和微生物的代谢吸收等多种作用^[25]。沉水植物表面富集了大量的生物膜,包含有氨化细菌、硝化细菌和反硝化细菌等多种微生物,它们能够深度参与水体中氮素的转移过程。植物叶片和根系也可以充分吸收水中的氮素物质,作为自身生长代谢的营养物质,从而降低水体中 TN 的浓度^[26]。

图6 试验期间水体 COD_{Cr} 浓度变化Fig. 6 Change of COD_{Cr} Concentration of Water during Experiment

试验期间,水体 TN 浓度的变化如图 7 所示。由图 7 可知,沉水植物栽种后,试验区水体中的 TN 浓度开始下降。随着试验的进行,植物和微生物的代谢趋于饱和,水体中的 TN 浓度也趋于稳定。至试验结束时,试验区水体 TN 的平均质量浓度为 1.59 mg/L,与试验初始值 9.61 mg/L 相比,去除率为 83.5%,且比对照区水体中的 TN 浓度降低了 85.6%。此时,试验区水体中的 TN 浓度已经非常接近《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV 类水标准;而对照区水体中的 TN 浓度一直处于较高水平,平均质量浓度大于 10 mg/L,显著高于试验区水体中的 TN 浓度 ($p < 0.05$)。

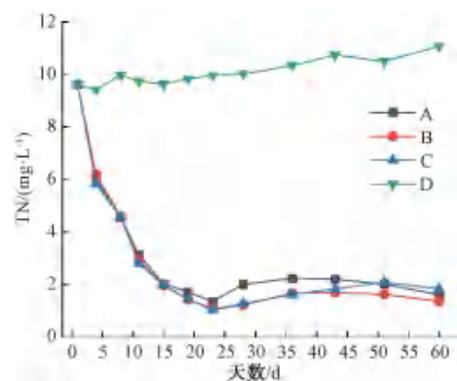


图7 试验期间水体 TN 浓度变化

Fig. 7 Change of TN Concentration of Water during Experiment

2.6 氨氮的去除效果

污水中氨氮的去除主要通过微生物的硝化作用、植物的代谢吸收以及氨氮的挥发作用等途径完成的。试验期间,水体氨氮浓度的变化如图 8 所示。由图 8 可知,试验区水体中氨氮浓度在试验前期波

动较大。主要原因是部分沉水植物栽种后,其叶片枯萎死亡,在叶片被微生物降解的过程中向水中释放含氮污染物^[27],导致水体中的氨氮浓度升高^[28]。20 d后试验区与对照区氨氮浓度发生波动,这可能与气温回升有关,温度升高促进藻类等浮游生物繁殖,其代谢物或残体分解后引起氨氮浓度增加。随着植物长出新叶以及微生物代谢活动的稳定,氨氮消耗增多,水体中的氨氮浓度逐渐下降至较低水平。至试验结束时,试验区水体中氨氮的平均质量浓度下降至0.06 mg/L,与试验初始值0.17 mg/L相比,去除率为64.7%,且比对照区水体中的氨氮浓度降低了59.9%。此时,试验区水体中的氨氮浓度已经达到了《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) I类水标准(≤ 0.15 mg/L);而对照区水体中的氨氮质量浓度为0.10~0.71 mg/L。

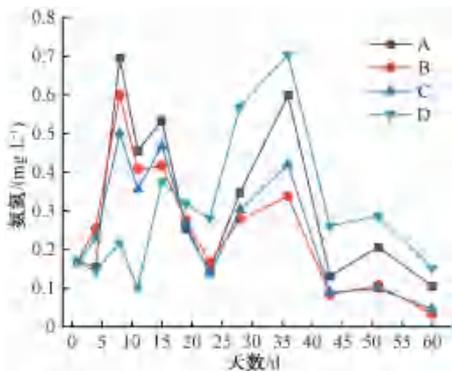


图8 试验期间水体氨氮浓度变化

Fig. 8 Change of Ammonia Nitrogen Concentration of Water during Experiment

2.7 NO₃⁻-N 的去除效果

NO₃⁻-N 是氮元素在天然水体中的主要存在形式之一,也是控制氮污染的重要指标。湿地水体中 NO₃⁻-N 的去除主要通过微生物的反硝化作用和植物的代谢吸收等途径完成的^[29-30]。

