

新型强化生态砾石床应用于污水厂尾水脱氮除磷效能

田梓扬^{1,2}, 常洋^{1,2}, 王林洁^{1,2}, 张艳杰^{1,2}, 王海燕^{1,2*}, 王欢^{1,2}, 凌宇^{1,2}, 吴佳丽^{1,2}, 王熙瑶^{1,2}

1. 环境基准标准与风险管控全国重点实验室, 中国环境科学研究院

2. 中国环境科学研究院环境污染控制工程技术研究中心

摘要 针对常规生态砾石床处理污水厂尾水时碳源不足限制其反硝化效能的问题, 制备了碱改性玉米芯 (CC-AL) 强化脱氮填料, 与钢渣强化除磷填料一起构建新型强化生态砾石床, 以无强化脱氮除磷填料的生态砾石床 (CG 组) 作为对照, 研究填料种类和水力停留时间 (HRT) 对砾石床处理实际污水厂尾水氮磷去除效能的影响, 并采用宏基因组分析微生物群落特征和氮代谢过程中酶的相对丰度。结果表明: CC-AL 比未改性玉米芯 (CC-UN) 具有更好的释碳能力, CC-AL 生态砾石床 (CC-AL 组) 脱氮除磷效能优于 CC-UN 生态砾石床 (CC-UN 组)。HRT 为 6 h 时 CC-AL 组对尾水中 TN、NO₃⁻-N 和 TP 去除率达 64.72%±4.20%、85.93%±2.18% 和 31.32%±1.25%; 随着 HRT 的降低 (由 6 h 降为 2 h), TN 和 NO₃⁻-N 的去除率逐渐降低, 但当 HRT 为 4 h 时, TP 去除率最高 40.08%±2.30%。CC-AL 和 CC-UN 通过强化反硝化途径提高了生态砾石床的脱氮效能, 增加了反硝化细菌相关类群 Bacteroidota、Thermodesulfobacteriota 等的相对丰度和反硝化还原酶的浓度, CC-AL 组硝酸盐还原酶 EC.1.7.99.- 和 EC.1.7.5.1 是 CG 组的 2.10 倍和 2.35 倍。当 HRT 为 6 h 时, CC-AL 组对 TN 和 TP 的表面负荷削减率高达 5.12 g/(m²·d) (以 N 计) 和 0.46 g/(m²·d) (以 P 计), 具有较高氮磷去除效能和应用潜力。综合考虑氮磷去除效能, 生态砾石床优选填料为 CC-AL, 优选 HRT 为 6 h。

关键词 生态砾石床; 玉米芯; 脱氮; 除磷; 污水厂尾水

中图分类号:X703 文章编号:1674-991X(2026)03-0-0 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20250750

Study on the efficiency of denitrification and phosphorus removal from the effluent of wastewater treatment plants by novel enhanced ecological gravel beds

TIAN Ziyang^{1,2}, WANG Haiyan^{1,2*}, CHANG Yang^{1,2}, WANG Linjie^{1,2}, ZHANG Yanjie^{1,2}, WANG Huan^{1,2}, DONG Weiyang^{1,2}, Ling Yu^{1,2}, Wu Jiali^{1,2}, WANG Xiyao^{1,2}

1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences

2. Research Center of Environmental Pollution Control Technology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences

Abstract To avoid the influence of insufficient carbon sources on the denitrification of conventional ecological gravel beds (EGBs) during the treatment of wastewater treatment plant (WWTP) effluent, alkali-modified

收稿日期: 2025-12-19

基金项目: 宁夏回族自治区重点研发计划资助项目 (2023BEG02055-02); 国家自然科学基金资助项目 (52170173)

作者简介: 田梓扬 (2001—), 男, 硕士研究生, 主要从事水污染防治原理与技术研究, tianziyang27@126.com

*通信作者: 王海燕 (1976—), 女, 研究员, 主要从事水污染防治原理与技术研究, wanghy@craes.org.cn

corncoobs (CC-AL) as enhanced nitrogen removal fillers and steel slag as enhanced phosphorous removal fillers were prepared to setup the novel enhanced EGBs, and the influence of fillers types and hydraulic retention time (HRT) on the nitrogen and phosphorus removal were studied compared with the EGB without enhanced nitrogen and phosphorous removal fillers, i.e. control group EGB. The characteristics of the microbial community and the relative abundance of enzymes involved in the nitrogen metabolism were analyzed by metagenomics. The results indicated that CC-AL has better carbon release capacity than the unmodified corncob (CC-UN), and the nitrogen and phosphorus removal efficiency of the CC-AL EGB are higher than those of the CC-UN EGB. The TN, NO_3^- -N, and TP removal efficiency of CC-AL EGB at 6h HRT were $64.72\% \pm 4.20\%$, $85.93\% \pm 2.18\%$, and $31.32\% \pm 1.25\%$, respectively. As HRT decreased (from 6 h to 2 h), the removal rates of TN and NO_3^- -N decreased gradually with the decrease of HRT, and the highest TP removal efficiency ($40.08\% \pm 2.30\%$) was achieved at 4h HRT. Both of the CC-AL and CC-UN could improve the nitrogen removal efficiency through the enhancement of denitrification, which increased the concentration of denitrification reductases and the relative abundance of denitrifying bacteria related group as Bacteroidota and Thermodesulfobacteriota. The concentration of nitrate reductases EC 1.7.99.- and EC 1.7.5.1 in CC-AL EGB were 2.10 and 2.35 times higher than those of the CG-EGB. At 6h HRT, the TN and TP reduction rate of the CC-AL EGB were $5.12\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (as N) and $0.46\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (as P), which were rather high and indicated potential practical application. Based on the comprehensive consideration of the nitrogen and phosphorus removal, CC-AL and 6h were recommended as the optimal filler and HRT for EGBs.

Key words ecological gravel bed; corncoobs; nitrogen removal; phosphorus removal; wastewater treatment plant effluent

污水厂尾水再生利用是缓解水资源短缺问题的有效措施之一。污水厂尾水回用于地表水补水时，其水质与地表水水质目标存在一定差距，污水厂尾水普遍执行 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准，尾水中 TN、TP 等指标限值（15、0.5 mg/L）均不能满足地表水 V 类标准，同时污水厂尾水排放量较大，已成为接纳水体富营养化的原因之一。污水厂尾水 C/N 比低，氮去除难，如何对污水厂尾水中氮磷强化去除、进一步提升污水厂尾水水质并实现高品质资源化利用已成为环境领域研究热点，对改善缺水地区水体水环境质量，提高污水厂尾水回用效果具有重要意义。

生态砾石床技术以天然砾石作为微生物载体，是一种模仿自然水体净化水质的工艺技术，可通过沉淀、吸附和生物降解等多重作用有效去除污水中的 TN、TP 和 SS 等^[1]；具有占地面积小和运行成本低等特点，逐渐成为污水厂尾水深度净化和水质提升的重要手段^[2]。然而，砾石作为基质填料在处理低 C/N 污水时，难以为微生物提供充足的碳源和电子供体，从而限制了微生物活性和污水脱氮效能^[3]。植物碳源是

经济性的固体碳源，近年来已被广泛应用于污水厂尾水强化脱氮研究^[4]。常用的植物碳源有稻草、麦秆、芦苇和玉米芯等^[5, 6]。植物碳源能持续提供微生物反硝化所需的有机碳源，为反硝化菌的生长提供足够的缺氧区，有效提升生态砾石床脱氮效能^[7]。但在生态砾石床中，除磷通常依赖填料对磷酸盐的吸附沉淀^[8]，与脱氮在 DO 和 HRT 等运行参数方面存在矛盾，难以协同优化。因此，构建一个脱氮除磷功能耦合的新型强化生态砾石床系统，优化其关键运行参数，实现氮磷的高效去除，对污水厂尾水深度净化具有重要意义。

宁夏水资源严重匮乏，人均水资源占有量 162 m³，不足全国的 1/3，2025 年全区缺水量预计达 10.74 亿 m³。同时，污水厂尾水排放量可观，仅银川市 2024 年污水处理量达 1.98 亿 m³，污水厂尾水回用是缓解缺水矛盾、保障生态安全的关键路径^[9]。以宁夏实际污水厂尾水为处理对象，通过制备强化脱氮填料，并筛选除磷填料，构建新型强化脱氮除磷生态砾石床小试装置，对该尾水进行脱氮除磷试验，结合常规污染物总氮（TN）、硝酸盐氮（NO₃-N）、亚硝酸盐氮（NO₂-N）、氨氮（NH₄⁺-N）、总磷（TP）、溶解性化学需氧量（COD）、温度和溶解氧（DO）的分析监测，比较脱氮填料类型、水力停留时间（HRT）对强化生态砾石床净化污水厂尾水效能的影响，优化新型强化生态砾石床工艺运行参数，并通过微生物宏基因组分析揭示其去除污水厂尾水中氮磷的机理，以期新型强化生态砾石床协同去除污水厂尾水氮磷提供理论依据和数据参考。

