

高溶氧对黄铁矿-生物炭基人工湿地处理海水养殖尾水的影响研究

邵月威^{1,2}, 吕剑^{1,2}, 王建华¹, 张翠¹, 武君³,
邓传燕⁴, 初闻武⁵

(1.中国科学院烟台海岸带研究所 中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东 烟台 264003; 2.中国科学院大学, 北京 100049; 3.哈尔滨工程大学 烟台哈尔滨工程大学研究院, 山东 烟台 264006; 4.山东恒兴种业科技有限公司, 山东 潍坊 262716; 5.博兴县渔业服务中心, 山东 滨州 256500)

摘要:本研究搭建以黄铁矿-生物炭为基质的人工湿地, 分析了溶氧浓度对海水养殖尾水处理效果的影响。当进水溶氧浓度为 3~5 mg/L 和 6~8 mg/L 时, 人工湿地对 TN 的去除率为 20%~30%; 当进水溶氧浓度为 0~2 mg/L 时, TN 去除率在 40% 以上, 但生成的 NO₂-N 浓度达到 5.07 mg/L, 危害生物健康。高溶氧浓度更有利于磷酸盐的去除 (PO₄-P), 当进水 PO₄-P 浓度为 33.10 mg/L 时, 进水溶氧为 6~8 mg/L 的人工湿地对 PO₄-P 的去除率在 37% 以上。SEM-EDS 扫描显示, 处理过养殖尾水的黄铁矿表面存在铁磷配合物, 这进一步证明了该系统对尾水中的磷有一定去除能力。微生物群落组成分析表明, 适当提高进水溶氧浓度有利于黄铁矿-生物炭基人工湿地微生物富集。结果表明, 本研究所构建的人工湿地系统对高溶氧养殖尾水有较好的处理能力, 为海水养殖尾水的处理提供了理论依据。

关键词:人工湿地; 黄铁矿; 养殖尾水; 反硝化

中图分类号: X714 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2025)01-0067-08

Study on the effect of high dissolved oxygen on the treatment of marine aquaculture tail water by pyrite-biochar based constructed wetland

SHAO Yuewei^{1,2}, LYU Jian^{1,2}, WANG Jianhua¹, ZHANG Cui¹, WU Jun³,
DENG Chuanyan⁴, CHU Wenwu⁵

(1.Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3.Yantai Research Institute, Harbin Engineering University, Yantai 264006, China; 4.Shandong Evergreen Seedlings Technology Co., Ltd, Weifang 262716, China; 5.Boxing Country Fisheries Service Center, Binzhou 256500, China)

Abstract: In this study, a constructed wetland based on pyrite-biochar was constructed to analyze the effect of dissolved oxygen concentration on the tail water treatment effect of mariculture. When the influent dissolved oxygen concentration was 3-5 mg/L and 6-8 mg/L, the TN removal efficiency of the constructed wetland was stable between 20% and 30%. When the concentration of dissolved oxygen in the influent was 0-2 mg/L, the

收稿日期: 2023-12-13, 修订日期: 2024-01-23

基金项目:国家重点研发计划课题、项目 (2023YFD2400405, 2023YFD2400400); 国家自然科学基金项目 (42277037, 41907152); 泰山学者工程专项 (tstp20240522); 山东省自然科学基金项目 (ZR2020QD131); 中国科学院科技服务网络计划 (STS 计划) 区域重点项目 (KFJ-STQY-ZX-114)

作者简介:邵月威 (1998-), 男, 山东烟台人, 硕士研究生, 研究方向为养殖尾水处理, E-mail: 1766048735@qq.com

通信作者:吕剑 (1979-), 男, 研究员, 从事海岸带水资源保护与可持续利用研究, E-mail: jlu@yic.ac.cn

TN removal rate was more than 40%, but the $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration generated was up to 5.07 mg/L, which was harmful to biological health. High dissolved oxygen concentration was more conducive to the removal of phosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$). When the $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in the constructed wetland was 33.10 mg/L, the removal rate of $\text{PO}_4\text{-P}$ in the constructed wetland with dissolved oxygen concentration of 6-8 mg/L was more than 37%. SEM-EDS scanning showed the presence of Fe-P complexes on the surface of pyrite treated with aquaculture tail water, which further proved that the system had some ability to remove P from tail water. The analysis of microbial community composition showed that appropriately increasing the concentration of dissolved oxygen in influent water was conducive to microbial enrichment in pyrite-biochar based constructed wetland. The results showed that the constructed wetland system in this study had a good treatment capacity for tail water of high-dissolved oxygen aquaculture, which provided a theoretical basis for the treatment of tail water of mariculture.

