陈一平,宋世超,甘鹏飞,等.铁改性生物炭-厚藤协同优化珊瑚砂土壤的氮素固持能力 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):4997-5004.
Chen Y P, Song S C, Gan P F, et al. Iron modified biochar combined with Ipomoea pes-caprae enhances the nitrogen retention capacity of coral sand [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):4997-5004.

铁改性生物炭-厚藤协同优化珊瑚砂土壤的氮素固持能力

陈一平[1],宋世超[1],甘鹏飞[1],李芸邑[1],梁嘉良[1*],赵志伟[1,2*] (1.重庆大学环境与生态学院,重庆 400045；2.广东工业大学土木与交通学院,广东 广州 510006)

摘要: 热带珊瑚海岛的主要成土母质为珊瑚砂,其氮素固持能力存在显著缺陷,特别是对硝态氮(NO_3^--N)的固持效能不足,这不仅威胁岛礁淡水资源的可持续性,还影响近海生态系统的稳定性.为促进海岛-海洋生态系统的协同发展,选取生物炭(C)、铁改性生物炭(FeC)和镁改性生物炭(MgC)作为改良剂,结合本土先锋植物厚藤(P)构建协同修复体系.实验结果显示:MgC 在单独应用时表现出最优的 NO_3^--N 吸附性能,其吸附容量和单位表面积吸附容量(SAC)分别比 FeC 和 C 提高 12.3%~28.6%.但在植物协同系统中,FeC-P 组合展现出更持久的增效作用,整个实验周期维持 85%以上的 NO_3^--N 固持率,而 MgC-P 的后期固持效能出现衰减.具体而言,第 40d FeC-P 组的固持率达 88.7%,为 A-P 组的 1.96 倍、C-P 组的 1.17 倍和 MgC-P 处理组的 1.10 倍.机理分析表明,FeC 显著提升了珊瑚砂的电导率(提升 33.7%),并促进变形菌门(*Patescibacteria*)的增殖(相对丰度增加 1.8 倍),进而强化土壤基质的氮素转化功能.这种物理-化学-生物协同优化机制,使 FeC 与厚藤形成良性互作,从而实现珊瑚砂氮素固持能力的持续提升.

关键词: 生物炭；珊瑚砂；厚藤；氮素固持；生物群落
中图分类号: X53,X144 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)09-4997-08

Iron modified biochar combined with Ipomoea pes-caprae enhances the nitrogen retention capacity of coral sand. CHEN Yi-ping[1], SONG Shi-chao[1], GAN Peng-fei[1], LI Yun-yi[1], LIANG Jia-liang[1*], ZHAO Zhi-wei[1,2*] (1.School of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045；2.School of Civil Engineering and Transportation, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：4997~5004

Abstract: The primary parent material of tropical coral islands was coral sand, which was characterized by significant deficiencies in nitrogen retention capacity, particularly in terms of nitrate nitrogen (NO_3^--N) immobilization efficiency. This limitation was not only jeopardizes the sustainability of freshwater resources on these islands but also compromises the stability of coastal ecosystems. To promote the synergistic development of island-marine ecosystems, this study selected biochar (C), iron-modified biochar (FeC), and magnesium-modified biochar (MgC) were selected as soil amendments. These were combined with the native pioneer plant Ipomoea pes-caprae (P) to establish a collaborative remediation system. Experimental results demonstrated that MgC exhibited optimal NO_3^--N adsorption performance when applied individually, with its adsorption capacity and surface area-based adsorption capacity (SAC) exceeding those of FeC and C by 12.3%~28.6%. However, in plant-combined systems, a more sustained synergistic effect was demonstrated by the FeC-P combination, which maintained over 85% NO_3^--N retention rate throughout the experimental period. In contrast, performance decline was exhibited by the MgC-P system in later stages. Specifically, an 88.7% retention rate was achieved by the FeC-P group on day 40, which was 1.96-fold of the A-P group, 1.17-fold of the C-P group and 1.10-fold of the MgC-P group, respectively. Mechanistic analysis revealed that the electrical conductivity of coral sand was significantly increased by FeC (33.7%), and the proliferation of *Patescibacteria* was promoted (a 1.8-fold increase in relative abundance was observed), thereby strengthening the system's nitrogen transformation function. This physicochemical-biological synergistic optimization mechanism facilitated beneficial interactions between FeC and *Ipomoea pes-caprae*. Ultimately, a sustained enhancement of nitrogen retention capacity in coral sand was achieved. A novel technical pathway for the ecological restoration of coral islands was provided by the research outcomes.

Key words: biochar；coral sand；*Ipomoea pes-caprae*；nitrogen retention；microbial community

热带珊瑚海岛(简称海岛)是作为海洋生物多样性的庇护所,其生态环境的稳定性直接影响着海洋生态系统的健康与可持续发展.海岛的主要土壤介质是由珊瑚、贝壳等钙质生物残骸被自然作用破碎

收稿日期: 2025-02-08
基金项目: “海洋环境安全保障与岛礁可持续发展”重点专项(2021-01)
* 责任作者, 梁嘉良, 副教授, liangjialiang@cqu.edu.cn; 赵志伟, 教授, hit_zzw@163.com

后形成的珊瑚砂[1].珊瑚砂中粘性颗粒的缺乏以及高碱性使其表现出较差的保水和保肥性能[2-4],尤其是对于属路易斯碱性的 NO_3^--N 几乎无固持能力[5].这一特性直接影响了植物的生长,阻碍了海岛生态系统的进一步发展.此外,珊瑚砂极差的氮素固持能力还导致灌溉用水中的硝酸盐能够轻易穿透土壤层,进而污染淡水透镜体.淡水透镜体是海岛珍稀的淡水资源,在岛体形成后需要长达 25 年的时间才能发育至稳定状态[6],一旦受到污染,必将对岛上居民构成严重的健康威胁.因此,对珊瑚砂进行改良,提高其氮素固持能力,是建立海岛植被、改善海岛环境、促进海洋生态系统可持续发展的关键.