1 材料与方法

1.1 碳源填料的制备

选择宁夏地区广泛易得、成本低、供应充足、无二次污染、无生物毒性的玉米芯作为植物碳源原料，对其进行改性：1）未改性玉米芯（unmodified corncobs, CC-UN）。将玉米芯截断至 5~8 cm 大小，用清水浸泡 4 d，60 °C 烘干备用。2）碱改性玉米芯（alkali-modified corncobs, CC-AL）。将玉米芯截断至 5~8 cm 大小，加入 0.5 mol/L 的 NaOH 溶液改性 24 h，再用清水浸泡 3 d，每日全部换水 3 次，直到浸出液 pH 至中性，60 °C 烘干备用。

1.2 碳源填料释放试验

为探究植物碳源释放性能，分别取 3 g CC-AL 和 CC-UN，置于 250 mL 锥形瓶中，加入 250 mL 纯水进行释放试验。试验开始后 1、3、6、12、24、36、48、72、96 和 120 h 分别取样，采集浸出液用于分析。每次取样后均将瓶中溶液彻底更换为新鲜纯水，以保持试验条件一致。试验设置 3 组平行样，测定不同碳源材料浸出液中的 TN、TP 和 COD 浓度变化情况。

1.3 生态砾石床脱氮除磷试验

1.3.1 试验装置

3 套半埋式生态砾石床试验装置放置在宁夏回族自治区银川市金凤区阅海湖生态湿地边缘，并放置

于阳光玻璃房内，试验期间室温为 12.0~45.0 °C。

生态砾石床长宽高为 1.9 m×0.6 m×0.7 m，床体为混凝土，总体积为 800 L，有效体积为 240 L。配水区长 0.2 m，由 3 个钢丝网将装置划分为 4 个区域，分别填充 10 kg 强化脱氮碳源填料（CC-AL 或 CC-UN，粒径 5~8 cm）、200 kg 砾石（粒径 5~8 cm）和 250 kg 强化除磷填料钢渣（粒径 5~8 cm），装置正中心使用 45cm 高的钢板作为挡水阀（距底板 30 cm）以延长进水在装置内的流动时间。砾石、钢渣来自装置周边的矿石场，玉米芯原料来自银川市郊区农户。碳源填料填充 CC-AL 或 CC-UN 的砾石床简称为 CC-AL 组或 CC-UN 组；对照生态砾石床（Control Group，CG）不填充碳源和除磷填料，仅填充 500 kg 基质填料砾石，简称 CG 组。以 CC-AL 组为例，试验装置具体为（图 1）。3 套装置共用一个 2 000 L 进水箱，采用重力流连续进水方式，通过流量计控制进水速度。在进水口处和 3 套装置的出水口处各设立 1 个采样点。

试验装置接种活性污泥来自银川市第二、第四污水处理厂（主体工艺为：Carrousel 氧化沟+MBR 膜池）膜处理池，将活性污泥稀释至 600 mg/L，3 个生态砾石床均加入 240 L 稀释后的污泥，采用自然挂膜法静置 2 d 后，调整 HRT 为 6 h，开始连续流进水。

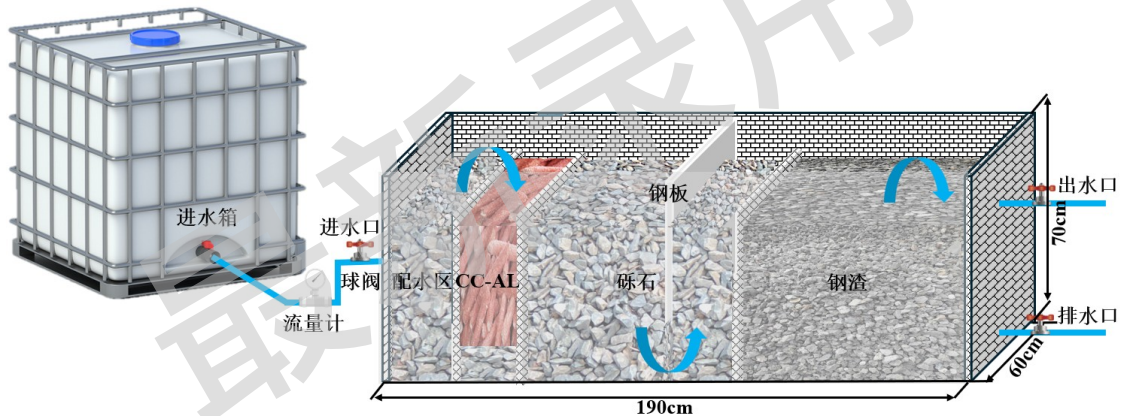


图 1 CC-AL 组试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the CC-AL group experimental setup

1.3.2 运行条件

基于前期预试验结果及实际工程经验，设置 HRT 为 6、4 和 2 h 三个梯度运行参数，对应水力负荷分别为 0.84、1.26 和 2.52 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ，通过调节进水球阀开度，利用转子流量计（量程 25~250 L/h，精度 5 L/h）控制进水流量分别为 40、60、120 L/h。

试验系统于 2024 年 8 月 15 日启动，正午气温在 13.5~28.1 °C 之间，共计运行 95 d，其中启动期 11 d，HRT 为 6 h，启动期间 2 d 检测 1 次进出水水质；运行期 84 d，分为 3 个阶段（HRT6 h 阶段 25 d，HRT4 h 阶段 30 d，HRT2 h 阶段 29 d），运行期间 1~2 d 检测 1 次进出水水质，以此考察不同 HRT 条件下系统的脱氮除磷效能。

1.3.2 试验进水

试验进水取自银川市第二污水处理厂与第四污水处理厂混合排放管道内的混合尾水（表1）。

表1 试验装置进水水质

Table 1 Influent water quality of the experimental system

阶段	天数/d	HRT/h	TN/(mg/L)	NO ₃ ⁻ -N/(mg/L)	NH ₄ ⁺ -N/(mg/L)	NO ₂ ⁻ -N/(mg/L)	TP/(mg/L)	COD/(mg/L)	DO/(mg/L)	pH	水温/°C
启动期	11	6	7.92±1.40	6.46±1.12	0.92±0.35	0.022±0.016	1.55±0.16	29.92±12.72	6.15±0.66	7.48±0.04	25.47±3.77
运行期	25	6	9.70±0.62	7.56±0.42	0.76±0.11	0.018±0.005	1.19±0.18	25.88±5.77	5.24±0.39	7.61±0.05	23.61±1.16
运行期	30	4	9.50±0.68	7.63±0.46	0.82±0.12	0.013±0.003	1.30±0.14	23.20±4.97	5.58±0.30	7.70±0.04	20.19±1.01
运行期	29	2	8.60±0.41	7.23±0.52	0.80±0.25	0.010±0.003	1.25±0.13	28.64±4.89	6.17±0.26	7.74±0.05	17.86±1.25

1.4 测试分析

采用元素分析仪（variousMACROCHNS, Germany）对 CC-AL 和 CC-UN 填料进行 C、N 和 P 元素含量元素分析。使用紫外可见分光光度计（GENESYS 1XX, Thermo Fisher, US）测量水质参数^[10]，TN 通过 HJ 636—2012《碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》检测、NO₃⁻-N 通过 HJ/T 346—2007《紫外分光光度法》检测、NH₄⁺-N 通过 HJ 535—2009《纳氏试剂分光光度法》检测、NO₂⁻-N 通过 GB 7493—87《分光光度法》检测、TP 通过 GB 11893—89《钼酸铵分光光度法》检测、COD 通过 HJ/T 399—2007《快速消解分光光度法》检测。使用便携式多参数分析仪（雷磁 DZB-712），原位监测水中的 DO、pH 和温度。

1.5 微生物分析

HRT 6 h 稳定运行阶段（第 30 d），用无菌铲从 CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组中取等量体积填料（碳源填料、砾石、钢渣）分别混合，去离子水冲洗填料表面以收集微生物膜于 50 mL 离心管中，在 5000 r/min 下离心 10 min 后在 -80 °C 保存。随后使用干冰包裹，发往北京诺禾致源科技股份有限公司进行宏基因组分析。