试验期间,水体 NO₃⁻-N 浓度的变化如图 9 所示。NO₃⁻-N 浓度的曲线与 TN 浓度的曲线类似,且 NO₃⁻-N 占 TN 浓度的 80% 以上。因此,NO₃⁻-N 的去除是尾水表流人工湿地水体中 TN 去除的主要部分。由图 9 可知,沉水植物栽种后,试验区水体中的 NO₃⁻-N 浓度开始下降。随着试验的进行,植物和微生物的代谢趋于饱和,水体中的 NO₃⁻-N 浓度也逐渐趋于稳定。至试验结束时,试验区水体 NO₃⁻-N 的平均质量浓度为 1.07 mg/L,与试验初始值 9.33 mg/L

相比,去除率为 88.5%,且比对照区水体中的 NO₃⁻-N 浓度降低了 89.6%;而对照区水体中的 NO₃⁻-N 质量浓度一直处于较高水平,平均质量浓度大于 9 mg/L,显著高于试验区水体中的 NO₃⁻-N 浓度($p < 0.05$)。

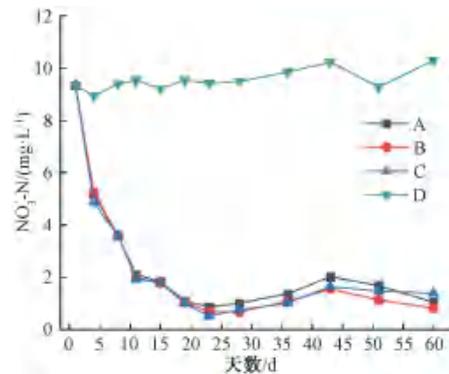


图9 试验期间水体 NO₃⁻-N 浓度变化

Fig. 9 Change of NO₃⁻-N Concentration of Water during Experiment

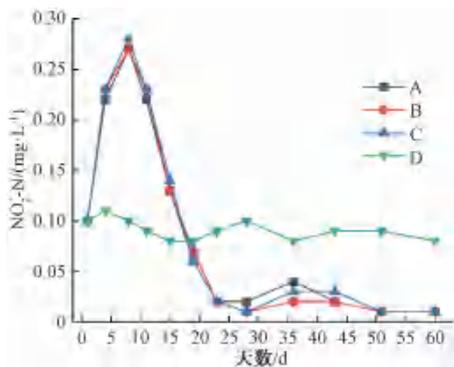
2.8 NO₂⁻-N 的去除效果

NO₂⁻-N 作为微生物硝化、反硝化反应的中间产物,其浓度能够反映硝化、反硝化作用的完成程度,人工湿地系统脱氮顺利时,水体中积累的 NO₂⁻-N 较少^[31]。此外,水生植物也能够吸收 NO₂⁻-N 作为自身生长的营养物质^[32]。

试验期间,水体 NO₂⁻-N 浓度的变化如图 10 所示。由图 10 可知,试验区水体中的 NO₂⁻-N 浓度在试验前期升高,随后下降,最后趋于稳定,并保持在较低水平。至试验结束时,试验区水体 NO₂⁻-N 的平均质量浓度为 0.01 mg/L,与试验初始值 0.10 mg/L 相比,去除率为 90.0%,且比对照区水体中的 NO₂⁻-N 浓度降低了 87.5%。试验前期,部分沉水植物栽种后叶片枯萎死亡,其在腐解的过程中向水中释放含氮污染物,引起水体中的 NO₂⁻-N 浓度升高^[33]。此外,微生物反硝化反应不彻底,也会产生少量的 NO₂⁻-N,导致 NO₂⁻-N 在水中积累^[34]。随着植物逐渐长出新叶以及微生物代谢活动的稳定,水体中的 NO₂⁻-N 浓度逐渐下降至较低水平;而对照区水体中的 NO₂⁻-N 浓度则比较稳定,且含量相对较高,其质量浓度值在 0.10 mg/L 附近小幅度波动。