生物炭因其发达的多孔结构和较高的生化稳定性被广泛用于土壤改良[7-8].生物炭可以改善土壤透气性[9]、含水量[10]和养分有效性[11]等特性.在 Chen 等的研究中,生物炭对珊瑚砂的改良效果优于钙基膨润土和蛭石,使总氮(TN)损失降低了 41%[12].然而生物炭主要通过抑制反硝化作用来减少 TN 损失,对 NO_3^--N 的固持能力有限.生物炭的吸附性能与其表面特性息息相关,通过金属氧化物对生物炭进行改性可提高其吸附性能,进而提升其土壤改良效果[13-15].Chandra 等人发现,钾与铁修饰的生物炭可通过配体交换、络合和沉淀作用吸附 NO_3^--N,减少了养分淋失,从而使土壤含氮量增加 22%,肥力指数提高 52%[16].此外,Ibrahim 等发现 MgO 修饰的生物炭不仅通过 Mg-N 沉淀吸附 NO_3^--N,还能促进细菌的硝酸盐还原功能,使土壤中 NO_3^--N 的淋失减少 22%[17].Wang 等[18]的研究表明,铁修饰的生物炭可以增强土壤中与氮循环相关的细胞外酶活性,从而提高 NO_3^--N 的保留.然而,改性生物炭对珊瑚砂的改良效果尚未得到研究.

因此,本文制备了不同类型的改性生物炭,并将其作为土壤改良剂施加于珊瑚砂土壤中,种植本土适生植物—厚藤,并使用模拟再生水进行为期 40d 的灌溉.以探究改性生物炭、以及改性生物炭-植物协同作用对珊瑚砂土壤氮素固持能力的影响,并测定对改良前后珊瑚砂土壤的理化性质、酶活性、微生物群落组成变化、以及厚藤长势,以探究改性生物炭影响珊瑚砂土壤氮素固持能力的具体机制.

1 材料与方法

1.1 生物炭的制备

原始生物炭(C)为玉米秸秆在氮气气氛下以 10℃/min 的速度升温至 500℃,碳化 2h,经去离子水洗涤多次后干燥得到.而后将 C 以 10wt%的比例加入 1mol/L 的 NaOH、$MgCl_2$ 和 $FeCl_2$ 中,以 200rpm 的速度搅拌 12h 后,过滤并水洗至中性后干燥.将干燥产物在氮气气氛中,以 10℃/min 的速度升温至 400℃后碳化 2h,冷却至室温后研磨并过 2mm 筛,得到碱改性生物炭(OHC)、镁改性生物炭(MgC)和铁改性生物炭(FeC).

1.2 生物炭的表征

利用扫描电子显微镜(SEM, Sigma 300)表征了生物炭的表面性质,并利用能量色散光谱仪(EDS, Sigma 300)测定了 C、N、O、Mg、Ca 和 Fe 在生物炭上的分布.在全自动比表面分析仪(ASAP 2460 3.01,Micromeritics)上使用 BET 模型计算生物炭的比表面积和平均孔体积.采用傅里叶变换红外光谱(Nicolet IS20, Thermo Scientific)测定生物炭的表面官能团.采用纳米尺寸和电位器(Nano ZS90)测定生物炭的 Zeta 电位.

1.3 氮素淋失阻控实验

实验采用经自然风干后过 2mm 标准筛的珊瑚砂为土壤基质.首先探究了生物炭对珊瑚砂的氮素固持影响.根据前人研究,生物炭用量为 3~5wt%时的盐碱土改良效果较好[19-22],因此将生物炭与 700g 珊瑚砂以 1:25 的质量比均匀混合,填入 φ12cm×H10cm 的花盆中,并设置空白对照组(不添加生物炭).而后探究了生物炭与植物协同作用对珊瑚砂氮素固持能力的影响,选取长势相近的厚藤植株,统一将其修剪至株高 20cm、根长 5cm 后移植于装有花盆中,实验组土壤基质为生物炭与珊瑚砂的混合物,对照组土壤基质为珊瑚砂.使用的灌溉水为模拟海岛灌溉用水(再生水)所配制,铵态氮(NH_4^+-N)含量为 5.0mg/L,NO_3^--N 含量为 25.0mg/L.考虑到海岛雨季最大降水量为 2000mm,本研究分 5 个阶段逐步增加灌溉量,第 1 阶段灌溉量为 60mL/d,第 2 阶段为 100mL/d,第 3 阶段为 120mL/d,第 4 阶段为 150mL/d,第 5 阶段为 200mL/d.用紫外分光光度计(UV-2600, Shimadzu)测定淋出液中和的浓度.实验周期为 40d,每组设定 3 个重复.

1.4　土壤指标测定

采用环刀法测定土壤容重.采用重铬酸钾−容量法测定土壤有机质(OM);采用olsen法测定土壤速效磷(AP);采用扩散吸收法测定土壤速效氮(AN);采用醋酸铵浸提−火焰分光光度法,使用火焰分光光度计(TAS−990)测定土壤速效钾(AK).采用 $KMnO_4$ 滴定法测定过氧化氢酶(CAT)活性;使用紫外分光光度计(UV−2600,Shimadzu)测定蔗糖酶(SUC)、脲酶(URE)和碱性磷酸酶(ALK)活性.