Key words: constructed wetland; pyrite; aquaculture tail water; denitrification

2022年中国海水养殖产值达4638.84亿元^[1]。在养殖总产量逐年提高^[2]的背景下,仍有不少问题亟待解决。我国大部分地区的养殖区域采用肥水养殖,形成了大面积、高密度、多投喂的养殖格局^[3],水体总氮、总磷浓度超标,直接排放入海会造成海洋水体的严重污染,因此探索出高效的尾水处理方法迫在眉睫。

作为新兴的污水处理技术,人工湿地具有净化效果好、应用范围广、运行成本低等优点,其中基质选择尤为重要,它承担的作用包括截留和吸附颗粒污染物、为微生物脱氮提供电子和载体等^[4]。单一基质的人工湿地已无法满足日益严格的水体排放标准,探索不同基质的组合成为当下的研究热点。生物炭具有比表面积高和孔隙结构丰富等优点^[5],将生物炭作为基质,可以提高微生物丰度,促进污染物的去除^[6]。富含Fe、S元素的黄铁矿,可以作为某些微生物的电子供体,通过自养反硝化作用增强氮的去除能力^[7],同时黄铁矿的氧化产物亚铁离子(Fe^{2+})、铁离子(Fe^{3+})、氢氧化铁 [$\text{Fe}(\text{OH})_3$] 可以通过形成沉淀的方式去除磷酸盐($\text{PO}_4\text{-P}$),达到高效脱氮、除磷的效果。

高溶氧浓度与高效脱氮、除磷通常相互矛盾,然而养殖尾水溶氧浓度一般处于较高范围(4~7 mg/L)^[8],这就导致溶氧浓度成为处理养殖尾水的关键因素。基于上述情况,本实验构建了黄铁矿-生物炭基人工湿地,通过连续监测出水水质,对比分析不同溶氧浓度下人工湿地处理氮、磷污染物的差异,探讨污染物的去除机制,

为后续人工湿地的设计、运行提供理论依据,并为养殖尾水的高效处理提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 人工湿地搭建与人工养殖尾水的配置

所搭建的装置为垂直潜流式人工湿地,其材质为PVC管($d=6.6\text{ cm}$, $H=20\text{ cm}$)。人工湿地共3层:第1层为1.5 cm厚的细鹅卵石层,第2层为15 cm厚的黄铁矿-生物炭基质[黄铁矿(粒径1~2 mm):生物炭(粒径2~4 mm)=1:1,体积比]层,第3层为3.5 cm厚的鹅卵石(粒径4~6 mm)层。按照以上基质组成搭建3个同样的人工湿地。

人工养殖尾水A的配制(g/L):氯化铵(NH_4Cl , 0.020)、磷酸二氢钾(KH_2PO_4 , 0.047)、硝酸钾(KNO_3 , 0.098)、醋酸钠(CH_3COONa , 0.102)、氯化钠(NaCl , 10)和自来水(1 L)。人工养殖尾水最终水质参数如下:氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$)浓度为(5.14±0.30) mg/L;硝酸盐($\text{NO}_3\text{-N}$)浓度为(59.62±2.11) mg/L;亚硝酸盐($\text{NO}_2\text{-N}$)浓度为0 mg/L;磷酸盐($\text{PO}_4\text{-P}$)浓度为(33.10±2.04) mg/L;化学需氧量(COD)浓度为80 mg/L; pH为7.0±0.2;盐度为10。

人工养殖尾水B的配制(g/L):减少人工养殖尾水A中醋酸钠的含量至0.026 g/L,其COD浓度达到20 mg/L,使其更接近真实养殖尾水的水质。

1.2 人工湿地运行

运行前,在所构建的人工湿地中加入30 g对

虾海水养殖系统的尾渣,以人工养殖尾水 A 为进水,维持 30 d($HRT=2$ d),以丰富人工湿地系统的微生物组成。运行中,人工湿地的处理对象为人工养殖尾水 B, PB1、PB2、PB3 系统的进水溶氧

浓度分别为 $0\sim 2$ mg/L、 $3\sim 5$ mg/L、 $6\sim 8$ mg/L, HRT 设置为 1 d,每天定时采样,持续 30 d。具体实验装置如图 1 所示。

