磷酸改性生物炭对绣球花生长及根系形态的影响*

黄英梅[1] 梁春梅[1] 黎浩文[2] 梁永鑫[2] 许昌超[1] 张俊涛[1]

1 广州市林业和园林科学研究院/广州市生态园林科技协同创新中心 广州 510405

2 华南农业大学资源环境学院 广州 510642

摘要:【目的】探究生物炭在不同添加水平对绣球花种植土壤的理化性质、土壤酶活性、生长状况与根系形态的影响,为磷酸改性生物炭在绿地土壤改良中的应用提供理论参考。【方法】以酸碱指示植物绣球花为试验对象,通过盆栽试验研究不同添加水平(0%、0.2%和 1%)桉树生物炭、樟树生物炭及其磷酸改性后对绣球花生长及根系形态的影响。【结果】与未改性生物炭相比,磷酸改性生物炭显著降低土壤 pH 值和电导率,并提高了溶解性有机碳含量。在 0.2%和 1%添加水平下,磷酸改性生物炭分别显著提高了土壤脲酶和中性磷酸酶活性。不同添加水平的磷酸改性桉树生物炭和磷酸改性樟树生物炭对土壤性质和绣球花生长的影响存在显著差异:磷酸改性桉树生物炭能显著提高土壤有机质含量、绣球花根系全磷含量和叶绿素含量,其中 0.2%添加水平时显著增加土壤有效磷含量并促进根系生长;1%添加水平时显著提高了硝态氮含量。磷酸改性樟树生物炭则显著提高了根系全钾含量,其中 0.2%添加水平时显著提高土壤有效磷、速效钾、铵态氮含量和硝酸还原酶活性;1%添加水平时显著提高了土壤碱解氮含量,并促进株高、生物量和根系生长。【结论】磷酸改性生物炭有助于提高土壤有机碳、无机氮和速效养分含量,促进绣球花的生长及养分累积。

关键词:生物炭;磷酸改性;绿地土壤;绣球花;环境因子

DOI:10.12169/zgcsly.2024.11.13.0001

Effects of Phosphoric Acid-modified Biochar on Growth and Root Morphology of *Hydrangea macrophylla*

Huang Yingmei[1] Liang Chunmei[1] Li Haowen[2] Liang Yongxin[2] Xu Changchao[1] Zhang Juntao[1]

(1. Guangzhou Institute of Forestry and Landscape Architecture/Guangzhou Collaborative Innovation Center on Science-tech of Ecology and Landscape, Guangzhou 510405, China; 2 College of Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract:【Objective】The study is to investigate the effects of biochar at different application levels on the physicochemical properties, soil enzyme activity, growth state, and root morphology of soil for *Hydrangea macrophylla* planting, and provide a theoretical reference for the application of phosphate-modified biochar to soil improvement in green spaces.【Method】The acid-base indicator plant *H. macrophylla* is taken as the experimental object, and pot experiments are conducted to study the effects of different addition levels (0%, 0.2%, and 1%) of eucalyptus biochar and camphor biochar as well as phosphoric acid-modified eucalyptus biochar and camphor biochar on the growth and root morphology of *H. macrophylla*.【Result】Compared with unmodified biochar, phosphoric acid-modified biochar significantly

收稿日期:2024-11-13

* 基金项目:广州市林业和园林局部门预算项目(202307130200/2061900000139);广州市科技计划项目“广州市生态园林科技协同创新中心”(202206010058)