1.5　植物指标测定

叶片叶绿素含量(LCC).采用 95%乙醇提取分光光度法测定 LCC.称取 0.2g 清洁并擦干后的新鲜厚藤叶片,与少量石英砂、碳酸钙和无水乙醇一起研磨并过滤,测定所得滤液在 665nm 和 649nm 处的吸光度.通过式(1)和式(2)计算得到 LCC 值.

$$C_a = 13.95A_{665} - 6.88A_{649} \tag{1}$$

$$C = \frac{C_a \times V}{m \times 1000} \tag{2}$$

式中:C_a 为叶绿素浓度(mg/L);V 为滤液体积(mL);M 为叶片质量(g);C 为 LCC 值.

株高、根长和根重.株高测量范围为茎基部到植株顶部.根长测量范围为根系基部到主根根尖处.根重由植物根部在 105℃干燥至恒重后称量得到.

1.6　16S rRNA 测定

DNA 提取和高通量测序.将珊瑚砂样品装入无菌取样袋,在−20℃条件下送至上海美吉生物公司检测.提取样本的基因组 DNA,并使用 1%琼脂糖凝胶电泳评估其纯度.使用 PCR 仪(ABI,GeneAmp® 9700)对样本的 V_3−V_4 区域进行扩增.每个样本有 3 个重复.将同一样本的 PCR 产物合并,并通过 2%琼脂糖凝胶电泳进行分析.使用 AxyPrepDNA 凝胶回收试剂盒(AXYGEN 公司)回收 PCR 产物,然后用 Tris HCl 洗脱,并通过 2%琼脂糖凝胶电泳检测.使用 Quanti Fluor™ −ST Blue 荧光定量系统(Promega)对 PCR 产物进行定量,参考电泳的初始定量结果,然后根据每个样本的测序体积要求按比例混合.验证后,使用凝胶回收试剂盒构建 Illumina 文库.采用桥式扩增测序技术对 DNA 片段进行测序,以获取 DNA 序列信息.

数据分析.首先对 Illumina 测序读段进行分类,然后基于测序质量进行质量控制和双端读段过滤.随后,通过利用重叠区域拼接双端读段以获得最佳数据.接着,对优化后的数据应用序列去噪方法(如 DADA2/Deblur),生成代表序列和丰度信息的扩增子序列变体(ASV).基于 ASV 代表序列和丰度信息,进行一系列统计或可视化分析,包括群落多样性分析、相关性分析和功能预测分析.

2　结果与讨论

2.1　材料表征

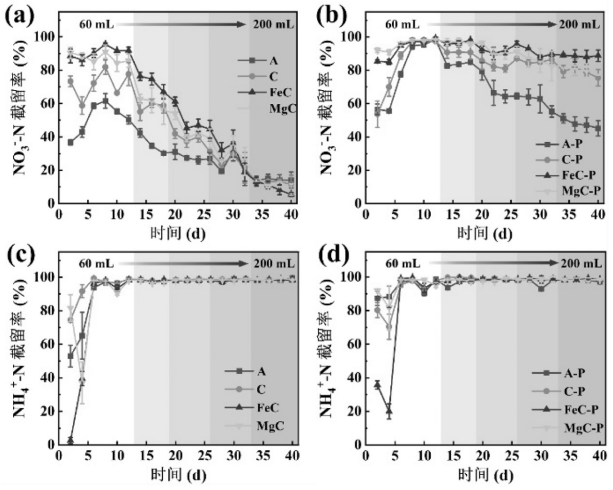


图 1　改性生物炭的表征

Fig.1　Characterization of modified biochar

如图 1(a)所示,生物炭(C)的比表面积为 24.1m^2/g,然而羟基化引起生物炭中一些微孔结构的崩塌,导致 OHC 的比表面积降低至 12.4m^2/g.氧化铁和氧化镁作为改性剂的加入增加了 C 的比表面积,使 FeC 和 MgC 的比表面积分别达到 37.1m^2/g 和 27.0m^2/g.平均孔容的测定结果也显示出相同的趋势.FT−IR 谱图(图 1(b))显示,表面羟基化过程显著增强了−OH 和 C−O−C 基团的密度,可提高 OHC 对 NO_3^-−N 的吸附能力[23].然而,金属氧化物的修饰并未带来新的特征峰,这说明金属的负载量可能很低.通过 XPS 对 FeC 和 MgC 中金属存在的价态进行分析.如图 1(c)所示,FeC 中的 Fe 以二价和三价的形式存在.两个 Fe^{2+}主峰(711.48eV、725eV)之间的结合能距为 13.52eV,这表明 FeC 中存在 Fe_3O_4.此外,在 717.58eV 处的卫星峰表示 FeC 中还存在 γ−Fe_2O_3[24].而 MgC 中 Mg 的价态为二价,以 MgO 的形式存在[25](图 1(d)).EDS 结果(表 1)显示,FeC 和 MgC 中 Fe 和 Mg 的原子比分别为 2.89%和 2.90%.尽管生物炭表面金属原子比很低,但是对于表面电位的影响却十

分显著.具体而言,C 和 OHC 的 Zeta 电位分别为−27.3mV 和−18.1mV,而 FeC 的 Zeta 电位为 10.9mV,这有利于对 NO_3^-−N 的吸附[26](图 1(e)).此外,MgC 的 Zeta 电位为−21.3mV,这与 MgO 的强碱性有关.