2.9 TP 的去除效果

污水中 TP 的去除主要通过物理沉降、化学吸附、植物和微生物的代谢吸收等途径完成^[35-36]。沉

图 10 试验期间水体 NO₂-N 浓度变化Fig. 10 Change of NO₂-N Concentration of Water during Experiment

水植物叶片和根系可以充分吸收水中的磷素物质,作为自身生长代谢的营养物质,从而降低水体中 TP 的浓度。此外,表流人工湿地水体中原有的铁离子、铝离子等金属离子能够与水中的可溶性磷发生絮凝沉淀反应生成磷酸盐,并沉降于水底沉积物中,也会减少 TP 的含量。

试验期间,水体 TP 浓度的变化如图 11 所示。由图 11 可知,沉水植物栽种后 3 d 内,试验区水体中的 TP 浓度迅速下降,随后缓慢下降,并逐渐趋于稳定,保持在较低水平。至试验结束时,试验区水体 TP 的平均质量浓度下降至 0.06 mg/L,与试验初始值 0.43 mg/L 相比,去除率为 86.0%,且比对照区水体中的 TP 浓度降低了 85.5%。此时,试验区水体中的 TP 浓度已经达到了《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) II 类水标准;而对照区水体中的 TP 浓度一直处于较高水平,而且波动较大,质量浓度为 0.36~0.59 mg/L,显著高于试验区水体中的 TP 浓度($p < 0.05$)。

沉水植物在净化水质方面具有多种作用机制。吸收营养物质、吸附悬浮颗粒、分泌化学物质、促进微生物活动等共同作用,使沉水植物成为水体生态修复的重要手段之一^[37]。表流人工湿地围隔水域内形成了良好的植物-微生物生态系统,该系统对湿地水体中的 COD_{Cr}、TN、氨氮、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、TP 等指标有着良好的去除效果,并且能较好地维持其低浓度水平。

2.10 理化指标和营养指数变化

由表 1 可知,试验结束后,试验区水体的其他各项理化指标和 TLI 均有不同程度的下降。浮游植物

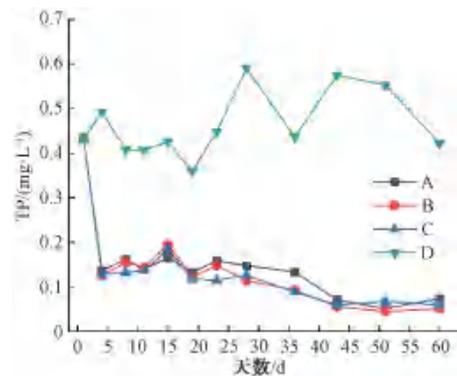


图 11 试验期间水体 TP 浓度变化

Fig. 11 Change of TP Concentration of Water during Experiment

的数量不断减少,而沉水植物增长迅速,说明试验区的演替方式呈由藻型生态系统向草型生态系统演替的趋势^[38-39]。而非试验区水体中沉水植物几乎不存在,水中叶绿素 a 质量浓度高达 115 μg/L,为重度富营养状态,与试验区水体区别明显。

表 1 试验区内外水体理化指标和综合营养状态指数
Tab. 1 Physical and Chemical Indices and Comprehensive Nutritional Status Indices of Water Bodies Inside and Outside the Experimental Area

理化指标	试验区	非试验区
COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	18.09	44.28
TN/(mg·L ⁻¹)	1.594	10.494
TP/(mg·L ⁻¹)	0.061	0.422
透明度/m	1.20	0.28
叶绿素 a/(μg·L ⁻¹)	15	115
TLI	57.9	85.0
营养状态等级	轻度富营养	重度富营养