第一作者:黄英梅(1994-),女,博士,研究方向为园林绿化、绿地土壤修复与改良。Email:huangyingmei3691@gmail.com

通信作者:张俊涛(1981-),男,硕士,正高级工程师,研究方向为园林绿化。Email:350965652@qq.com

reduces soil pH value and conductivity, and increases dissolved organic carbon content. The addition levels of 0.2% and 1% significantly increases soil urease and neutral phosphatase activities, respectively. There are significant differences in the effects of phosphoric acid-modified eucalyptus biochar and phosphoric acid-modified camphor biochar on soil properties and *H. macrophylla* growth at different addition levels. Among them, phosphoric acid-modified eucalyptus biochar significantly increases soil organic matter content, root total phosphorus content, and chlorophyll content in *H. macrophylla*. 0.2% addition level significantly increases soil available phosphorus content and promotes root growth; the soil nitrate nitrogen content is significantly increased when the addition level is 1%. The phosphoric acid-modified camphor biochar significantly increases root total potassium content, and the addition level of 0.2% significantly increases soil available phosphorus, available potassium, ammonium nitrogen content, and nitrate reductase activity. At 1% added level, soil alkali-hydrolytic nitrogen content is significantly increased, and plant height, biomass, and root growth of *H. macrophylla* are improved. 【Conclusion】 Phosphoric acid-modified biochar helps increase soil organic carbon, inorganic nitrogen, and available nutrient contents, and promotes the growth and nutrient accumulation of *H. macrophylla*.

Keywords: biochar; phosphoric acid-modified; soil in green space; *Hydrangea macrophylla*; environmental factor

城市绿地土壤是城市生态系统的重要组分部分，对实现可持续发展具有重要意义[1-2]。然而，我国超过 80%的地级以上城市绿地面临“城市困难立地”问题，普遍存在有效土层浅薄、质地不良、透气性差、pH 值偏高和肥力低等问题，严重制约植物生长[3-4]。提升城市绿地土壤质量已成为亟需解决的关键问题。尽管传统化学肥料能短期改善土壤，但长期使用会导致土壤结构恶化、酸化和环境污染[5-6]。

生物炭是生物质在限氧条件下高温热解生成的固态物质[7]，具有改善土壤阳离子交换力和增加土壤有机质含量的优点[8]。其孔隙结构和表面官能团使其能够吸附和交换土壤中的无机氮和可溶性养分[9-10]，并调控土壤酶活性[11]。研究表明，生物炭对植物生长有显著促进作用[12-13]，主要与其提高土壤有机质和养分含量有关[14-15]。因此，生物炭在土壤改良和促进植物生长方面具有很大的潜力[16-17]。传统生物炭存在比表面积小、孔隙结构和表面官能团数目有限等缺点。通过改性方法可以活化生物炭表面性质，从而增强其在土壤改良方面的效果[18-19]。而磷酸改性生物炭不仅能够将土壤 pH 值降至 6.0~7.0，还能提高碱性土壤中磷和营养物质有效性，促进土壤酶和微生物活性，有助于缓解土壤盐碱化[12,20]。

我国城市绿地每年产生大量绿化废弃物，如广州市 2022 年园林绿化废弃物约 29 万 t，包括树枝、树皮、树叶、草屑等富含营养物质和微量元素的植物残体，具有较大的资源循环利用潜力，是制备生物炭的理想材料[21]，但尚不明确不同来源的绿化废弃物生物炭对土壤质量和绿地植被的影响差异。绣球花（*Hydrangea macrophylla*）是城市绿地重要的观赏植物，具有适应性强、耐阴、抗逆性特征[22-23]，但因城市绿地土壤透气性差、pH 值偏高、肥力低等因素严重限制绣球花的生长和推广应用。本研究选取桉树（*Eucalyptus robusta*）和樟树（*Camphora officinarum*）绿化废弃物为原料制备生物炭，并通过磷酸改性提高其性能，探究其在不同添加水平对绣球花种植土壤的理化性质、土壤酶活性、生长状况与根系形态的影响，旨在为磷酸改性生物炭在绿地土壤改良中的应用提供理论参考。

1 材料和方法

1.1 试验材料

试验材料采自广东省广州市白云区广园中路（23°9′35.3″ N，113°16′38.00″ E）绿地表层土壤（0~20 cm），pH 值为 7.69±0.06，电导率（EC）值为（53.20±1.27）μS · cm^{-1}，阳离子交换力（Cation exchange capacity，CEC）为（5.80±0.01）cmol · kg^{-1}，有机质（Organic matter，OM）含量为（42.09±2.11）g · kg^{-1}，全氮（Total nitrogen，TN）、全磷（Total phosphorus，TP）、全