表 1 SEM−EDS 能谱测定的元素含量

Table 1 Element content determined by SEM−EDS spectroscopy

生物炭	C (wt%)	N (wt%)	O (wt%)	Mg (wt%)	Ca (wt%)	Fe (wt%)
C	78.5	0.000	12.9	0.390	2.96	0.200
OHC	61.8	0.270	33.0	2.28	2.26	0.310
FeC	73.8	0.670	13.2	0.390	0.200	11.7
MgC	64.1	0.000	28.2	7.66	0.000	0.040

如图 1(f)所示,C 和 OHC 的吸附容量分别为 1.02mg/g 和 0.86mg/g,OHC 吸附容量较低主要与其比表面积的损失有关.另一方面,FeC 的吸附容量为 2.38mg/g,这主要源于其最高的比表面积和 Zeta 电位.尽管 MgC 的比表面积和 Zeta 电位都不是最有利于吸附 NO_3^-−N 的,但其吸附容量却是最高的(3.01mg/g),这可归因于其独特的吸附机理.具体而言,MgC 的单位表面积吸附容量(SAC)为 0.11mg/m^2,远高于 C 的 0.04mg/m^2,OHC 的 0.07mg/m^2 和 FeC 的 0.06mg/m^2.Mg 与 NO_3^-−N 之间高选择性的化学吸附[27]是 MgC 吸附容量高的主要原因.

2.2 改性生物炭提高珊瑚砂氮固持能力

如图 2(a)所示,随着灌溉量的增加,珊瑚砂的 NO_3^-−N 固持率从 61.6%(第 1 阶段)逐渐下降至 14.2%(第 5 阶段).生物炭的添加显著提高了珊瑚砂对 NO_3^-−N 的固持能力.具体而言,C、FeC 和 MgC 分别将第 1 阶段的珊瑚砂 NO_3^-−N 固持率提高到了 81.8%、95.6%和 91.1%,为纯珊瑚砂的 1.32、1.55 和 1.47 倍,其中 C 的改良效果与陈涵等的研究一致[12].值得注意的是,虽然 FeC 的 NO_3^-−N 静态吸附能力低于 MgC,但其对珊瑚砂的改良效果更佳,这可能是因为 FeC 对珊瑚砂 pH 值的降低幅度更大,这种更强的酸化作用可为吸附 NO_3^-−N 创造更有利的环境[28],因此 FeC 对珊瑚砂的改良效果更佳.然而,随着生物炭的改良效果具有时效性,经 5 个阶段的灌溉后,随着生物炭的吸附能力达到饱和,实验组与对照组之间的差异变得不再显著.这一现象表明,单纯依赖生物炭材料难以实现珊瑚砂氮素固持能力的持续提升.

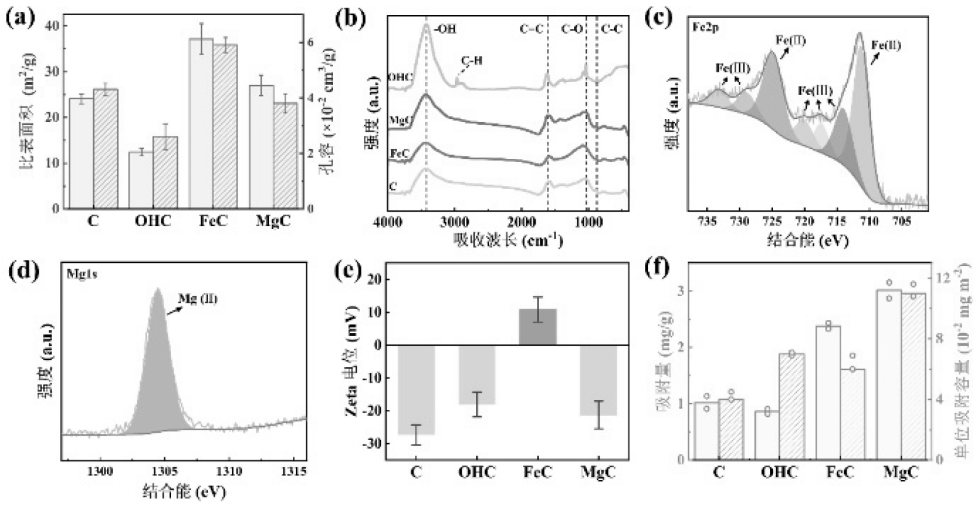


图 2 不同处理组淋出液中 NO_3^-−和 NH_4^+−N 的浓度

Fig.2 Concentrations of NO_3^-−N and NH_4^+−N in the leachate of different treatment groups

A 代表珊瑚砂,P 代表厚藤. 灌溉水量随时间增加,共分为 5 个阶段,蓝色背景的强度与灌溉水量成正比

厚藤的种植显著增强了珊瑚砂对 NO_3^-−N 的固持能力.在 A−P 组中,珊瑚砂在第 1 阶段的 NO_3^-−N 固持率高达 98.5%,在 5 个阶段的持续灌溉后,固持率下降至 45.2%,但仍显著高于纯珊瑚砂,为 A 组的 3.18 倍.相比之下,生物炭的添加在整个实验期间极大地提高了珊瑚砂对 NO_3^-−N 的固持率.在第 5 阶段,C−P、FeC−P 和 MgC−P 组的 NO_3^-−N 固持率仍可达到 75.5%、88.7%和 80.1%(第 40d).如图 2(a)所示,材料吸附在第 30d 达到饱和;因此,图 2(b)中观察到的出色的 NO_3^-−N 固持效果可归因于厚藤的代谢作用和土壤微生物.厚藤不仅通过其须根系结构主动吸收 NO_3^-−N,其根系分泌物中的有机酸还能够降低

珊瑚砂 pH 值,进一步促进 NO_3^--N 的吸附[29].珊瑚砂内源微生物群落则兼具双重生态功能:既通过分泌胞外多糖(EPS)等黏结物质改善基质孔隙结构,又借助氨化、硝化等代谢过程驱动氮形态转化[30].另外,珊瑚砂对 NH_4^+-N 的吸附能力明显高于 NO_3^--N(图 2(c),2(d)),在 40 天内固持率接近 100%,效果显著.