3 结论

通过在尾水表流人工湿地现场的围隔区域开展沉水植物改善水质的应用试验,发现种植沉水植物能够改善表流人工湿地对水体的净化效果。栽种沉水植物后,湿地水体的浑浊度、COD_{Cr}、TN、氨氮、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、TP 的浓度均明显降低,水体透明度显著提升,水生植被覆盖率大幅度升高,水生态自净系统稳定,水体循环再生、自我修复的功能得到提升,逐渐由“藻型生态系统”向“草型生态系统”水系转变。

(1)以矮生苦草为主,辅以少量的金鱼藻和轮叶黑藻等沉水植物,对尾水表流人工湿地水体有着

良好的净化效果。经过修复后, 试验区水体中的 COD_{Cr} 、TN、氨氮、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、TP 和叶绿素 a 的平均浓度比非试验区水体分别降低了 59.1%、85.6%、59.9%、89.6%、87.5%、85.5% 和 87.0%。

(2) 上述基于种植沉水植物的水质提升技术能够迅速提高并维持尾水表流人工湿地水体的透明度。在试验监测期内, 试验区水体的平均浑浊度下降至 4.32 NTU, 比非试验区降低了 95.4%, 水体透明度达到 1 m 以上。

参考文献

- [1] 沈杰, 金伟. 城镇污水处理厂尾水对受纳水体影响的研究进展[J]. 环境工程, 2020, 38(3): 92-98, 115.
SHEN J, JIN W. Review on effect of urban wastewater treatment plant effluent on receiving water [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(3): 92-98, 115.
- [2] PRICE J R, LEDFORD S H, RYAN M O, et al. Wastewater treatment plant effluent introduces recoverable shifts in microbial community composition in receiving streams[J]. Science of the Total Environment, 2018, 613/614: 1104 - 1116. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.162.
- [3] 郭雅倩, 薛建辉, 吴永波, 等. 沉水植物对富营养化水体的净化作用及修复技术研究进展[J]. 植物资源与环境学报, 2020, 29(3): 58-68.
GUO Y Q, XUE J H, WU Y B, et al. Research progress on purification effects and restoration technologies of submerged macrophytes on eutrophic water[J]. Journal of Plant Resources and Environment, 2020, 29(3): 58-68.
- [4] GAO Y N, DONG J, YAN H E, et al. Research advances on the modes of action for allelopathic algal inhibition by submerged macrophytes based on the release characteristics of allelochemicals[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2016, 40(6): 1287-1294.
- [5] 吴雪, 何佳, 徐晓梅, 等. 滇池流域污水厂尾水污染负荷特征分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(17): 69-73.
WU X, HE J, XU X M, et al. Pollution characteristics of tail water from wastewater treatment plants in Dianchi Watershed[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(17): 69-73.
- [6] ZHANG D, TAO Y, LIU X, et al. Spatial and temporal variations of water quality in an artificial urban river receiving WWTP effluent in South China [J]. Water Science and Technology, 2015, 73(6): 1243-1252.
- [7] 李威. 6 种湖南常见沉水植物对富营养化废水净化效果研究 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2018.
LI W. The research on purification effect of 6 common submerged plants on eutrophic water in Hunan Province [D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology, 2018.
- [8] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水检测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, State Environmental Protection Administration. *Methods for water and wastewater monitoring and analysis* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [9] 中华人民共和国生态环境部. 水质 叶绿素 a 的测定 分光光度法: HJ 897—2017 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. *Water quality-Determination of chlorophyll a-Spectrophotometric method: HJ 897—2017* [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2017.
- [10] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测, 2002, 18(5): 47-49.
WANG M C, LIU X Q, ZHANG J H. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication[J]. Environmental Monitoring in China, 2002, 18(5): 47-49.
- [11] 张智宇, 谢珍玉, 黄爱优, 等. 3 种沉水植物对模拟养殖尾水的净化效果[J]. 热带生物学报, 2025, 16(1): 134-151.
ZHANG Z Y, XIE Z Y, HUANG A Y, et al. Purification efficiency of three submerged plants insimulated aquaculture effluent[J]. Journal of Tropical Biology, 2025, 16(1): 134-151.
- [12] 柴夏, 刘平平, 关保华. 苦草属 (*Vallisneria*) 植物的生态学及其应用研究进展[J]. 环境生态学, 2022, 4(11): 43-56.
CHAI X, LIU P P, GUAN B H. The progresses of ecology and applied research on *Vallisneria* plants [J]. Environmental Ecology, 2022, 4(11): 43-56.
- [13] ERSOY Z, SCHARFENBERGER U, BAHO D L, et al. Impact of nutrients and water level changes on submerged macrophytes along a temperature gradient: A pan-European mesocosm experiment[J]. Global Change Biology, 2020, 26(12): 6831-6851.
- [14] 乔丹. 水体大气复氧的研究[J]. 江苏水利, 2017(3): 69-72.
QIAO D. Study on atmospheric reaeration in water body [J]. Jiangsu Water Resources, 2017(3): 69-72.
- [15] 李华歆, 殷春雨, 杨国梁, 等. 不同功能型沉水植物对溶解氧影响及环境效应[J]. 水生生物学报, 2024, 48: 232-241.
LI H X, YIN C Y, YANG G L, et al. Different functional types of submerged macrophytes on dissolved oxygen and its environmental effects [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2024, 48: 232-241.
- [16] 任丽娟, 何聃, 邢鹏, 等. 湖泊水体细菌多样性及其生态功能研究进展[J]. 生物多样性, 2013, 21(4): 422-433.
REN L J, HE D, XING P, et al. Bacterial diversity and ecological function in lake water bodies [J]. Biodiversity Science,