钾（Total potassium，TK）含量分别为（1.38±0.01）g·kg^{-1}、（0.70±0.01）g·kg^{-1}和（27.45±0.16）g·kg^{-1}，碱解氮（Alkaline nitrogen，AN）、有效磷（Available phosphorous，AP）、速效钾（Available potassium，AK）含量分别为（66.83±1.79）mg·kg^{-1}、（14.49±0.28）mg·kg^{-1}和（54.30±0.42）mg·kg^{-1}。供试植物为无尽夏绣球花（*Hydrangea macrophylla*），初始株高为（15.2±1.20）cm。

1.2　磷酸改性生物炭制备和表征

1）制备：将桉树和樟树树皮粉碎并过 100 目筛（0.15 mm），105 ℃烘干至恒重。在限氧条件下，利用马弗炉在 500 ℃、N_2保护下热解 2 h，升温速率为 10 ℃·min^{-1}。冷却至室温后，将其粉碎、研磨并过 100 目筛网，即获得桉树和樟树生物炭。随后，将 100 g 生物炭置于干净的高硼硅玻璃瓶中，添加 500 mL 磷酸溶液（1 mol·L^{-1}）。混合均匀后，在室温条件下以 100 rpm 转速振荡 24 h 后，利用真空泵过滤装置进行过滤，并用超纯水洗涤滤饼至滤液无色、透明且 pH 值稳定至中性。将滤饼置于 80 ℃烘干至恒重，再次粉碎、研磨后过 100 目筛网，最终获得磷酸改性桉树生物炭和磷酸改性樟树生物炭。

2）表征：按照生物炭和超纯水 1∶10 的质量比配制生物炭悬浮液，浸提后分别使用 pH 计（SevenCompact S220-Micro pH/Ion，Metttler Toledo，Switzerland）和电导率仪（DDS-307 电导率仪，雷磁，上海）测定其 pH 值和 EC 值；精准称量0.50 g 生物炭于坩埚中，敞口放入马弗炉 800 ℃热裂解 2 h，冷却后称量残留物以计算灰分含量；使用 ASAP 2460 自动气体吸附系统（Micromeritics，Atlanta，USA）测量比表面积、孔隙直径、孔隙体积；使用有机元素分析仪（Elemantar：Vario EL cube）测量元素组成；使用扫描电子显微镜（JSM-6400，JEOL，Tokyo，Japan）观察生物炭表面形态特征[24]。

1.3　盆栽试验

土壤经自然风干后，去除杂物、研磨并过 20 目筛网（0.85 mm），装入圆形塑料花盆中（内径 24.3 cm，高度 26 cm）中，每盆 6 kg 土壤。试验共设计 2 个添加水平，即 0.2%、1%添加生物炭，以不添加生物炭为对照组（CK），共计 9 个处理（表 1），每个处理设置 4 个重复。将 4 种生物炭按照比例与土壤充分混合，淹水自然老化 30 d 后，每盆移栽 1 株绣球花幼苗。试验于 2024 年 3 月 13 日—7 月 13 日在广州市林业和园林科学研究院温室中进行，历时 120 d。

表 1　试验设置

处理名称	添加生物炭种类	添加水平/%	添加量/g
CK	—	—	—
AB1	桉树生物炭	0.2	12
AB2	桉树生物炭	1	60
ZB3	樟树生物炭	0.2	12
ZB4	樟树生物炭	1	60
PB1	磷酸改性桉树生物炭	0.2	12
PB2	磷酸改性桉树生物炭	1	60
PB3	磷酸改性樟树生物炭	0.2	12
PB4	磷酸改性樟树生物炭	1	60

1.4　生长状况测定与土壤样品采集

绣球花的株高采用测量法测定；相对叶绿素含量通过便携式叶绿素荧光分析仪（SPAD-502 Plus Chlorophyll Meter，Konica Minolta（China）Investment Co.，Ltd.，Shanghai）测量[25]；采用扫描法分析绣球花根系特征，并分别称量绣球花植株地上部分（茎和叶）和地下部分（根系，洗净根际土）鲜重。

采集根际土壤样品，一部分土壤样品在 37 ℃下风干后检测无机氮含量（铵态氮、硝态氮）、溶解性有机碳（Dissolved organic carbon，DOC）含量以及土壤酶的活性（中性磷酸酶、脲酶、淀粉酶、硝酸还原酶）；剩余土壤样品和植物样品烘干至恒重后研磨并过 100 目筛网，待测植物养分（氮、磷、钾）含量及土壤理化指标（pH、EC、碱解氮、有效磷、速效钾、有机质和总有机碳（Total organic carbon，TOC）含量）。