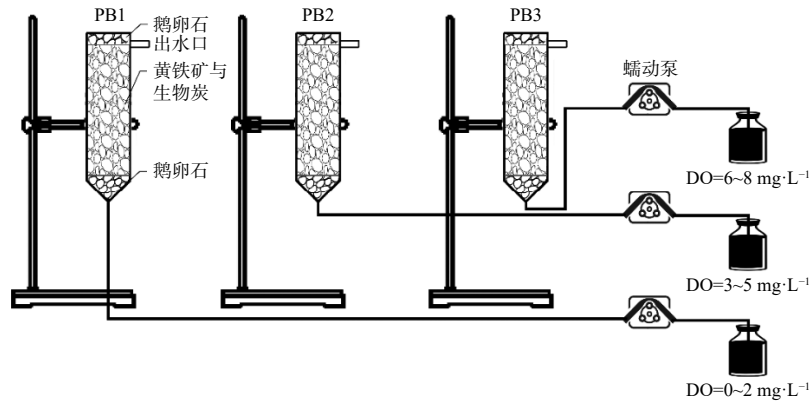


图 1 人工湿地示意图

Fig. 1 Schematic diagram of constructed wetlands

1.3 样品分析与表征

收集的水样经过 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤后,进行水质分析:采用纳氏试剂光度法测定 $\text{NH}_4\text{-N}$,紫外分光光度法测定 $\text{NO}_3\text{-N}$, N -(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定 $\text{NO}_2\text{-N}$,碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定总氮(TN),过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法测定 $\text{PO}_4\text{-P}$ ^[9]。

通过扫描电子显微镜(SEM, S-4800, 日本日立)观察黄铁矿与生物炭表面形态,通过能谱仪(EDS, AZtecOneGo, 日本日立)测定黄铁矿表面元素分布和组成。

1.4 微生物群落分析

运行结束后,将 PB1、PB2 和 PB3 中的黄铁矿和生物炭取出并称重,置于灭菌海水中超声 5 min,然后经 $0.22\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤,获得微生物样品。使用 E.Z.N.A.® soil DNA kit(Omega, 美国)试剂盒对生物样进行 DNA 提取, DNA 的纯度和浓度利用 NanoDrop Lite(Thermo, 美国)进行检测,采用琼脂糖凝胶电泳(1%)对提取获得的 DNA 进行质量分析。

DNA 样品寄送至上海美吉生物医药科技有限公司进行扩增子测序,扩增引物为 515F(5'-GTGCCAGCMGCCGCGG-3')和 907R(5'-CCGTCAATTCMTTTRAGTTT-3')。使用 FLASH 软

件对测序产生的序列进行过滤、拼接,然后根据 97% 的相似度,通过 UPARSE 对序列进行 OTU (operational taxonomic units) 聚类。采用 RDP classifier 对 OTU 进行分类注释,比对 Silva 数据库,分析各样本的群落物种组成。

2 结果与讨论

2.1 人工湿地在不同溶氧浓度下的脱氮效果分析

2.1.1 对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除效果

不同溶氧浓度条件下人工湿地对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除效果如图 2 所示。运行初期($0\sim 15$ d),因为 HRT 和 C/N 较微生物富集阶段显著降低,因此人工湿地 PB2 和 PB3 对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除率有所降低。当人工湿地运行稳定后, PB2 和 PB3 对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除率逐渐稳定在 30% 和 25% 左右,表明系统中存在反硝化细菌,其以硝酸盐为电子受体进行厌氧呼吸,达到去除 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的目的^[10]。研究发现,大部分反硝化过程只有在溶氧浓度低于 0.29 mg/L 时才出现,当溶氧浓度高于 2.20 mg/L 时,绝大多数专性厌氧菌会死亡,部分兼性厌氧菌繁殖受阻^[11],导致反硝化作用难以发生。本研究中,添加黄铁矿的人工湿地在溶氧浓度大于 3.00 mg/L 时仍对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 有一定的去除效果,说

明黄铁矿-生物炭基质的添加会促进反硝化细菌的富集,从而提高 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除率^[12]。

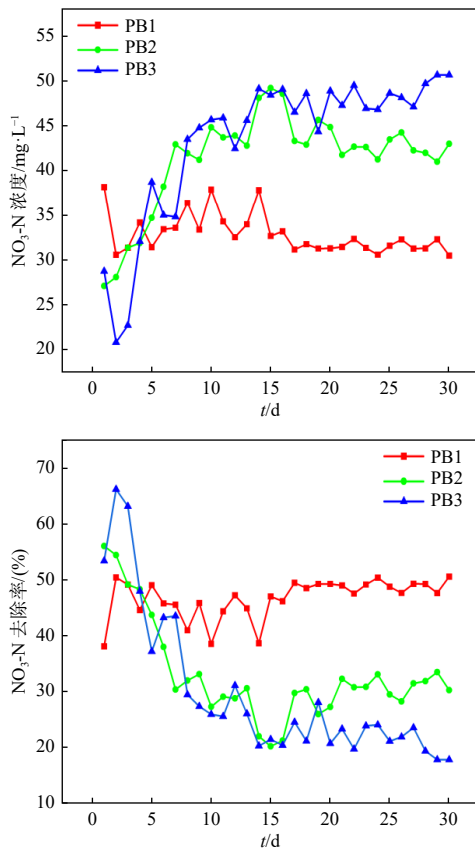


图2 不同溶氧浓度条件出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度变化与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除率变化