- 2013, 21(4): 422-433.
- [17] 黄明意, 林梦婕, 江波, 等. pH 对水葫芦净化水质的影响[J]. 化学工程与装备, 2015(8): 7-8.
HUANG M Y, LIN M J, JIANG B, et al. Effect of pH on water purification by water hyacinth [J]. Chemical Engineering & Equipment, 2015(8): 7-8.
- [18] 庞翠超, 吴时强, 赖锡军, 等. 沉水植被降低水体浊度的机理研究[J]. 环境科学研究, 2014, 27(5): 498-504.
PANG C C, WU S Q, LAI X J, et al. Water flow with submerged vegetation and its effect on water turbidity [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(5): 498-504.
- [19] CHEN H, ZHANG S, LÜ X, et al. Interactions between suspended sediments and submerged macrophytes-epiphytic biofilms under water flow in shallow lakes[J]. Water Research, 2022, 222: 118911. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118911.
- [20] 雷泽湘, 徐德兰, 黄沛生, 等. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究[J]. 生态环境, 2006, 15(2): 239-243.
LEI Z X, XU D L, HUANG P S, et al. Submersed and floating-leaved macrophytes in Taihu Lake and their water environmental effect[J]. Ecology and Environment, 2006, 15(2): 239-243.
- [21] 章铭. 太湖五里湖生态修复示范区水质改善效果分析[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
ZHANG M. Effects of ecological restoration on water quality of Wuli Bay, Lake Taihu [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012.
- [22] 曹百川, 高宝玉, 许春华, 等. pH 对铁盐混凝剂处理黄河水效果及生成絮体的影响[J]. 科学通报, 2010, 55(9): 758-763.
CAO B C, GAO B Y, XU C H, et al. Effects of pH on coagulation behavior and floc properties in Yellow River water treatment using ferric based coagulants [J]. Chinese Science Bulletin, 2010, 55(9): 758-763.
- [23] 吴彦瑜, 谢跃生, 陈文纳. 新型复合聚铝絮凝剂的制备及其对水中残留铝的影响[J]. 水处理技术, 2008(3): 28-30.
WU Y Y, XIE Y S, CHEN W N. Preparation of new composite polyaluminum flocculant and its effect on residual aluminum in water [J]. Technology of Water Treatment, 2008(3): 28-30.
- [24] 周晓红, 王国祥, 冯冰冰, 等. 3 种景观植物对城市河道污染水体的净化效果[J]. 环境科学研究, 2009, 22(1): 108-113.
ZHOU X H, WANG G X, FENG B B, et al. Purification effect of nitrogen and phosphorus in polluted water of urban rivers by three landscape plants[J]. Research of Environmental Sciences, 2009, 22(1): 108-113.
- [25] 方琴. 围控式沉水植物对富营养化水体净化效果研究[D]. 合肥: 合肥学院, 2020.
FANG Q. Purification effect of submerged plants on eutrophic water [D]. Hefei: Hefei University, 2020.
- [26] 陈小刚, 李珊珊, 王广召, 等. 黑臭河道生态修复技术实验研究[J]. 环境科学与管理, 2019, 44(4): 82-86.