1.5　样品分析

植株样品全氮、全磷及全钾含量分别采用凯氏定氮法、微波消解-火焰光度法以及钼锑钪比色法测量；土壤 pH 值（土水质量比为 1∶2.5）和 EC（土水质量比为 1∶5）分别使用 pH 计和电导率仪测量；土壤 NH_4^+、NO_3^-和 DOC 含量的检测，采用 1 mol·L^{-1} KCl 提取后分别利用连续流动分析仪（SAN++，Skalar）、总有机碳分析仪（Shimadzu，Japan）进行测量[26-27]；TOC 含量则直接使用总有机碳分析仪进行测量；土壤碱解氮、有效磷和速效钾含量分别采用碱解扩散法、碳酸氢钠浸提-钼锑

抗比色法以及乙酸铵浸提–火焰光度法测量，有机质含量则采用重铬酸钾容量法测量；土壤中性磷酸酶（Neutral phosphatase，NP）、脲酶（Urease，UE）、淀粉酶（Amylase，AL）以及硝酸还原酶（Nitrate reductase，NR）活性的检测均使用商业化试剂盒（货号分别是 BC0465、BC0125、BC1925 和 BC3105，北京索莱宝科技有限公司），并严格按照试剂盒说明书的操作流程进行检测。

1.6 植株根系特征

采用根系扫描仪（EPSON Expression 12000XL）分析绣球花根系特征。将绣球花根系均匀地平铺在根盘中，避免相互重叠且每根根系完全展开。随后，向根盘中注入适量的去离子水以减少空气干扰，扫描速度为 12 s/页（A4，黑白/彩色 300 dpi）；光学分辨率为 2 400×4 800 dpi；扫描范围为反射稿 310 cm×437 cm（12.2 英寸×17.2 英寸）、透射稿 309 cm×420 cm（12.2 英寸×16.5 英寸）；图片尺寸为高度 38.9 cm、宽度 27.9 cm。根系特征经图像处理软件 Adobe Photoshop CC 2019 处理后，利用根系扫描分析软件（Win RHIZO Pro 2007 d 13 March 2007）提取根系的形态特征参数。

1.7 数据处理

单因素方差分析（One-way ANOVA）分析不同处理组间绣球花的生长状况、生物量、土壤酶活性与土壤理化性质之间的差异，并通过 Duncan 多重比较；主成分分析（Principal component analysis，PCA）分析磷酸改性生物炭对绣球花生长状况、土壤酶活性、生物量与土壤理化性质的影响。以上分析通过 SPSS 18.0 统计软件和 *R* 语言包 ADE-4 完成[28]。采用 SigmaPlot 14.0 软件（Systat Software. Inc.）进行绘图。

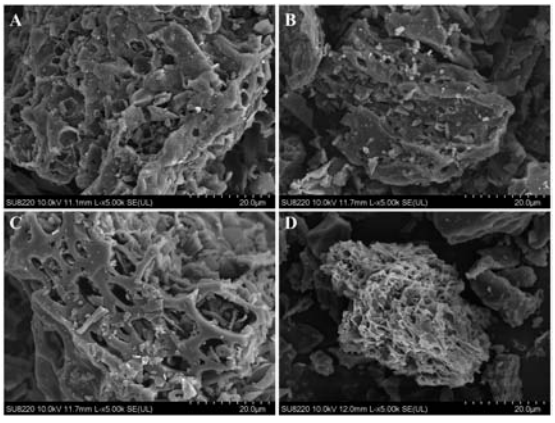
2 结果与分析

2.1 生物炭与磷酸改性生物炭的主要特征

表 2 显示，桉树和樟树生物炭均呈弱碱性，桉树生物炭比表面积高于樟树生物炭，而孔隙直径低于樟树生物炭，孔隙体积略高于樟树生物炭。桉树生物炭的 C、H、S 百分含量高于樟树生物炭，而 O、N 百分含量则相反。经磷酸改性后，桉树和樟树生物炭的 O、C、H、N 百分含量均有所提高，pH 值由弱碱性降至近中性，电导率、灰分和孔隙直径也有不同程度下降；桉树生物炭比表面积和孔隙体积明显提高，而樟树生物炭则相反。由图 1 可知，生物炭均呈现不规则块状颗粒状，保留骨架稳定性；改性后的生物炭表面粗糙，孔隙结构更明显，具有更密集的沟壑。