2.3　对珊瑚砂植物生长、土壤理化性质和酶活性的影响

如图 3(a)所示,生物炭显著提高了厚藤的株高、根长和根重.然而,不同类型的生物炭之间存在显著差异.具体而言,FeC 的效果最为显著,而 MgC 的效果低于 C,这表明 Mg 可能对厚藤的生长产生不利影响.如图 3(b)所示,A−P 组厚藤的叶绿素含量(LCC)在 10d 内保持稳定,约 1.0mg/g.C−P、FeC−P 和 MgC−P 组的 LCC 值分别在 10d 后达到 1.46、1.77、1.54mg/g.在此阶段,生物炭的吸附能力尚未达到饱和,厚藤的生长与生物炭对 NO_3^--N 的吸附能力之间存在很强的相关性.随着生物炭趋于吸附饱和且植物根系进入快速发育期,MgC 的植物抑制效应逐渐显现.MgC−P 处理组的叶片叶绿素含量(LCC)自第 10d 起显著下降,并在第 40d 下降至 0.949mg/g,较珊瑚砂对照组(A−P)降低 5.1%,而 C−P 与 FeC−P 组的 LCC 值始终稳定在 1.41~1.46mg/g 与 1.76~ 1.89mg/g 区间.这与李妍琦等[31]在常规土壤中的研究结论形成显著反差,究其原因:珊瑚砂基质本身具有高钙镁特性,施加 MgC 后进一步提升了 Mg^{2+}的含量,引发与 Na^+和 Ca^{2+}的离子拮抗效应,不利于厚藤生长.当在 A、C 和 FeC 组中种植厚藤时,珊瑚砂的容重有所降低;然而,与之相反的是,在 MgC 组中种植厚藤时,容重却有所增加(图 3(c)).通常情况下,植物根系的发展会降低土壤容重[32],而 MgC 组中观察到的这种异常现象进一步证实了 Mg 对厚藤生长的负面影响.

图 3(c)显示珊瑚砂 pH 值在 8.8~8.9,生物炭对其 pH 值影响甚微,与陈涵等[12]的研究一致.此外,厚藤通过根际分泌物提高珊瑚砂的 pH 值.并且,生物炭增强了珊瑚砂对无机离子的吸附,从而提高了电导率. FeC 组的电导率显著提高,为(3.32±0.82)×10^{-8}μs/cm,比 C 组高出 57%.厚藤的生长导致土壤无机离子大幅减少[33],从而使 A−P、C−P 和 FeC−P 组的电导率分别比 A、C 和 FeC 组降低了 25%、46%和 63%.其中 FeC−P 组显示出最高的电导率,因此拥有最佳的 NO_3^--N 固持率.此外,MgC 组和 MgC−P 组的电导率水平相似,这与 MgC−P 组厚藤的长势一致,进一步证明了 MgC 不利于厚藤在珊瑚砂中的生长.此外,生物炭还提高了珊瑚砂的田间持水量,其中 FeC 的作用最为显著,FeC 组的田间持水量为(4.36±0.09)×10^{-2}g/kg, FeC−P 组进一步提高至(6.13±0.30)×10^{-2}g/kg.持水性能的持续改善为植物创造了更适宜的水分环境,这解释了 FeC−P 处理组中厚藤呈现最佳长势的现象.

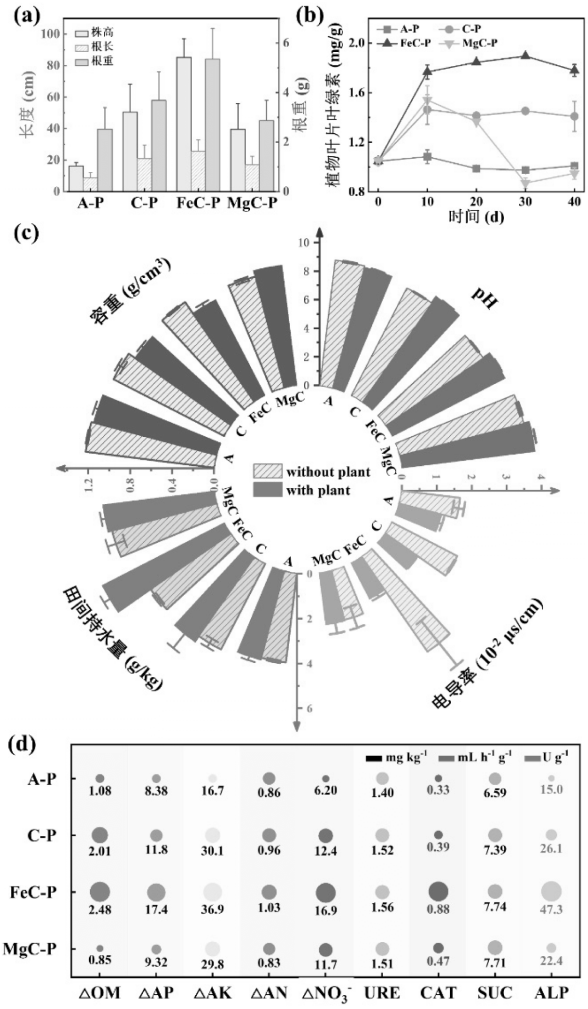


图 3　不同处理组的植物生长情况及土壤理化性质

Fig.3　The growth conditions of plants and the physical and chemical properties of the soil in different treatment groups