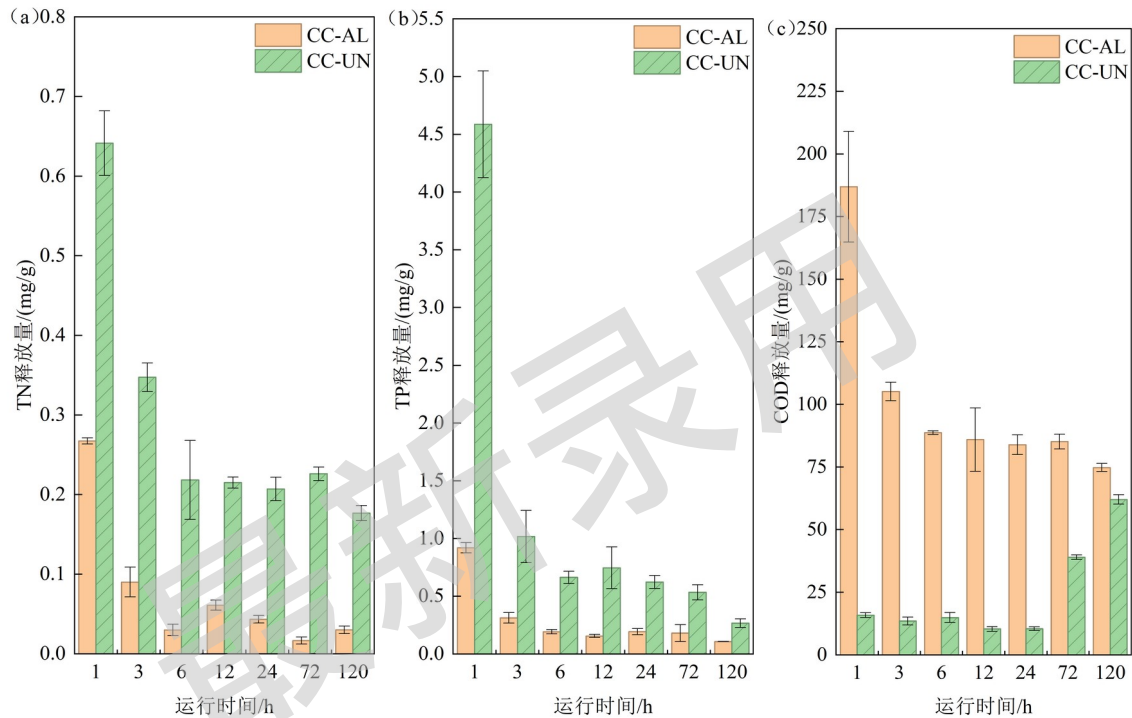
2 结果与讨论

2.1 碳源填料静态释放能力分析

CC-AL 的 C、N 和 P 元素含量分别为 52.59%、0.27%和 0.04%、CC-UN 的 C、N 和 P 元素含量分别为 51.74%、0.47%和 0.05%。碱改性填料 CC-AL 的 C 元素含量略有升高，表明其释碳潜力较高，N 和 P 元素

含量略有下降，代表其二次污染释放风险较低。因此，CC-AL 的性能优于未改性填料 CC-UN。

在碳源释放试验中，CC-AL 释氮水平维持在 0.01~0.06 mg/g 之间，释磷水平维持在 0.11~0.19 mg/g，有机物释放（COD 计）水平维持在 74.75~88.67 mg/g；CC-UN 的释氮水平维持在 0.18~0.23 mg/g，释磷水平维持在 0.27~0.75 mg/g，COD 释放水平维持在 38.97~62.03 mg/g。据报道，CC-AL 能通过碱改性破坏植物表面难以分解的木质素结构，促进纤维素和半纤维素的释放，提高碳源释放速率^[11]，还能破坏部分纤维素分子间的 O—H 键和 C—H 键，使纤维素发生润胀，有利于纤维素的分解利用^[12]，此外碱处理后玉米芯表面形态更加粗糙，有利于微生物附着^[13]。因此，经过碱改性处理后，碳源填料能够提供更充足的碳源和电子供体，提高微生物利用和脱氮效率。



(a) 碳源填料 TN 释放量

(b) 碳源填料 TP 释放量

(c) 碳源填料 COD 释放量

图 2 碳源填料 TN、TP 和 COD 释放量

Fig.2 The TN, TP, and COD release amounts of carbon source filler

2.2 HRT 及填料类型对 N、P、C 元素去除效能的影响

2.2.1 启动期进出水水质特征

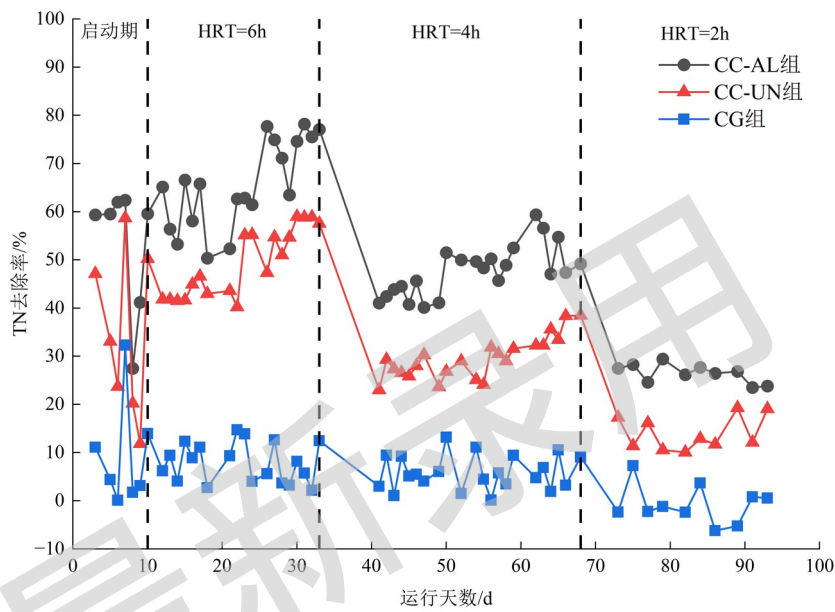
经过 11 d 的运行，生物膜趋于成熟，砾石表面附着一层黄褐色的生物膜，NO₃-N 去除率由 10% 提升至 70% 以上，TN 去除率由 5% 提升至 50% 以上，COD 出水较稳定，表明挂膜成功，启动期的长短受水温、进水污染负荷、填料性能等的影响^[14-15]。启动期 TN 出水浓度为 3.09~6.20 mg/L，出水 COD 为 20.5~67.17 mg/L，水温为 22.3~30.2 °C，pH 为 7.2~7.8，DO 浓度为 2.0~6.7 mg/L。

2.2.2 HRT 及填料类型对对 N 元素去除效能的影响

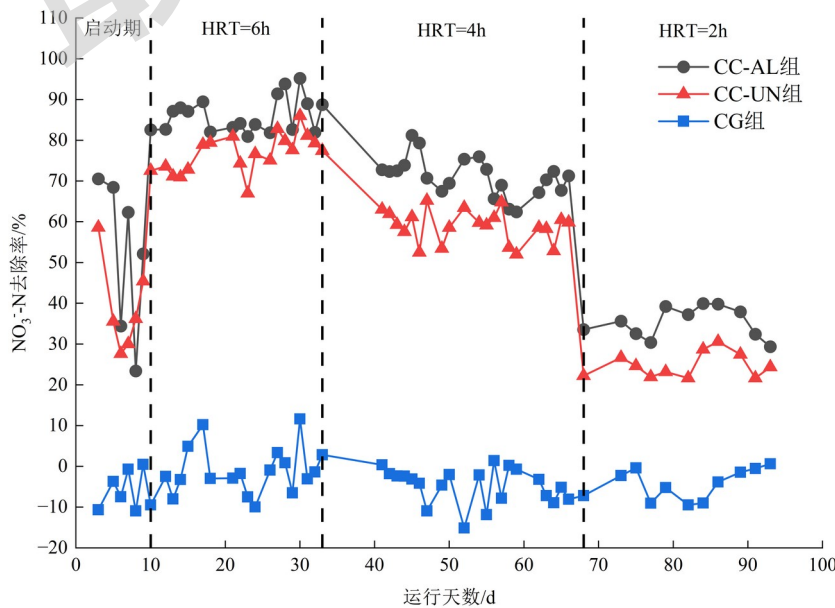
三组强化生态砾石床的氮去除效能见图 3。HRT 为 6、4 和 2 h 条件下三组强化生态砾石床的 TN（图

3 (a)) 和 NO_3^- -N 去除率 (图 3 (b)) 均呈下降趋势, 这是因为污水厂尾水 TN 中 80% 以上都以 NO_3^- -N 形式存在^[6], 因此 NO_3^- -N 去除效能与 TN 类似。HRT 6 h 条件下, 所有砾石床的 TN 和 NO_3^- -N 去除率最高, CC-AL 组、CC-UN 组和对照组的 TN 去除率分别为 $64.72\% \pm 4.20\%$ 、 $48.94\% \pm 3.26\%$ 和 $8.00\% \pm 2.03\%$; NO_3^- -N 去除率分别为 $85.93\% \pm 2.18\%$ 、 $76.67\% \pm 2.41\%$ 和 $1.72\% \pm 1.80\%$ 。

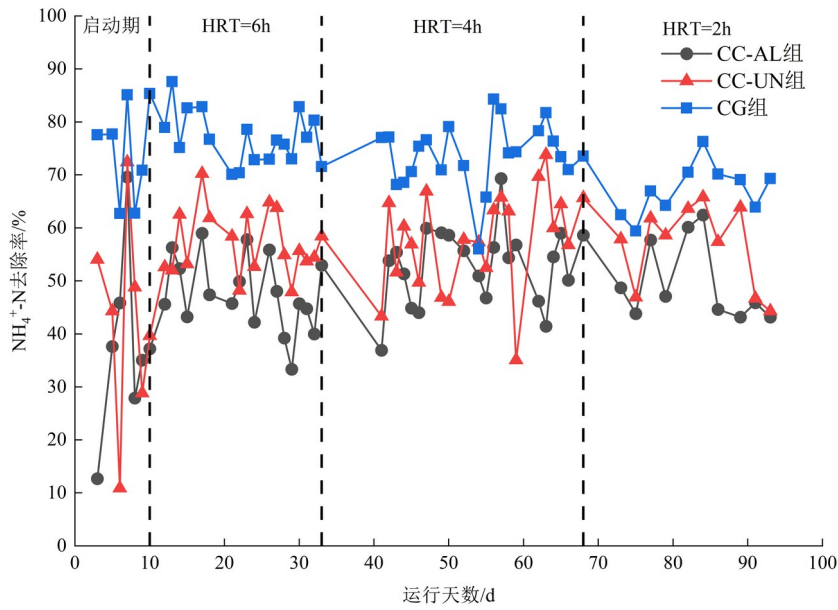
HRT 为 6、4 和 2 h 条件下三组砾石床出水 DO 呈下降趋势, 如 CC-AL 组的出水 DO 分别为 (1.82 ± 0.24) 、 (3.07 ± 0.44) 和 (4.77 ± 0.32) mg/L, HRT 越长, DO 水平越低, 反硝化反应越充分, 整体脱氮效率越高。有报道当 HRT 从 12 h 延长至 48 h 时, 水平潜流湿地的 NO_3^- -N 去除率从 45% 提升至 78%^[17]。