Fig. 2 Change of $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration and $\text{NO}_3\text{-N}$ removal rate in effluent under different dissolved oxygen concentration conditions

2.1.2 对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除效果

不同溶氧浓度下人工湿地对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除效果如图3所示。高溶氧是硝化过程发生的有利条件^[13],因此运行稳定后(15~30 d),高溶氧人工湿地系统 PB3 对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除效果(去除率高达 44.9%)显著优于系统 PB1(去除率 33.3%)和 PB2(去除率 31.7%)。此外,表面带负电的生物炭对带正电的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 有显著的吸附作用^[14],这也是所构建的人工湿地对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 有较好的去除效果的原因之一。但在运行初期(0~15 d),PB2 和 PB3 系统对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 去除率均低于 PB1,这可能是由于硝酸盐异化还原为铵(DNRA)过程的发生。研究发现,当水体存在足量 $\text{NO}_3\text{-N}$ 时, DNRA 细菌更倾向于利用 $\text{NO}_3\text{-N}$ 作为自身

生长的氮源^[15],因此在运行初期, PB2 与 PB3 系统对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除率高于 PB1,而 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除率低于 PB1。

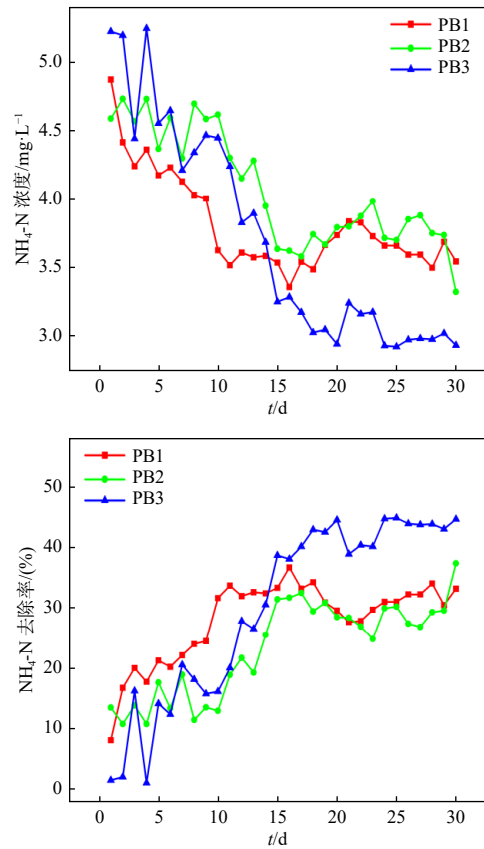


图3 不同溶氧浓度条件出水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度变化与 $\text{NH}_4\text{-N}$ 去除率变化

Fig. 3 Change of $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration and $\text{NH}_4\text{-N}$ removal rate in effluent under different dissolved oxygen concentration conditions

2.1.3 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的生成

不同溶氧浓度下人工湿地中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的生成结果如图4所示。研究发现,相比于 $\text{NO}_2\text{-N}$ 转化为 N_2 , $\text{NO}_3\text{-N}$ 还原为 $\text{NO}_2\text{-N}$ 所需的能量更少^[16],因此当碳源不足时,微生物无法充分还原 $\text{NO}_3\text{-N}$,从而造成 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的累积。本研究构建的3个人工湿地中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 均有不同程度的累积,这可能是因为系统由于缺氧而导致发生不完全硝化反应,或是因为硝化与反硝化作用的速度差异使生成的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 无法完全转化为 N_2 ^[17]。运行稳定后, PB1、PB2 和 PB3 系统出水中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 平均浓度分别为 5.07 mg/L、2.12 mg/L、1.19 mg/L,说明高溶氧可抑制 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的累积。

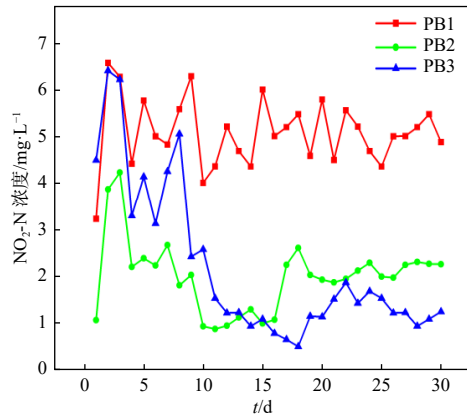


图 4 不同溶氧浓度条件出水 NO₂-N 浓度变化

Fig. 4 Change of NO₂-N concentration in effluent under different dissolved oxygen concentration conditions