图中 A 代表珊瑚砂,P 代表厚藤,△代表增量

生物炭显著提高了珊瑚砂中的养分含量,其中 FeC 的作用最为显著(图 3(d)).A−P 组相比,FeC−P 组的 OM、AP、AK 和 NO_3^--N 的增幅约为 2~3 倍.其中 OM 是土壤养分的重要来源,可为厚藤提供养分和良好的土壤环境,而 AP、AK 是植物生长必需的营养元素,直接参与植物的生理过程,因此 FeC−P 组

的厚藤长势最佳.然而,AN 的增加并不显著(<20%),并且这一现象可在所有处理组中观察到,这与王玲玲等在砂质土中的研究结果一致[34],这可能是因为 AN 可被植物迅速吸收和利用,处于动态平衡状态.此外,生物炭还提高了珊瑚砂中 URE、CAT、SUC 和 ALP 的活性,其中 CAT 和 ALP 活性的增强最为明显.具体而言,Fe 与 CAT 分子中的特定功能残基结合,使得 FeC−P 组的 CAT 活性相比于 A−P 组提高了 2.67 倍[35].CAT 的活性增强可促进土壤中 OM 的分解,释放出更多的有机酸等物质,这些物质可以与 NO_3^-−N 相结合[36],因此 FeC−P 组 CAT 的高活性促进了其对 NO_3^-−N 的固持.此外,Fe 可能促进与 ALP 相关微生物的代谢[37],从而间接增强 ALP 活性,因此 FeC−P 组的 AP 增幅最大.

2.4 微生物群落和氮相关功能基因变化

图 4(a)显示,蓝藻(*Cyanobacteria*)在珊瑚砂微生物群落结构中的主导地位,其固氮功能发挥着关键作用[38].向珊瑚砂中添加生物炭能够增强氮的保留能力,并减少对 *Cyanobacteria* 的依赖.因此,在添加生物炭的实验组中,优势菌群从 *Cyanobacteria* 变为了髌骨菌(*Patescibacteria*)、放线菌(*Actinobacteriota*)和变形菌(*Proteobacteria*).基于 16S rRNA 测序结果的代谢功能分析(图 4(b))表明,珊瑚砂具有较强的纤维素分解功能,但由于其有效捕获氮的能力有限,因此与氮代谢相关的功能较弱.*Patescibacteria*、*Actinobacteriota* 和 *Proteobacteria* 在土壤养分循环中发挥着关键作用[39-41].因此,生物炭的添加显著增强了珊瑚砂的氮代谢能力,这一效果还因厚藤生长而得到进一步放大.此外,FeC 和 MgC 对氮代谢的调控呈现显著功能分化:FeC 主要调控尿素分解、生物固氮、亚硝酸盐呼吸及反硝化作用,而 MgC 则特异性激活硝酸盐还原与硝酸盐呼吸通路.这种功能分化源于金属元素的生化特性:铁元素不仅作为固氮酶电子传递链的核心组分,更是固氮酶活性中心结构组装与生物合成的必需元素[42],其介入可提高使土壤固氮酶含量.同时,FeC 处理组中变形菌门(*Proteobacteria*)的相对丰度较 A 组显著提升(1.74 倍),其优势菌群特性为固氮与反硝化代谢提供了优越的微生物环境[40].相较而言,镁离子通过作为 ATP 水解酶的辅助因子,为硝酸盐还原的初始步骤提供能量驱动[43].尽管硝酸盐还原是反硝化与硝酸盐呼吸的共同前体反应,但镁改性引发的珊瑚砂碱性增强(pH=8.6,图 3C)会抑制反硝化酶活性,因此氮代谢网络仅保留硝酸盐还原及其呼吸代谢分支.

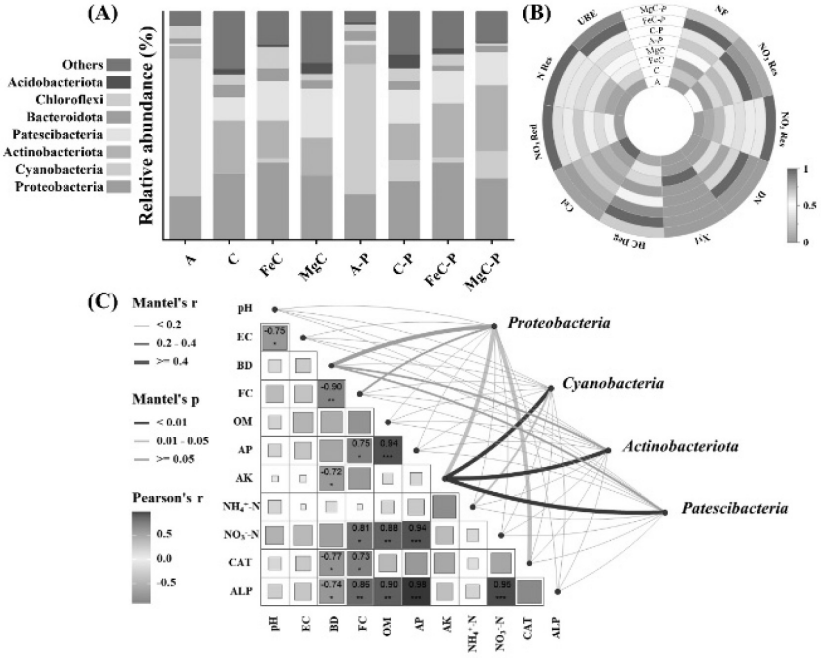


图 4 不同处理组土壤基质中的微生物相关分析

Fig.4 Microbial−related analysis of soil substrates in different treatment groups