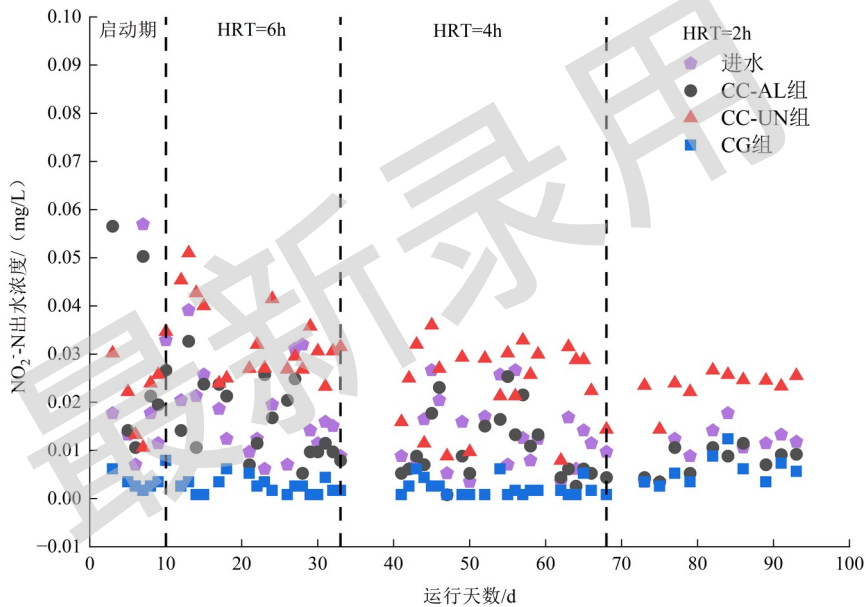
(a) TN 去除效能



(b) NO_3^- -N 去除效能



(c) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效能



(d) $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除效能

图3 三组强化生态砾石床的氮去除效能

Fig.3 The nitrogen removal performance of the three enhanced ecological gravel beds

TN 的去除主要通过微生物的硝化与反硝化过程完成，反硝化反应需要低 DO 环境（缺氧）和稳定的碳源供应，通常以有机碳为电子供体，将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 逐步还原为 N_2 。HRT 为 6 h 时能为反应提供更充足的时间，有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的氧化以及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的还原^[18]。HRT 的增加使系统后段更易形成缺氧环境，显著增强反硝化菌的活性，还有助于优势脱氮菌群的富集与优化，进而改善系统的微生物的整体结构和脱氮性能^[2]。当 HRT 为 2 h 时，进水流量为 $2.88 \text{ m}^3/\text{d}$ ，是 HRT 6 h 的 3 倍，进水流量提升导致 DO 水平提高，同时碳源释放的电子供体被稀释，反硝化反应不完全，导致 TN 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除率下降。

与微生物脱氮作用相比，基质吸附、氨挥发和植物吸收对生态砾石床脱氮的影响极小。有研究发现植物吸收仅占 TN 去除量的 4.34%，而基质吸附率仅为 2.97%^[19]。微生物反硝化作用受碳源不足的限制，添加植物碳源可为反硝化菌提供有机电子供体，从而显著提高脱氮效率。三种 HRT 条件下 CC-AL 组和 CC-UN 组脱氮效能显著优于不添加植物碳源的对照组 CG 组；CC-AL 组的 TN 去除率比 CC-UN 组和 CG 组分别高 15.78 和 56.72 个百分点（HRT 6 h）、18.50 和 42.99 个百分点（HRT 4 h）、12.22 和 28.31 个百分点（HRT 2h）。CC-AL 组的 NO₃⁻-N 去除率比 CC-UN 组和 CG 组分别高 9.26 和 84.21 个百分点（HRT 6 h）、12.16 和 71.67 个百分点（HRT 4 h）、10.44 和 35.21 个百分点（HRT 2 h）。CC-AL 组和 CC-UN 组脱氮效能均高于 CG 组，这是因为植物碳源在分解过程中释放的可溶性有机物（如低分子有机酸、醇类等）可为反硝化菌提供充足的电子供体，促进反硝化菌群的增殖，同时其分解消耗氧气，降低砾石床内部 DO 水平，为反硝化反应创造了有利的缺氧环境^[20]。有研究表明外加碳源可显著提高人工湿地的潜在反硝化速率，平均增幅可达 10.7%^[21]，与本研究结论一致。CC-AL 组脱氮效能优于 CC-UN 组，这也表明经过改性的植物碳源，同等条件下可以提供更多的有机碳源和电子供体。有研究表明碱性处理的玉米秸秆对低 C/N 污水的反硝化促进效果优于未经处理的玉米秸秆^[22]。

温度是影响生态砾石床脱氮效能的关键因素，TN 去除的适宜温度为 15~35 °C，在这个范围内反硝化菌的活性最高^[23]。不同 HRT 运行阶段下的水温范围为 17.86~23.61 °C，均在适宜温度范围内，对生态砾石床效能影响不大。本研究中 CC-AL 组和 CC-UN 组均具备良好的脱氮潜力，在 HRT 6 h 时，CC-AL 组的 TN 削减负荷为 5.12 g/(m²·d)（以 N 计，全文同），远高于《人工湿地水质净化技术指南》（环办水体函〔2021〕173 号）中 II 区所规定的表流湿地的 TN 削减负荷 0.05~0.5 g/(m²·d)，大幅降低了装置的占地面积，具备较高的工程应用价值。

HRT 为 6、4 和 2 h 条件下强化生态砾石床的 NH₄⁺-N 去除率接近（图 3（c））。NH₄⁺-N 的去除主要依靠硝化细菌的好氧硝化反应^[20]。在 HRT 为 6 h 时，池体内 DO 浓度偏低，池体内环境不适宜硝化反应进行；而 HRT 为 2 h 时，反应时间不足，但 DO 浓度相对较高，有利于硝化反应。综合看，HRT 为 4 h 时的 NH₄⁺-N 去除效果最佳，CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组的去除率分别为 52.67%±3.21%、57.55%±4.13% 和 73.86%±2.75%。碳源分解会导致砾石床 COD 水平升高，异养菌与硝化菌竞争砾石床内的 DO^[24]，抑制硝化反应，导致 NH₄⁺-N 去除效率下降，表明 DO 是限制生态砾石床氨氮去除的关键因素之一。有研究报道在表面流湿地中实施间歇曝气，可将 NH₄⁺-N 去除率提高至 96%^[25]。此外，植物碳源本身具有对 NH₄⁺-N 的吸附作用，其多孔结构亦可促进微生物群落生长，植物碳源本身在腐解过程中也会释放一定的 NH₄⁺-N，从而影响不同类型填料砾石床 NH₄⁺-N 去除性能的差异^[26]。

NO₂⁻-N 作为硝化与反硝化的中间产物，其浓度受两个反应共同制约^[18]。HRT 为 6、4 和 2 h 条件下三组强化生态砾石床出水 NO₂⁻-N 浓度均小于 0.04 mg/L（图 3（d）），未出现积累，表明反硝化反应进行

良好。从填料类型来看，CC-AL 组出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度稍低于 CC-UN 组，这是因为 CC-AL 组能为反硝化菌提供更充足的电子供体，使反硝化过程更充分^[27]。

2.2.3 HRT 及填料类型对 TP 去除效能的影响

HRT 为 6、4 和 2 h 条件下三组强化生态砾石床的 TP 去除率随 HRT 的变化有一定的波动（图 4）。HRT 为 4 h 时，所有砾石床的 TP 去除率最高，CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组的去除率分别为 $40.08\% \pm 2.30\%$ 、 $30.90\% \pm 3.15\%$ 和 $10.81\% \pm 2.93\%$ ，适度提高 HRT 有助于提高砾石床系统的 TP 去除效果。