CHEN X G, LI S S, WANG G Z, et al. Experimental study on ecological restoration technology of black smelly river [J]. Environmental Science and Management, 2019, 44(4): 82-86.
- [27] JIANG X, WANG M, HE D, et al. Submerged macrophyte promoted nitrogen removal function of biofilms in constructed wetland [J]. Science of the Total Environment, 2024, 914: 169666. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169666.
- [28] 李旭, 崔康平, 汤海燕, 等. 沉水植物苦草腐解对水体水质的影响[J]. 中国给水排水, 2020, 36(7): 60-67.
LI X, CUI K P, TANG H Y, et al. Effect of decomposition of submerged plants (*Vallisneria spiralis*) on water quality [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(7): 60-67.
- [29] 熊飞, 李文朝, 潘继征, 等. 人工湿地脱氮除磷的效果与机理研究进展[J]. 湿地科学, 2005(3): 228-234.
XIONG F, LI W C, PAN J Z, et al. Efficiency and functioning of nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands: A review [J]. Wetland Science, 2005(3): 228-234.
- [30] JI B, JIANG M, YANG Y, et al. High treatment effectiveness for secondary effluent in Fe-C microelectrolysis constructed wetlands with electron donor supplementation [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 342: 130934. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.130934.
- [31] 尹晓雪, 徐圣君, 郑效旭, 等. 低温条件下人工湿地中微生物脱氮的强化措施[J]. 湿地科学, 2020, 18(4): 482-487.
YIN X X, XU S J, ZHENG X X, et al. Enhanced measures of microbial nitrogen removal in constructed wetlands under low temperature [J]. Wetland Science, 2020, 18(4): 482-487.
- [32] 陈双, 王国祥, 许晓光, 等. 水生植物类型及生物量对污水处理厂尾水净化效果的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(5): 1424-1433.
CHEN S, WANG G X, XU X G, et al. Influence of aquatic plant types and biomasses on purification effects of tail water of wastewater treatment plant [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(5): 1424-1433.
- [33] 吴凯, 马旭洲, 王友成, 等. 3 种水草腐解对水质的影响[J]. 上海海洋大学学报, 2016, 25(5): 726-734.
WU K, MA X Z, WANG Y C, et al. Effect of three water plants decomposition on water quality [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2016, 25(5): 726-734.
- [34] 何腾霞. 耐冷高效亚硝酸盐型好氧反硝化细菌及其对氮转化能力研究[D]. 重庆: 西南大学, 2016.
HE T X. Hypothermia high efficient nitrite aerobic-denitrifying bacteria and its nitrogen conversion ability [D]. Chongqing: Southwest University, 2016.
- [35] 徐月清. 污水处理厂尾水作为河道补充水的探讨[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
XU Y Q. Discussion on the reuse of wastewater treatment plant effluent for river [D]. Shanghai: East China Normal University,