图中 A 代表珊瑚砂,P 代表厚藤,“*”代表相关(P<0.05),“**”代表显著相关(0.01<P<0.05),“***”代表极显著相关(P<0.01).(URE:尿素分解;N Rsp:氮呼吸;NO_3Res:硝酸盐还原;Cel:纤维素分解;HC Deg:碳氢化合物降解;Xyl:木糖水解;DN:反硝化作用;NO_2Res:亚硝酸盐呼吸;NO_3Res:硝化呼吸;NF:固氮作用)

Mantel 分析(图 4c)显示,NO_3^-−N 与 FC、OM、AP 和 ALP 之间存在显著的正相关关系,表明 NO_3^-−N 限制了珊瑚砂中的土壤微生态和植物生长.此外,珊瑚砂中所有优势细菌均与 AK 呈显著正相关.这是由于珊瑚砂中的 $CaCO_3$ 导致其具有高盐度特性,珊瑚砂受益于充足的 K^+,K^+有助于维持微生物细胞内外的渗透压平衡[44].此外,*Patescibacteria*、*Actinobacteriota* 和 *Proteobacteria* 与 BD 呈负相关,而 *Cyanobacteria* 与容重无显著关系.*Cyanobacteria* 主要附着在珊瑚砂表面,在没有生物炭的情况下占主导地位;然而,其他 3 种细菌的生长得益于生物炭对氮的保留,这显著降低了容重.

3　结论

改性生物炭能显著提高珊瑚砂对 NO_3^-−N 的捕集能力.在初始阶段,改性生物炭的有效性主要取决于其对 NO_3^-−N 的物理吸附能力.随着厚藤的生长和土壤微生态的发展,生物代谢对珊瑚砂中 NO_3^-−N 的捕获起主导作用.虽然 MgC 对 NO_3^-−N 的吸附能力较强,但其对厚藤根系发育的促进作用不如 FeC.由于珊瑚砂含氮量低,未经改良的珊瑚砂中的优势菌群为具有固氮能力的 *Cyanobacteria*.改性生物炭增强了珊瑚砂对氮的保留能力,从而显著降低了 *Cyanobacteria* 的作用,增加了珊瑚砂中与氮代谢和养分含量相关的微生物丰度.综上所述,利用 FeC 作为珊瑚砂的改良方法,为填海珊瑚岛的生态恢复提供了有价值的见解.

参考文献：

[1] Wang X, Wu Y, Cui J, et al. Shape characteristics of coral sand from the South China Sea [J]. Journal of Marine Science and Engineering, 2020,8(10):803.

[2] 任　海,简曙光,张倩媚,等.中国南海诸岛的植物和植被现状 [J]. 生态环境学报, 2017,6(10):1639−48.

[3] 束龙仓,周从直,甄　黎,等.珊瑚砂含水介质水理性质的实验室测定 [J]. 河海大学学报(自然科学版), 2008,36(3):330−332.

[4] 孙宗勋.南沙群岛珊瑚砂工程性质研究 [J]. 热带海洋, 2000,19(2):1−8.

[5] 李　莉,张　盼,赵志伟,等.珊瑚海岛包气带中氮磷的迁移、转化和累积规律研究 [J]. 中国环境科学, 2024:1−14.

[6] Ling Z, Shu L, Sun Y, et al. Impact of island urbanization on freshwater lenses: A case study on a small coral island [J]. Water, 2021,13(22):3272.

[7] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota − A review [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011,43(9):1812−36.

[8] Rakshit A, Abhilash P C, Singh H B, et al. Adaptive soil management : From theory to practices [M]. Springer, Singapore, 2017.

[9] Chen X, Zhou B, Wang Q, et al. Nano−biochar reduced soil erosion and nitrate loss in sloping fields on the Loess Plateau of China [J]. Catena, 2020,187:104346.

[10] Mukherjee A, Zimmerman A R, Harris W. Surface chemistry variations among a series of laboratory−produced biochars [J]. Geoderma, 2011,163(3/4):247−55.

[11] Rondon M A, Lehmann J, Ramírez J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio−char additions [J]. Biology and Fertility of Soils, 2006,43(6):699−708.

[12] 陈　涵,邹　碧,李应文,等.不同改良剂对珊瑚砂理化性质和氮素固持的影响 [J]. 热带亚热带植物学报, 2024,32(1):10−6.

[13] Lutfunnahar S J, Piash M I, Rahman M H. Impact of $MgCl_2$ modified biochar on phosphorus and nitrogen fractions in coastal saline soil [J]. Soil Science, 2021,11(6):331−51.

[14] Cui S, Kong F, Li Y, et al. Effect of mineral loaded biochar on the leaching performances of nitrate and phosphate in two contrasting soils from the coastal estuary area [J]. Sci Total Environ, 2021,779:146346.

[15] Yin Q, Ren H, Wang R, et al. Evaluation of nitrate and phosphate adsorption on Al−modified biochar: Influence of Al content [J]. Science of the Total Environment, 2018,631−632:895−903.

[16] Chandra S, Medha I, Bhattacharya J. Potassium−iron rice straw biochar composite for sorption of nitrate, phosphate, and ammonium ions in soil for timely and controlled release [J]. Science of the Total Environment, 2020,712:136337.