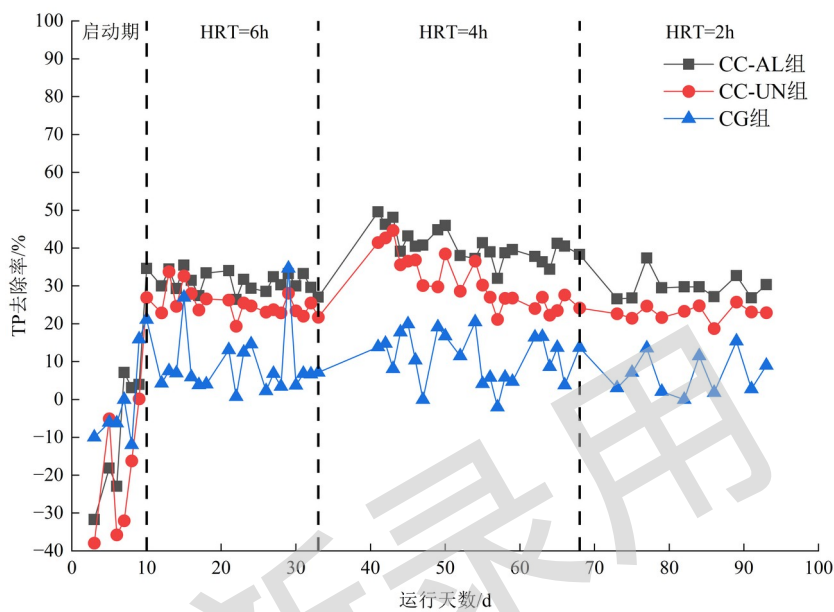


图 4 三组强化生态砾石床 TP 去除效能

Fig.4 The TP removal performance of the three enhanced ecological gravel beds

生态砾石床中 TP 的去除主要依赖于填料吸附、化学沉淀以及微生物同化作用^[28]。钢渣具有随机分布的裂纹多孔结构，有较大的比表面积，可以对磷和氨氮进行吸附。钢渣填料中的 Ca、Fe 和 Al 等金属元素还可与磷酸根离子 (PO_4^{3-}) 形成沉淀，从而实现化学除磷^[29]。钢渣自身呈碱性，可以提高水体 pH，在弱碱性条件下，钢渣表面的电荷状态更有利于与 PO_4^{3-} 发生静电吸引或形成化学键，从而以磷酸钙等形式沉淀，提高吸附容量^[30]。随着 HRT 的增加，污水与填料接触时间增长，填料吸附和化学沉淀更加充分，TP 去除率上升；然而，植物碳源分解过程会释放有机酸类物质^[31]，随着 HRT 的进一步增加，有机酸会导致系统内的 pH 下降，化学沉淀效能降低，导致 TP 去除率下降；因此，HRT 为 4 h 时，最有利于生态砾石床进行填料除磷吸附和化学沉淀作用。在 HRT 为 6、4 和 2 h 条件下 CC-AL 组的出水 pH 分别为 7.68 ± 0.12 、 7.93 ± 0.18 和 7.78 ± 0.15 ，与进水 pH 比稍有提升，HRT 4 h 时碱性和提升幅度最大，这也与其 TP 去除率最高的结果相符。

CC-AL 组和 CC-UN 组添加了除磷填料钢渣，显著提高了 TP 的去除效能。CC-AL 组比 CC-UN 组和 CG 组分别高 5.86 和 21.52 个百分点（HRT 6 h）、9.18 和 29.27 个百分点（HRT 4 h）、7.44 和 23.18 个百

分点（HRT 2 h），三种 HRT 条件下 CC-AL 组相较 CG 组提升 20 个百分点以上。HRT 4 h 条件下 TP 削减负荷为 $0.89 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ （以 P 计，全文同），该除磷效能远超《人工湿地水质净化技术指南》中 II 区所规定的 TP 削减负荷范围 $0.008 \sim 0.05 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ，显示出较好的 TP 去除能力。钢渣的饱和吸附量为 $0.94 \text{ mg}/\text{g}$ ^[32]，HRT 4 h 时，本研究进水 TP 浓度为 $(1.30 \pm 0.14) \text{ mg}/\text{L}$ ，TP 去除率为 40%，试验填充的 250 kg 钢渣理论 TP 最大吸附量为 235 g，理论服务天数为 314 d，按 2.0 的工程安全系数核算，本研究填充的钢渣可支持稳定运行 157 d。

2.2.4 HRT 及填料类型对 COD 去除效能的影响

HRT 为 6、4 和 2 h 条件下三组强化生态砾石床出水 COD 随 HRT 变化呈递减趋势（图 5），出水 COD 浓度满足 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》IV 类标准限值，当 HRT 为 2 h 时，COD 出水浓度最低，CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组的 COD 出水浓度分别为 (24.86 ± 2.03) 、 (25.34 ± 3.41) 和 $(21.72 \pm 3.62) \text{ mg}/\text{L}$ 。

启动期 COD 相对较高，这是因为砾石床中的异养菌尚未适应新环境，COD 的消耗量较低。玉米芯主要由纤维素、半纤维素和木质素构成，其表面和孔隙中还含有一定量易溶性有机物^[6]。在生态砾石床中，有机物主要通过反硝化或微生物降解去除^[33]。随着 HRT 的增长，砾石床低 DO 环境抑制了有机物的好氧降解^[34]，进一步提高了出水 COD^[11]。

从填料类型来看，CC-AL 组出水 COD 浓度稍高于 CC-UN 组，这是因为 CC-AL 经碱处理后，木质纤维素结构被破坏，水解菌更易分解^[11]，能为反硝化菌提供更充足的电子供体。未经处理的 CC-UN 表面覆盖难溶的纤维素与木质素，碳释放速率相对较慢。有研究报道经过 159 d 的运行后，玉米芯仍能为反硝化提供足量的电子供体和有机碳源，且未出现填料层堵塞及 TN 积累现象，表明玉米芯是比较稳定的植物碳源填料^[35]。

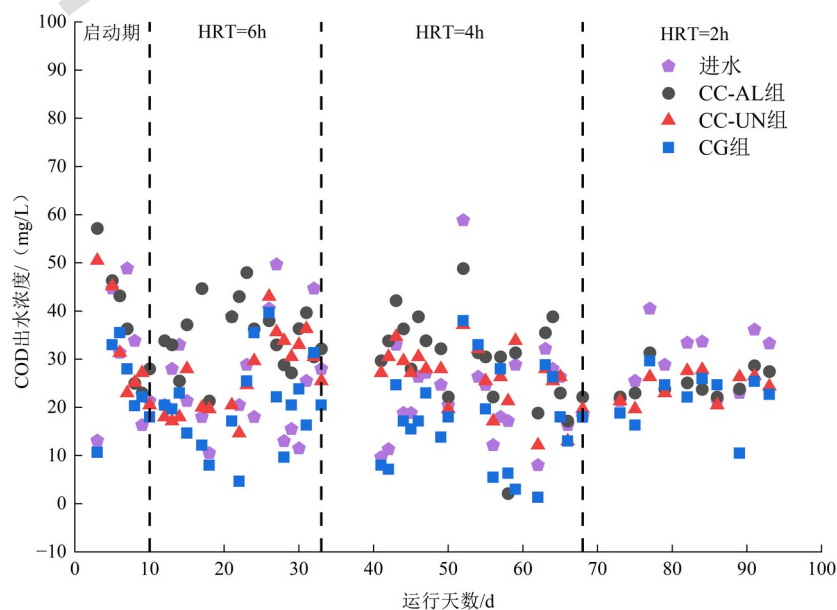


图5 三组强化生态砾石床 COD 去除效能

Fig.5 The COD removal performance of the three enhanced ecological gravel beds

2.3 微生物群落结构与功能分析

2.3.1 微生物群落结构分析

微生物群落组成分析能够揭示生物膜体系对污染物的去除机制。本研究对 CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组取得的植物碳源填料、砾石和钢渣表面的微生物样混合进行宏基因组分析。3 组生态砾石床所测得到的群落覆盖度 Coverage 均大于 0.999，表明分析结果可靠^[36]。

2.3.1.1 群落丰度分析

基于各样本基因丰度数据，构建了 Venn 图。碳源填料种类对微生物群落丰度影响较大，3 组生态砾石床样本含有大量相同的和独特的种下单元（OTU）。相较 CG 组（166848），CC-AL 组（318639）和 CC-UN 组（546742）独特的 OTU 数量较高，表明植物碳源的投加有助于促进砾石床内反硝化相关微生物的生长与多样化，从而提高了微生物群落系统的稳定性^[37]。同时，CC-AL 组（1746226）的 OTU 总量小于 CC-UN 组（1994554），可能因为 CC-AL 填料经碱处理去除了小分子有机酸，CC-UN 填料释放的碳源种类更为丰富^[38]。

2.3.1.2 群落门水平分析

CC-AL 组和 CC-UN 组与 CG 组在门水平上的主要细菌群落组成及优势群落结构差异显著（图 6（a）），CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组中拟杆菌门（Bacteroidota）占比分别为 16.5%、8.5% 和 4.9%，CC-AL 组和 CC-UN 组分别是 CG 组的 3.37 倍和 1.73 倍。Bacteroidota 中有常见的异养反硝化细菌，能降解纤维素、蛋白质和脂肪等大分子有机物，并将其分解为乙酸、丙酸等小分子物质^[39]。该菌门有利于植物碳源的分解和利用，CC-AL 组 Bacteroidota 丰度最高，表明碱改性处理增强了碳源的可降解性和微生物可利用性。在 CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组中假单胞菌门（Pseudomonadota）分别占比 23.5%、45.7% 和 51.6%，相较 CG 组，CC-AL 组和 CC-UN 组的丰度较低；Pseudomonadota 参与反硝化过程，包含大量反硝化菌，能够将 NO_3^- -N 还原为 NO_2^- -N，从而有效促进短程反硝化反应^[40]。CC-AL 组中的 Pseudomonadota 可能与提供碳源的 Bacteroidota 形成发达的共生协作群落结构，提高系统脱氮效能^[41]。CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组中热脱硫杆菌门（Thermodesulfobacteriota）占比分别为 18.6%、4.4% 和 0.2%，CC-AL 组和 CC-UN 组分别是 CG 组的 93 倍和 22 倍。Thermodesulfobacteriota 能驱动硫循环，为自养反硝化提供有机供体，提高系统脱氮能力，同时能改变磷的形态，促进磷化氢的生成^[42]。表明该菌群的提升促进 CC-AL 组脱氮除磷效能高于其他两组，与 2.3~2.4 节 CC-AL 组脱氮除磷效能最高的结论一致。