2.1.4 对 TN 的去除效果

不同溶氧浓度条件下人工湿地对 TN 的去除效果如图 5 所示。人工养殖尾水中含氮污染物主要以 NO₃-N 的形式存在, PB1 系统对 NO₃-N

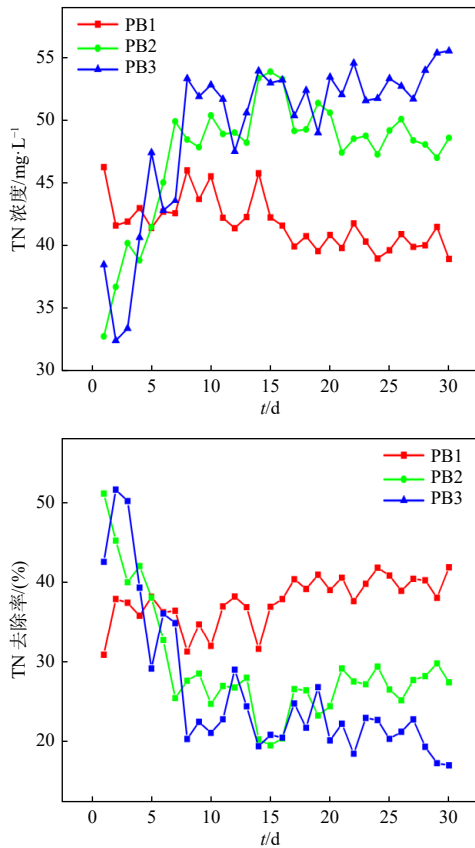


图 5 不同溶氧条件出水 TN 浓度变化与 TN 去除率变化

Fig. 5 Change of TN concentration and TN removal rate in effluent under different dissolved oxygen concentration conditions

的去除效果最好,因此该系统中 TN 的去除率最高,可达 40% 以上。运行稳定后,人工湿地系统 PB2 和 PB3 对 TN 的去除率为 20%~30%,这与其对 NO₃-N 的去除效果相近。

2.2 人工湿地在不同溶氧浓度下的除磷效果分析

不同溶氧浓度下人工湿地对 PO₄-P 的去除效果如图 6 所示。运行期间, PB3 系统对 PO₄-P 的去除效果最好,最高去除率可达 37% 以上,这可能是因为高溶氧会促进黄铁矿氧化产生 Fe²⁺、Fe³⁺,从而与 PO₄-P 形成稳定的配合物,达到除磷的效果。运行后期,由于生物炭对污染物的吸附以及黄铁矿与 PO₄-P 的配合作用^[18]均达到饱和,人工湿地对 PO₄-P 的去除率有所下降。

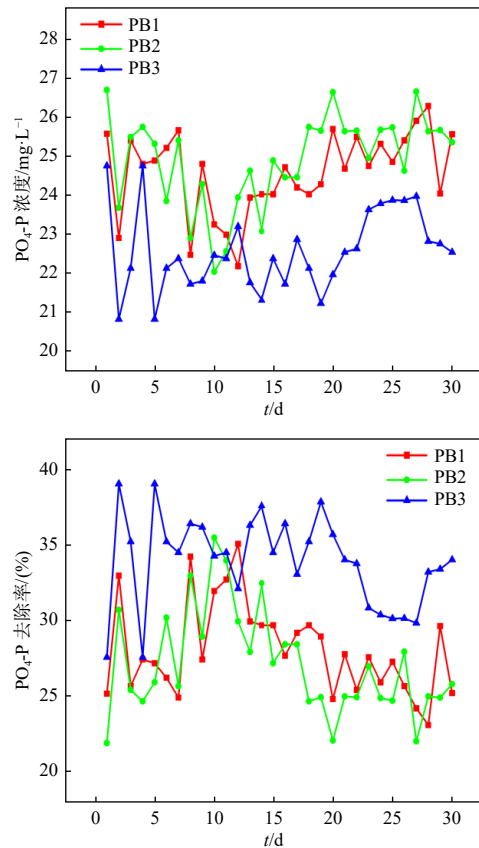


图 6 不同溶氧浓度条件出水 PO₄-P 浓度变化与 PO₄-P 去除率变化

Fig. 6 Change of PO₄-P concentration and PO₄-P removal rate in effluent under different dissolved oxygen concentration conditions

2.3 人工湿地基质表观形貌及物质组成分析

对人工湿地系统 PB1、PB2 和 PB3 中的黄铁

矿与生物炭表面进行 SEM 与 EDS 表征分析, 结果如图 7 所示。实验前黄铁矿表面光滑、平整, 主要元素为 Fe 和 S(图 7A 和图 7C), 而生物炭的表面结构疏松、多孔, 有利于污染物的吸附和微生物的富集。