[17] Ibrahim M M, Liu D, Wu F, et al. Nitrogen retention potentials of magnesium oxide− and sepiolite−modified biochars and their impacts on bacterial distribution under nitrogen fertilization [J]. Science of the Total Environment, 2023,866:161358.

[18] Wang J, Riaz M, Babar S, et al. Iron−modified biochar reduces nitrogen loss and improves nitrogen retention in Luvisols by adsorption and microbial regulation [J]. Science of the Total Environment, 2023,879:163196.

[19] 赵维彬,唐　丽,王　松,等.两种生物炭对滨海盐碱土的改良效果 [J]. 生态环境学报, 2023,32(4):678−86.

[20] 尹广生,李　玮,彭钰梅,等.秸秆及其配施有机物料对黄灌区盐碱土淋洗效果的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2024,43(2):339−50.

[21] 杨　怡,迭鹏翔,张松彦,等.生物炭对盐碱条件下海滨锦葵根系生长及土壤特性的影响 [J]. 现代农业科技, 2024,(13):90−4,115.

[22] 卢　迪,饶良懿.不同类型生物炭施用对乌梁素海流域盐碱土壤理化性质的影响 [J]. 环境科学, 2025:1−16.

[23] Chen B, Chen Z, Lv S. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(2):716−23.

[24] 吴卫蔚,毛　磊,胡慧兰,等.不同铁改性剂对磁性麦秆生物炭吸附Cr(Ⅵ)的影响 [J]. 有色金属(冶炼部分), 2022,(2):90−8.

[25] 庄海峰,张靖婕,陈青昀,等.镁铁改性水葫芦炭去除水体氮磷的效能与作用机理 [J]. 环境工程学报, 2024,18(12):3493−506.

[26] Long L, Xue Y, Hu X, et al. Study on the influence of surface potential on the nitrate adsorption capacity of metal modified biochar [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019,26(3):3065−74.

[27] Zhang M, Gao B, Yao Y, et al. Synthesis of porous MgO−biochar

nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions [J]. Chemical Engineering Journal, 2012,210:26−32.

[28] Khadem A, Raiesi F, Besharati H, et al. The effects of biochar on soil nutrients status, microbial activity and carbon sequestration potential in two calcareous soils [J]. Biochar, 2021,3(1):105−16.

[29] Ma W, Tang S, Dengzeng Z, et al. Root exudates contribute to belowground ecosystem hotspots: A review [J]. Frontiers in Microbiology, 2022,13:937940.

[30] Burger M, Jackson L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2003,35:29−36.

[31] 李妍琦,吴 奇,宫福征,等.鸟粪石基载镁生物炭对干湿交替灌溉水稻产量与品质的影响 [J]. 农业工程学报, 2024,40(4):91−103.

[32] Zhang W, Surigaoge S, Yang H, et al. Diversified cropping systems with complementary root growth strategies improve crop adaptation to and remediation of hostile soils [J]. Plant Soil, 2024,502:7−30.

[33] Su Z, Liu X, Wang Z, et al. Biochar effects on salt−affected soil properties and plant productivity: A global meta−analysis [J]. Journal of Environmental Management, 2024,366:121653.

[34] 王玲玲,曹银贵,王 凡,等.生物炭对重构土壤化学性质及苜蓿抗旱性的影响 [J]. 水土保持研究, 2021,28(6):105−14.

[35] Ge L, Zhou H, Chiou M, et al. Iron−catalysed asymmetric carboazidation of styrenes [J]. Nature Catalysis, 2020,4(1):28−35.

[36] 袁 访,李开钰,杨 慧,等.生物炭施用对黄壤土壤养分及酶活性的影响 [J]. 环境科学, 2022,43(9):4655−61.

[37] 杨文娜,余 泺,罗东海,等.化肥和有机肥配施生物炭对土壤磷酸酶活性和微生物群落的影响 [J]. 环境科学, 2022,43(1):540−9.

[38] Stewart K J, Coxson D, Siciliano S D. Small−scale spatial patterns in N_2−fixation and nutrient availability in an arctic hummock–hollow ecosystem [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011,43(1):133−40.

[39] Dai Z, Su W, Chen H, et al. Long−term nitrogen fertilization decreases bacterial diversity and favors the growth of *Actinobacteria* and *Proteobacteria* in agro−ecosystems across the globe [J]. Global Change Biology, 2018,24(8):3452−61.

[40] Lyu C, Li X, Yu H, et al. Insight into the microbial nitrogen cycle in riparian soils in an agricultural region [J]. Environmental Research, 2023,231(Pt 1):116100.

[41] Zhang Z, Wang W, Liu J, et al. Discrepant responses of bacterial community and enzyme activities to conventional and biodegradable microplastics in paddy soil [J]. Science of the Total Environment, 2024,909:168513.

[42] Ribbe M W, Górecki K, Grosch M, et al. Nitrogenase Fe protein: A multi−tasking player in substrate reduction and metallocluster assembly [J]. Molecules, 2022,27(19):6743.

[43] Fiorentini D, Cappadone C, Farruggia G, et al. Magnesium: Biochemistry, nutrition, detection, and social impact of diseases linked to its deficiency, [J]. Nutrients, 2021,13(4):1136.

[44] Wang W, Wang B, Su H, et al. Key role of K^+ and Ca^{2+} in high−yield ethanol production by *S. Cerevisiae* from concentrated sugarcane molasses [J]. Microbial Cell Factories, 2024,23(1):123.

作者简介: 陈一平(1998−),女,福建三明人,重庆大学博士研究生,主要研究方向为环境地球化学.发表论文 4 篇.yipingch@126.com.