在门水平上，CC-AL 组的 Bacteroidota 菌群和 Thermodesulfobacteriota 菌群的数量显著提升，是 CG 组的 3.37 倍和 93 倍，有效富集了脱氮优势菌群。同时，定向富集 Pseudomonadota 菌群中高效的反硝化菌，

与 Bacteroidota、Thermodesulfobacteriota 等菌群功能互补、协同作用，共同驱动生态砾石床中氮磷等污染物的高效去除。

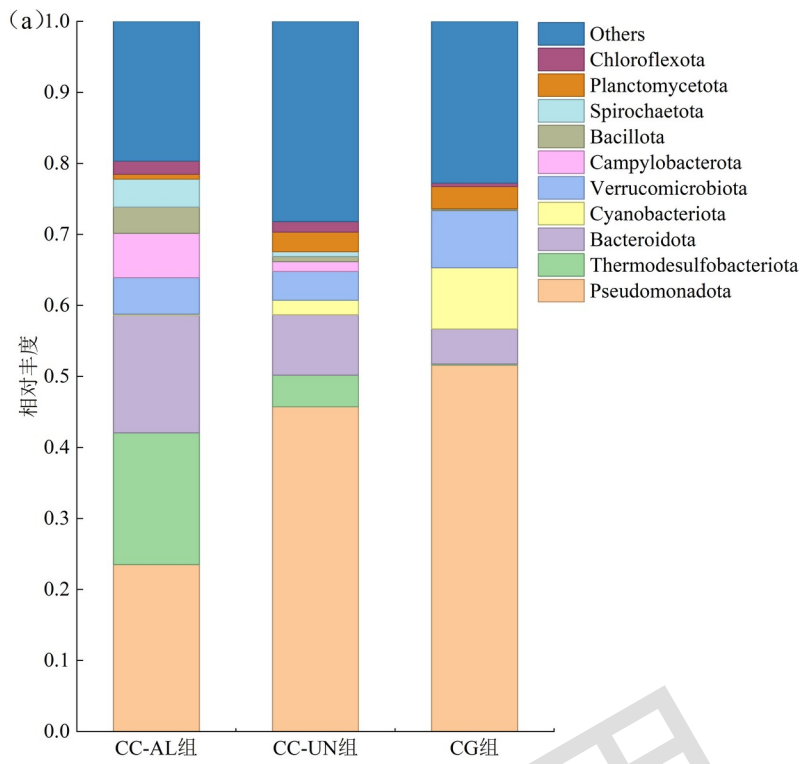
2.3.1.3 群落属水平分析

基于 NR 数据库的物种注释结果，从属水平揭示了 CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组不同碳源条件下生态砾石床系统的优势菌属组成差异（图 6（b））。

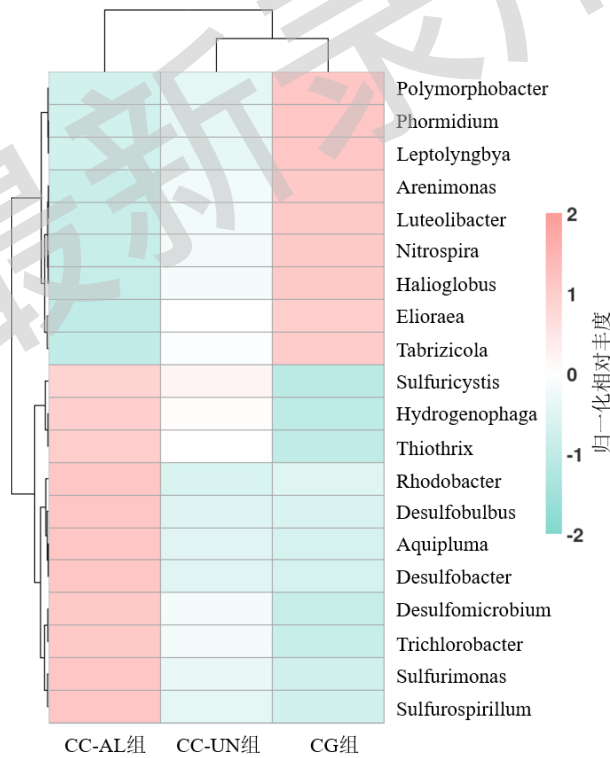
不同碳源填料显著影响生态砾石床中功能微生物的结构组成与代谢途径，CC-AL 组的优势菌属为三氯杆菌（*Trichlorobacter*，6.41%），占比是 CC-UN 组的 2.94 倍，在 CG 组未检出，*Trichlorobacter* 是一种专性厌氧菌，能够通过乙酸盐氧化进行硝酸盐异化还原（DNRA），将 NO_3^- -N 还原为 NH_3 ，提升 CC-AL 组和 CC-UN 组的脱氮效能^[43]。CC-AL 组的脱硫杆菌（*Desulfobacter*，5.26%）占比是 CC-UN 组的 11.64 倍，在 CG 组未检出，*Desulfobacter* 普遍存在于缺氧环境中，参与硫酸盐还原、有机物降解和硝酸盐还原，其基因丰度与污染负荷呈正相关，可以帮助植物碳源分解，为反硝化反应提供电子供体^[44]。

CG 组的优势菌属为大不里士杆菌（*Tabrizicola*，4.42%），占比是 CC-UN 组的 2.10 倍，在 CC-AL 组未检出，*Tabrizicola* 是好氧菌，多在水体沉积物中存在，可以降解、矿化水体中有机物质。CG 组中鞘丝蓝细菌（*Leptolyngbya*）（1.34%）占比是 CC-UN 组的 6.70 倍，在 CC-AL 组未检出，*Leptolyngbya* 能通过光合作用释放氧气，为系统内好氧微生物提供氧气^[45]，促进有机污染物的氧化降解。

CC-AL 组和 CC-UN 组通过富集缺氧反硝化菌和提高植物碳源分解速度，有效提升系统脱氮效能，而 CG 组则维持了系统的 DO 水平，存在较多好氧菌群，对好氧硝化反应具有促进作用。三组砾石床的群落组成差异较大，功能菌属间的协同作用（如反硝化、DNRA 与硫氧化过程）共同构建了高效稳定的氮循环过程，为生态砾石床碳源设计优化及污水处理系统的微生物调控提供了重要的理论支撑。



(a) 群落门水平柱形图



(b) 群落属水平 Heatmap 图

图6 群落门水平柱形图及属水平 Heatmap 图

Fig.6 Relative abundance of microbial communities at the phylum level and the heatmap of microbial community composition at the genus level

2.3.2 植物碳源强化脱氮代谢路径分析

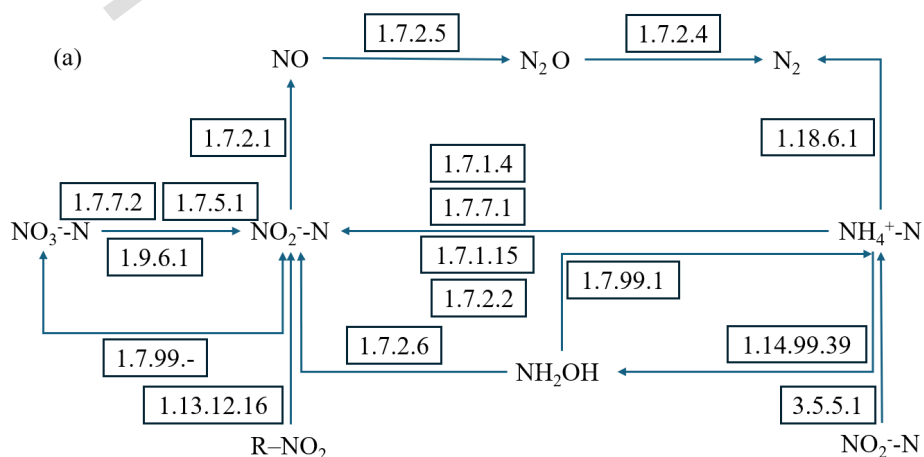
为了揭示 CC-AL 和 CC-UN 不同碳源条件下生态砾石床的氮代谢路径，根据 KEGG 酶注释的结果，构建了完整的氮循环代谢路径可视化图谱（图 7（a））。氮的生物转化包含反硝化、DNRA、氮固定、硝化和氨氧化等。除了氨氧化路径中部分 NO_3^- -N 还原为 NH_3 ，其他的 NO_3^- -N 通过反硝化过程转化为 N_2 。该分析体系通过酶编码标注方式，直观呈现了各代谢节点的功能关联与通量分布特征。