运行结束后, 黄铁矿表面明显存在附着物(图 7B、图 7D、图 7E 和图 7F), 对附着物进行

EDS 扫描发现其主要元素组成为 C、O、Ca, 且含有少量的 P 和 Fe, 可能存在铁磷配合物, 这进一步表明黄铁矿的添加能促进人工湿地对磷的去除作用。值得注意的是, 这些附着物的形成可能会阻止黄铁矿氧化释放电子, 进而影响污染物的去除。

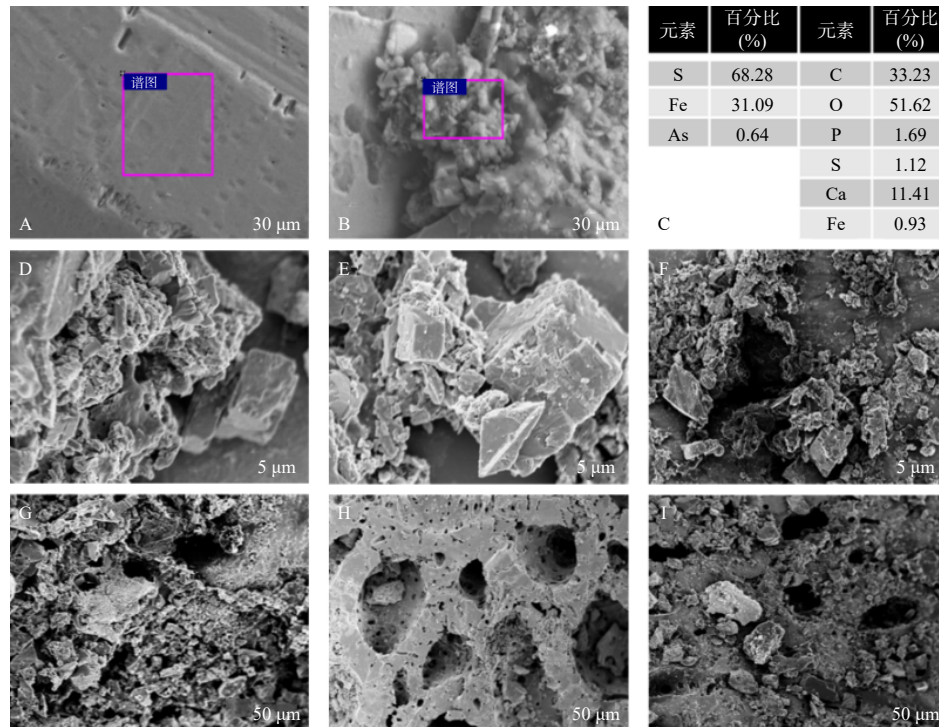


图 7 实验前后黄铁矿表面形貌(A、B)、实验前后黄铁矿元素组成(C)、实验后 PB1、PB2 和 PB3 黄铁矿与生物炭表面形貌(D、E、F、G、H、I)

Fig. 7 Surface morphology of pyrite before and after experiment (A, B), surface element composition of pyrite before and after experiment (C), Surface morphology of pyrite and biochar after experiment (D, E, F, G, H, I)

2.4 人工湿地系统中的微生物群落分析

所有人工湿地系统中微生物的多样性指数 (coverage) 均大于 0.99, 表明有效序列已基本检出, 测序结果可靠。处理较高溶氧浓度的养殖尾水的人工湿地 (PB2) 的 chao 指数 (390.15)、shannon 指数 (4.03) 均高于低溶氧浓度运行系统 (PB1, 其 chao 指数为 361.60, shannon 指数为 2.80), 表明高浓度溶氧系统更有利于微生物繁殖与富集, 其群落多样性更高^[19-20]。

通过微生物多样性分析, 发现 3 个人工湿地系统中 OTU 总数均在 350 个以上, 说明人工湿地系统中具有多种多样的微生物, 而丰富的微生

物组成是人工湿地高效脱氮、除磷的关键^[21]。对这些微生物进行群落组成分析, 发现厚壁菌门 (Firmicutes)、变形菌门 (Proteobacteria) 和拟杆菌门 (Bacteroidota) 是人工湿地系统的主要微生物 (图 8), 而这 3 种微生物在尾水处理中发挥着重要作用^[22]。此外, 另一丰度较高的放线菌门 (Acidobacteriota) 是污水处理中的聚磷优势菌^[23], 研究发现其在 PB2 与 PB3 中更易富集, 进一步说明黄铁矿-生物炭基人工湿地在处理高溶氧浓度养殖尾水时更有优势, 对磷的去除效果尤为明显。