- 2018.
- [36] BASSIN J P, KLEEREBEZEM R, DEZOTTI M, et al. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures [J]. *Water Research*, 2012, 46(12): 3805–3816.
- [37] LIU Y, GONG L, MU X, et al. Characterization and co-occurrence of microbial community in epiphytic biofilms and surface sediments of wetlands with submersed macrophytes [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 715: 136950. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136950.
- [38] 赵磊, 刘永, 李玉照, 等. 湖泊生态系统稳态转换理论与驱动因子研究进展 [J]. *生态环境学报*, 2014, 23(10): 1697–1707.
- ZHAO L, LIU Y, LI Y Z, et al. Survey on theory and driving factors of regime shifts on lake ecosystems [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(10): 1697–1707.
- [39] 王建富, 辛玮光, 张超, 等. 人工湖草型清水态生态系统构建技术研究与实践——以西北某新建人工湖为例 [J]. *环境工程技术学报*, 2022, 12: 1105–1113.
- WANG J F, XIN W G, ZHANG C, et al. Research and practice on the construction technology of macrophytes-dominated clear water ecosystem in the artificial lake: Taking a new artificial lake in the northwest as an example [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2022, 12: 1105–1113.
-
- (上接第 43 页)
- [37] 蔡晨龙, 戴超. 废酸中铊金属的深度脱除研究 [J]. *化工技术与开发*, 2023, 52(7): 67–70.
- CAI C L, DAI C. Deep removal of thallium from waste acid [J]. *Technology & Development of Chemical Industry*, 2023, 52(7): 67–70.
- [38] 田刚. 氧化-沉淀法处理冶炼废水中铊的研究 [J]. *山西冶金*, 2018, 41(4): 51–53.
- TIAN G. Treatment of thallium in smelter wastewater by oxidation-precipitation process [J]. *Shanxi Metallurgy*, 2018, 41(4): 51–53.
- [39] LI H, LI X, LONG J, et al. Oxidation and removal of thallium and organics from wastewater using a zero-valent-iron-based Fenton-like technique [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 221: 89–97. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.02.205.
- [40] LI K, LI H, XIAO T, et al. Zero-valent manganese nanoparticles coupled with different strong oxidants for thallium removal from wastewater [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 14(2): 34. DOI: 10.1007/s11783-019-1213-5.
- [41] FANG F, LI N, ZHANG X, et al. Perspective on Fe⁰-PS synergistic effect and reaction mechanism in the thallium (I) contaminated water treatment [J]. *Environmental Research*, 2022, 214: 113698. DOI: 10.1016/j.envres.2022.113698.
- [42] WANG J, YU S, JIANG Y, et al. High performance and mechanism of Tl(I) removal from solution by synergistic application of nanowire γ -MnOOH@ biochar and free radicals: Implications to AMD treatment [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 54: 103948. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103948.
- [43] WANG W, ZHANG B, LI Y, et al. One-step removal of thallium (I) from groundwater by electrocoagulation using an aluminum anode [J]. *International Journal of Electrochemical Science*, 2020, 15(2): 1329–1337.
- [44] FU X, LI L, YANG G, et al. Removal of Trace Thallium from Industrial Wastewater by Fe⁰-Electrocoagulation [J]. *Water*, 2020, 12(1): 163.
- [45] 胡建龙, 吕齐, 邵立南, 等. 硫化沉淀与粉末吸附剂耦合处理高浓度含 Tl 废水效能研究 [J]. *水处理技术*, 2023, 49(7): 120–124.
- HU J L, LÜ Q, SHAO L N, et al. The efficiency of combined process of sulfide precipitation and powdered adsorbent for highly Tl contaminated wastewater treatment [J]. *Technology of Water Treatment*, 2023, 49(7): 120–124.
- [46] 袁翠玉, 万斯, 陈焕宇, 等. 冶炼污酸中铊、砷协同去除实验研究 [J]. *有色金属工程*, 2021, 11(8): 141–146.
- YUAN C Y, WAN S, CHEN H Y, et al. Study on simultaneous removal of thallium and arsenic from smelting waste acid [J]. *Nonferrous Metals Engineering*, 2021, 11(8): 141–146.
- [47] 吕晓虎, 邵天杰, 黄小刚. 含铊废水处理技术研究进展 [J]. *能源与环境*, 2023(1): 77–80, 92.
- LÜ X H, SHAO T J, HUANG X G. Progress of thallium-containing wastewater treatment technology [J]. *Energy and Environment*, 2023(1): 77–80, 92.