由 *narG*、*narZ* 和 *nxrA* 编码的 EC.1.7.99.- 是丰度最高的反硝化还原酶，其次是 EC.1.7.5.1，这两种酶在硝酸盐还原中占据主导地位，帮助 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 转化。添加 CC-AL 和 CC-UN 碳源后，两种酶的丰度显著提升，其中 CC-AL 组提升幅度最大，EC.1.7.99.- 和 EC.1.7.5.1 分别是 CG 组的 2.10 倍和 2.35 倍，这与 CC-AL 组 NO_3^- -N 去除率最高相一致，说明碳源的投加可以促进反硝化反应， NO_3^- -N 的去除是提高脱氮效果的关键。

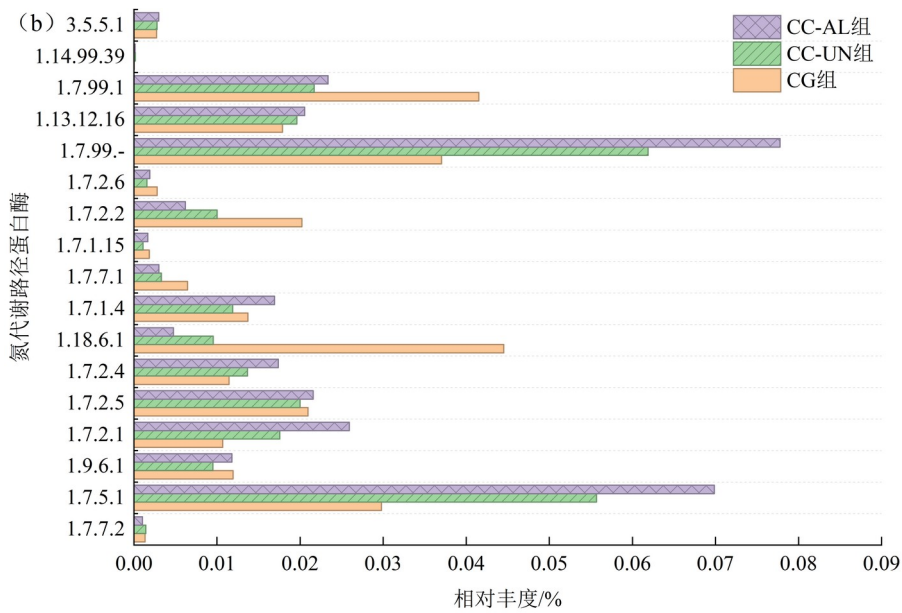
产出的 NO_2^- -N 在 *nirK* 和 *nirS* 基因编码的还原酶（EC 1.7.2.1）作用下转化为 NO。接着，进一步经由 *norB* 和 *norC* 基因编码的还原酶（EC 1.7.2.5）催化生成 N_2O 。 N_2O 最终被 *nosZ* 基因编码的还原酶（EC 1.7.2.4）催化生成 N_2 ，释放到大气中^[46-47]。添加碳源的 CC-AL 组和 CC-UN 组这三种酶丰度均高于对照组 CG，但提升幅度较小，这可能会造成中间产物 NO_2^- -N、NO 和 N_2O 的积累，成为制约反硝化反应速度的因素，也能解释 CC-AL 组和 CC-UN 组 NO_2^- -N 出水浓度高于 CG 组和进水的原因。

同时，进水中占比较少少的 NH_4^+ -N 在 EC 1.7.7.1 和 EC 1.7.2.2 等硝化酶的参与下转化为 NO_2^- -N。CC-AL 组这几种酶丰度最低，这也是 CC-AL 组 NH_4^+ -N 去除效能较低的原因之一。

本系统中脱氮微生物以反硝化菌为主，传统的微生物硝化和反硝化过程中，反硝化菌、氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的数量几乎相等^[48]。因此，植物碳源的投加富集了反硝化菌的丰度，对反硝化反应过程起到积极作用，尤其是 NO_3^- -N 的还原速度得到极大提升，提高了反硝化反应在整个脱氮过程中的权重。



(a) 氮代谢的酶通路



(b) 氮代谢过程中酶相对丰度

图 7 强化脱氮的氮代谢酶通路及氮代谢过程中酶相对丰度

Fig.7 The nitrogen metabolism pathways and relative abundance of enzymes involved in nitrogen metabolism for nitrogen removal enhancement

3 结论

(1) 碱改性玉米芯 CC-AL 相较于未改性玉米芯 CC-UN，表现出更高的碳释放能力，是更理想的植物碳源。采用 CC-AL 或 CC-UN 与钢渣构建的新型强化生态砾石床，在处理宁夏实际污水厂尾水时表现出良好的脱氮除磷效能。HRT6、4 和 2 h 条件下，TN 和 NO₃⁻-N 的去除率随 HRT 呈下降趋势，HRT 在 6 h 时砾石床对 TN、NO₃⁻-N 的去除率最高，HRT 4 h 时砾石床对 NH₄⁺-N 和 TP 的去除率最高，综合考虑氮磷去除效能，优选推荐 HRT 为 6 h，此时进水流量 40 L/h，水力负荷 0.84 m³/(m²·d)。

(2) CC-AL 优于 CC-UN，TN、NO₃⁻-N、TP 去除率由高到低依次为 CC-AL 组、CC-UN 组和 CG 组（HRT6、4 和 2 h 条件下）。HRT6 h 时，CC-AL 组对 TN、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 TP 的去除率可分别达 64.72%±4.20%、85.93%±2.18%、46.88%±3.63%和 31.32%±1.25 %；其 TN 去除率比 CC-UN 组和 CG 组分别高 15.78 和 56.72 个百分点；NO₃⁻-N 去除率比 CC-UN 组和 CG 组分别高 9.26 和 84.21 个百分点；TP 去除率比 CC-UN 组和 CG 组分别高 5.86 和 21.52 个百分点。植物碳源和除磷钢渣填料的投加，能够强化生态砾石床的脱氮除磷效能。

(3) 宏基因组分析结果表明，植物碳源不仅可为反硝化过程提供电子供体，提高砾石床脱氮效能，而且可显著提升反硝化细菌相关类群 Bacteroidota、Thermodesulfobacteriota 等和反硝化细菌 *Trichlorobacter*、*Desulfobacter* 等的相对丰度，并能提高硝酸盐还原酶（EC.1.7.99.-和 EC.1.7.5.1）的浓度，从而强化微生物的反硝化途径，对于强化生态砾石床工程应用有着重要现实意义。

参考文献

- [1] 鲍子谷,邱迪.低温条件下生态砾石床技术在河道水质净化中的应用[J].工程建设与设计,2022(17):144-146.
BAO Z G,QIU D.Application of ecological gravel bed technology in river water purification under low temperature condition[J].Construction & Design for Project,2022(17):144-146.
- [2] 葛俊,胡小贞,庞燕,等.砾间接触氧化法对白鹤溪低污染水体的净化效果[J].环境科学研究,2015,28(5):816-822.
GE J,HU X Z,PANG Y,et al.Research on purifying lightly contaminated water in Baihe River by gravel contact oxidization process[J].Research of Environmental Sciences,2015,28(5):816-822.
- [3] GUERRERO-BROTOS M,PERUJO N,ROMANÍ A M,et al.Advantages of using a carbon-rich substrate in a constructed wetland for agricultural water treatment:Carbon availability and biota development[J].Agriculture,Ecosystems & Environment,2024,360:108792.
- [4] FAN C Z,HE S B,WU S Q,et al.Improved denitrification in surface flow constructed wetland planted with *Calamus*[J].Journal of Cleaner Production,2021,291:125944.
- [5] 常洋,王彤,王海燕,等.芦苇碳源-表面流人工湿地对农田退水脱氮的长期效能研究[J].环境工程技术学报,2016,6(5):453-461.
CHANG Y,WANG T,WANG H Y,et al.The long-term nitrogen removal efficiency from agricultural runoff in *Phragmites australis* packed surface flow constructed wetland[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2016,6(5):453-461.
- [6] XIONG R,YU X X,ZHANG Y E,et al.Comparison of agricultural wastes and synthetic macromolecules as solid carbon source in treating low carbon nitrogen wastewater[J].Science of the Total Environment,2020,739:139885.
- [7] ZHANG C C,YIN Q,WEN Y,et al.Enhanced nitrate removal in self-supplying carbon source constructed wetlands treating secondary effluent:The roles of plants and plant fermentation broth[J].Ecological Engineering,2016,91:310-316.
- [8] 张震宇,王泉,龙发编,等.基于建筑废物的人工湿地除磷滤料的制备及其性能[J].环境工程技术学报,2024,14(5):1572-1579.
ZHANG Z Y,WANG Q,LONG F B,et al.Preparation and performance of artificial wetland phosphorus removal filter media based on construction wastes[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(5):1572-1579.
- [9] 王澎喆,赵志轩,吴皓天,等.基于分层需水的水资源均衡配置研究[J].水资源与水工程学报,2024,35(4):56-65.
WANG P Z,ZHAO Z X,WU H T,et al.Research on balanced allocation of water resources based on stratified water demand[J].Journal of Water Resources and Water Engineering,2024,35(4):56-65.
- [10] 住房和城乡建设部.城镇污水水质标准检验方法:CJ/T 51—2018[S/OL].[2026-03-10].https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/zc/wjk/art/2018/art_17339_238682.html.
- [11] ZHENG Y C,CAO T,ZHANG Y D,et al.Characterization of dissolved organic matter and carbon release from wetland plants for enhanced nitrogen removal in constructed wetlands for low C–N wastewater treatment[J].Chemosphere,2021,273:129630.
- [12] 凌宇.高效缓释碳源填料用于污水厂尾水深度脱氮的研究[D].北京:中国环境科学研究院,2021.
- [13] ZHENG Y,ZHAO J,XU F Q,et al.Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production[J].Progress in Energy and Combustion Science,2014,42:35-53.
- [14] ESCUDIÉ R,CRESSON R,DELGENÈS J P,et al.Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors:an overview of 15 years of research[J].Water Research,2011,45(1):1-10.
- [15] WU W Z,LIU Y,ZHU Q,et al.Remediation of polluted river water by biological contact oxidation process using two types of carriers[J].International Journal of Environment and Pollution,2009,38(3):223.
- [16] 刘晓东,张晨阳,华祖林,等.铁碳生态滤坝强化污水厂尾水脱氮的中试研究[J].环境科学学报,2026,46(1):51-59.
LIU X D,ZHANG C Y,HUA Z L,et al.Pilot study on the denitrification effect of sewage treatment plant effluent augmented by iron-carbon ecological filter dam[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2026,46(1):51-59.
- [17] 陆松柳,张辰,王国华.碳源强化对人工湿地反硝化过程的影响研究[J].环境科学学报,2011,31(9):1949-1954.
LU S L,ZHANG C,WANG G H.Study on the influence of enhanced carbon resource on denitrification in the constructed wetland[J].Acta Scientiae Circumstantiae,2011,31(9):1949-1954.
- [18] WANG J,XIA L,CHEN J Y,et al.Synergistic simultaneous nitrification-endogenous denitrification and EBPR for advanced nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands[J].Chemical Engineering Journal,2021,420:127605.