丰度相对较高的 30 种典型微生物在 PB1、

PB2 和 PB3 人工湿地系统中的分布存在明显差异, 如图 8 所示。丰度最高的芽孢杆菌属 (*Bacillus*)、寡养单胞菌属 (*Stenotrophomonas*) 和瘤胃球菌属 (*Bacteroides*) 能有效促进 $\text{NO}_3\text{-N}$ 还原为 N_2 ^[24-26], 这些菌属在所有人工湿地中均有显著富集且在高浓度溶氧人工湿地中丰度更高。此外, 另一丰度较高的陶厄氏菌属 (*Thauera*) 能促进硝化与反硝化进程, 有效减少水体 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的积累^[27], 该菌属在较高溶氧浓度的人工湿地中富集更多。这说明水处理功能强的微生物均在较高浓度溶氧人工湿地中显著富集, 进而发挥脱氮、除磷的作用。这也是本研究所构建的人工湿地对高溶氧养殖尾水有较好处理效果的原因之一。

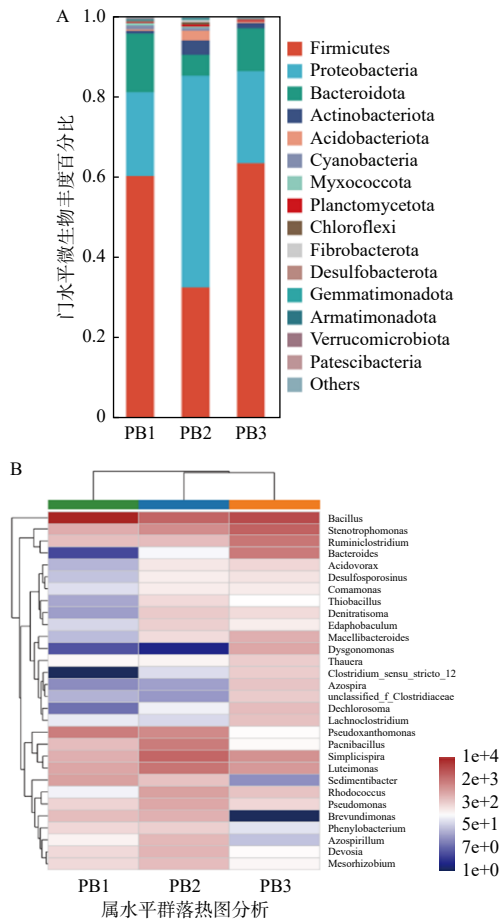


图 8 不同人工湿地系统微生物的群落组成(门水平)与典型微生物分布(属水平)

Fig. 8 Microbial community composition in different constructed wetland systems and heatmap of dominant species distribution

3 结论

(1) 本研究探索了溶氧浓度对黄铁矿-生物炭基人工湿地脱氮、除磷效果的影响, 结果表明, 所构建的人工湿地在进水溶氧浓度为 0 ~ 2 mg/L 时, 对 TN 去除率在 40% 以上, 但出水中富集了大量的 $\text{NO}_2\text{-N}$ (平均浓度达到 5.07 mg/L); 当进水溶氧浓度为 3 ~ 5 mg/L 时, 人工湿地系统对 TN 的去除率在 27% 以上, 且出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的平均浓度为 2.12 mg/L; 当进水溶氧浓度为 6 ~ 8 mg/L 时, 对 TN 的去除率在 22% 以上, 且出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的平均浓度仅为 1.19 mg/L, 说明黄铁矿-生物炭基人工湿地对较高溶氧浓度的养殖尾水有较好的脱氮效果。

(2) 当进水溶氧浓度为 6 ~ 8 mg/L 时, 人工湿地系统对 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的去除率达到 37% 以上, 高于另外两组人工湿地系统, 说明溶氧浓度越高, 黄铁矿-生物炭基人工湿地对 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的去除效果越好; SEM、EDS 分析结果表明, 黄铁矿通过化学吸附去除尾水中的磷污染物。

(3) 本研究构建的人工湿地系统的微生物群落分析结果表明, 对污染物去除有重要作用的微生物在较高溶氧条件下丰度更高, 这说明适当提高进水溶氧浓度有利于黄铁矿-生物炭基人工湿地富集具有脱氮、除磷功能的微生物, 从而提高系统对养殖尾水的处理效果。

参考文献:

- [1] 农业农村部渔业渔政管理局. 2022年全国渔业经济统计公报[R]. 北京: 中华人民共和国农业农村部, 2022: 1-12.
- [2] 张文博, 马旭洲. 中国水产品的可持续供给[J]. 上海海洋大学学报, 2022, 31(5): 1304-1316.
- [3] 赵永锋, 余开, 宋迁红, 等. 中国淡水池塘养殖发展战略研究[J]. 中国农学通报, 2022, 38(23): 135-142.
- [4] 韦雅妮, 吴星杰, 李丽, 等. 人工湿地基质在污水净化中的选择与再生研究[J]. 江西农业学报, 2023, 35(6): 170-176.
- [5] ZHANG G S, LIU N, LUO Y, et al. Efficient removal of Cu(II), Zn(II), and Cd(II) from aqueous solutions by a mineral-rich biochar derived from a spent mushroom (*Agaricus bisporus*) substrate[J]. Materials, 2020, 14(1): 35.
- [6] FENG L K, GAO Z L, HU T Y, et al. Performance and mechanisms of biochar-based materials additive in constructed wetlands for enhancing wastewater treatment efficiency: a

- review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 471: 144772.
- [7] CHANG J J, LU Y F, CHEN J Q, et al. Simultaneous removals of nitrate and sulfate and the adverse effects of gravel-based biofilters with flower straws added as exogenous carbon source[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 189-197.
- [8] 孙世玉. 上海郊区虾类养殖的水环境影响研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020: 18-36.
- [9] 闫坤朋. 基于不同填料的海水养殖系统水质净化研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2018: 25-44.
- [10] 傅利剑. 反硝化微生物生物学特性及其固定化细胞对硝态氮去除的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2004: 47-66.
- [11] CHEN Y F, SHAO Z Y, KONG Z, et al. Study of pyrite based autotrophic denitrification system for low-carbon source stormwater treatment[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 37: 101414.
- [12] TORRENTÓ C, URMENETA J, OTERO N, et al. Enhanced denitrification in groundwater and sediments from a nitrate-contaminated aquifer after addition of pyrite[J]. *Chemical Geology*, 2011, 287(1/2): 90-101.
- [13] 刘俞辰, 王建辉, 闫 娇, 等. 同步硝化反硝化脱氮的影响因素分析[J]. *长春工程学院学报(自然科学版)*, 2020, 21(4): 52-54, 64.
- [14] 陶梦佳. 秸秆生物炭的制备改性及对水体中氮磷的吸附效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018: 66-80.
- [15] LIANG D, MILIKA SOBEY, SMITH J, et al. Dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, not denitrification or anammox, dominates benthic nitrate reduction in tropical estuaries[J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56(1): 279-291.
- [16] 吴姣姣, 黎远梅, 谭东梅, 等. HRT对UASB厌氧反硝化脱氮的影响[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(5): 1510-1516.
- [17] XU Z S, LI Y N, ZHOU P P, et al. New insights on simultaneous nitrate and phosphorus removal in pyrite-involved mixotrophic denitrification biofilter for a long-term operation: performance change and its underlying mechanism[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 845: 157403.
- [18] 张 菁, 李睿华, 李 杰, 等. 天然黄铁矿的除磷性能[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(10): 3856-3860.
- [19] CHAO A N. Nonparametric estimation of the number of classes in a population[J]. *Scandinavian Journal of Statistics*, 1984, 11(4): 265-270.
- [20] SHANNON C E. A mathematical theory of communication[J]. *The Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379-423.
- [21] SHI J X, ZHANG B G, CHENG Y T, et al. Microbial vanadate reduction coupled to co-metabolic phenanthrene biodegradation in groundwater[J]. *Water Research*, 2020, 186: 116354.
- [22] PAN D D, SHAO S C, ZHONG J F, et al. Performance and mechanism of simultaneous nitrification-denitrification and denitrifying phosphorus removal in long-term moving bed biofilm reactor (MBBR)[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 348: 126726.
- [23] 李 恺, 孙宝盛, 范艳明, 等. 污泥停留时间(SRT)对除磷效果及酸杆菌群落结构的影响[J]. *农业生物技术学报*, 2015, 23(5): 643-651.
- [24] 丁 婵. 典型芽孢杆菌强化微藻深度脱氮除磷及大生物分子物质累积效能研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2022: 12-32.
- [25] 王昀璐, 花日茂, 唐欣昀. 寡养单胞菌在环境保护中的应用研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(28): 15796-15797, 15800.
- [26] 张 迪, 刘大程, 卢德勋, 等. 瘤胃内3种主要纤维分解菌的研究进展[J]. *中国畜牧兽医*, 2008, 35(1): 16-19.
- [27] 仇潇洒. 陶厄氏菌属(*Thauera*)富集的SBR系统脱氮性能研究[D]. 西安: 长安大学, 2020: 8-16.

(本文编辑: 胡莹莹)