- [19] JIA W,SUN X,GAO Y,et al.Fe-modified biochar enhances microbial nitrogen removal capability of constructed wetland[J].*Science of the Total Environment*,2020,740:139534.
- [20] HU Y,HE F,MA L,et al.Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems[J].*Bioresource Technology*,2016,207:339-345.
- [21] ZHANG S N,LIU F,LUO P,et al.Does rice straw application reduce N₂O emissions from surface flow constructed wetlands for swine wastewater treatment [J].*Chemosphere*,2019,226:273-281.
- [22] LI Y Y,WANG S,LI Y,et al.Corn straw as a solid carbon source for the treatment of agricultural drainage water in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J].*Water*,2018,10(4):511.
- [23] 王海燕,赵远哲,王文富,等.人工湿地脱氮影响因素及强化措施研究进展[J].*环境工程技术学报*,2020,10(4):585-597.
- WANG H Y,ZHAO Y Z,WANG W F,et al.A review of influencing factors and enhanced measures for nitrogen removal of constructed wetlands[J].*Journal of Environmental Engineering Technology*,2020,10(4):585-597.
- [24] TAN X,YANG Y L,LIU Y W,et al.Quantitative ecology associations between heterotrophic nitrification-aerobic denitrification,nitrogen-metabolism genes,and key bacteria in a tidal flow constructed wetland[J].*Bioresource Technology*,2021,337:125449.
- [25] FAN J L,WANG W G,ZHANG B,et al.Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands:Impact of influent COD/N ratios[J].*Bioresource Technology*,2013,143:461-466.
- [26] SPOKAS K A,NOVAK J M,VENTEREA R T.Biochar's role as an alternative N-fertilizer:ammonia capture[J].*Plant and Soil*,2012,350(1):35-42.
- [27] WU F,HE S B,GU X S,et al.The suitable biomass carbon source for improving nitrogen removal in surface flow constructed wetland system:Fresh vs.withered[J].*Journal of Environmental Management*,2022,308:114624.
- [28] MANGLA D,ANNU,SHARMA A,et al.Critical review on adsorptive removal of antibiotics:Present situation,challenges and future perspective[J].*Journal of Hazardous Materials*,2022,425:127946.
- [29] 沈鑫宇,闫肖雅,林杨,等.一种新型钢渣基免烧陶粒滤料的制备及其性能研究[J].*环境工程技术学报*,2023,13(4):1525-1534.
- SHEN X Y,YAN X Y,LIN Y,et al.Preparation and performance study of a new type of steel slag-based non-fired ceramsite filter media[J].*Journal of Environmental Engineering Technology*,2023,13(4):1525-1534.
- [30] CHANGALVAEI M,NILFOROUSHAN M R,ARABMARKADEH A,et al.Removal of Ni and Zn heavy metal ions from industrial waste waters using modified slag of electric arc furnace[J].*Materials Research Express*,2021,8(5):055506.
- [31] ZHAO C R,CHEN N,LIU T,et al.Effects of adding different carbon sources on the microbial behavior of sulfate-reducing bacteria in sulfate-containing wastewater[J].*Journal of Cleaner Production*,2023,392:136332.
- [32] 黄有洋.钢渣填料除磷特性与机理研究[D].长沙:中南林业科技大学,2024.
- [33] YU L J,CHEN T,XU Y H.Effect of corn cobs as external carbon sources on nitrogen removal in constructed wetlands treating micro-polluted river water[J].*Water Science and Technology*,2019,79(9):1639-1647.
- [34] MARTÍNEZ N B,TEJEDA A,del TORO A,et al.Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon[J].*Science of the Total Environment*,2018,645:524-532.
- [35] 赵文莉,郝瑞霞,王润众,等.复合碳源填料反硝化脱氮及微生物群落特性[J].*中国环境科学*,2015,35(10):3003-3009.
- ZHAO W L,HAO R X,WANG R Z,et al.Denitrification of composite carbon filler and character of microbial community[J].*China Environmental Science*,2015,35(10):3003-3009.
- [36] ZHENG Y C,YANG D,DZAKPASU M,et al.Effects of plants competition on critical bacteria selection and pollutants dynamics in a long-term polyculture constructed wetland[J].*Bioresource Technology*,2020,316:123927.
- [37] ZHENG Y C,LIU Y,QU M W,et al.Fate of an antibiotic and its effects on nitrogen transformation functional bacteria in integrated vertical flow constructed wetlands[J].*Chemical Engineering Journal*,2021,417:129272.
- [38] YU G L,PENG H Y,FU Y J,et al.Enhanced nitrogen removal of low C/N wastewater in constructed wetlands with co-immobilizing solid carbon source and denitrifying bacteria[J].*Bioresource Technology*,2019,280:337-344.
- [39] YUAN T G,BIAN S W,KO J H,et al.Exploring the roles of zero-valent iron in two-stage food waste anaerobic digestion[J].*Waste Management*,2020,107:91-100.

- [40] WANG L M,ZHOU Y,PENG F Q,et al.Intensified nitrogen removal in the tidal flow constructed wetland-microbial fuel cell:Insight into evaluation of denitrifying genes[J].Journal of Cleaner Production,2020,264:121580.
- [41] 毕玉翠,刘福兴,付子轼,等.生物炭或铁矿石添加对人工湿地脱氮效率的影响及微生物机制分析[J].环境工程技术学报,2025,15(2):545-558.
- BI Y C,LIU F X,FU Z S,et al.Effects of biochar or iron ore addition on nitrogen removal efficiency and microbial mechanism in constructed wetlands[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2025,15(2):545-558.
- [42] UZUN M,KOZIAEVA V,DZIUBA M,et al.Detection of interphylum transfers of the magnetosome gene cluster in magnetotactic bacteria[J].Frontiers in Microbiology,2022,13:945734.
- [43] SOROKIN D Y,TIKHONOVA T V,KOCH H,et al.*Trichlorobacter ammonificans*,a dedicated acetate-dependent ammonifier with a novel module for dissimilatory nitrate reduction to ammonia[J].The ISME Journal,2023,17(10):1639-1648.
- [44] HUSSAIN B,CHEN J S,HUANG S W,et al.Underpinning the ecological response of mixed chlorinated volatile organic compounds (CVOCs) associated with contaminated and bioremediated groundwaters:a potential nexus of microbial community structure and function for strategizing efficient bioremediation[J].Environmental Pollution,2023,334:122215.
- [45] LI Y Y,NAMAN C B,ALEXANDER K L,et al.The chemistry,biochemistry and pharmacology of marine natural products from *Leptolyngbya*,a chemically endowed genus of cyanobacteria[J].Marine Drugs,2020,18(10):508.
- [46] JIN P,CHEN Y Y,YAO R,et al.New insight into the nitrogen metabolism of simultaneous heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium in mRNA expression[J].Journal of Hazardous Materials,2019,371:295-303.
- [47] KUYPERS M M M,MARCHANT H K,KARTAL B.The microbial nitrogen-cycling network[J].Nature Reviews Microbiology,2018,16(5):263-276.
- [48] JI G D,HE C G,TAN Y F.The spatial distribution of nitrogen removal functional genes in multimedia biofilters for sewage treatment[J].Ecological Engineering,2013,55:35-42.