表 2 生物炭的理化性质

生物炭种类	pH	EC/（μS·cm^{-1}）	灰分/%	比表面积/（m^2·g^{-1}）	孔隙直径/nm	孔隙体积/（cm^3·g^{-1}）	O/%	C/%	H/%	N/%	S/%
桉树生物炭	9.31	575	6.84	181	1.90	8.58×10^{-2}	13.24	76.92	2.454	0.55	0.093
樟树生物炭	9.96	563	12.4	8.83	12.72	2.81×10^{-2}	15.981	68.28	2.453	0.90	0.073
磷酸改性桉树生物炭	7.12	205	2.95	206	1.77	9.11×10^{-2}	14.496	79.15	2.773	0.63	0
磷酸改性樟树生物炭	6.93	124	4.52	7.81	5.98	1.17×10^{-2}	16.452	75.15	2.938	0.94	0



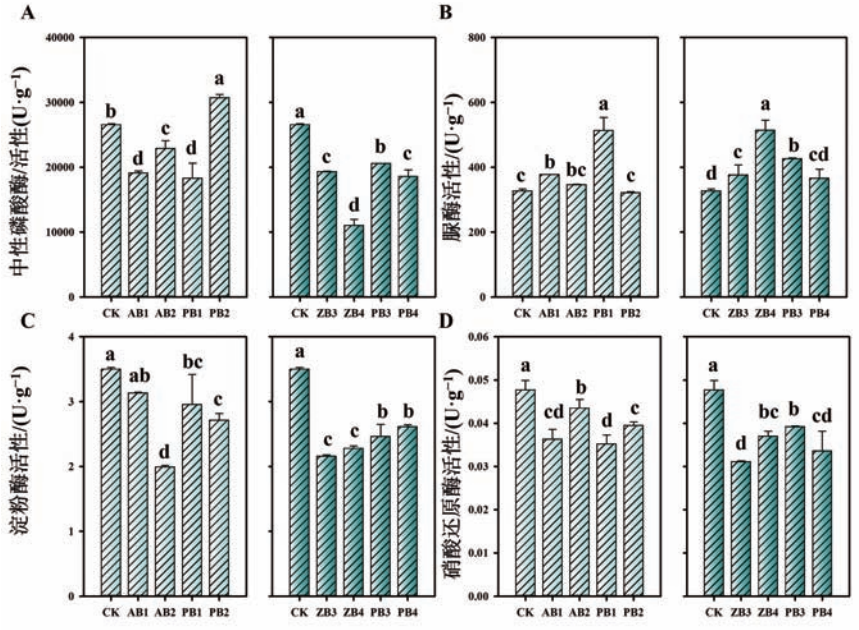
注：A 桉树生物炭；B 樟树生物炭；C 磷酸改性桉树生物炭；D 磷酸改性樟树生物炭。

图 1 生物炭的表面形貌

2.2 生物炭添加对土壤酶活性的影响

由图 2A 可知，与对照相比，除 PB2 中性磷酸酶活性显著提高 15.6%外，其余桉树和樟树生物炭及其改性处理均显著降低了中性磷酸酶活性，降幅分别为 13.8%～31.1%和 22.6%～58.5%；PB2 中性磷酸酶活性较 AB2 显著（$P<0.05$）提高 34.2%，而 PB3 较 ZB3 和 PB4 较 ZB4 分别显著（$P<0.05$）提高 6.6%和 68.6%（。脲酶活性方面（图 2B），除 PB2 较对照略有下降外，其余桉树和樟树生物炭及其改性处理均有不同程度提高。PB1 较 AB1 和 PB3 较 ZB3 分别显著（$P<0.05$）提高 35.9%和 13.4%，而 PB2 较 AB2 和 PB4 较

ZB4 则均显著（$P<0.05$）下降。图 2C 显示，桉树生物炭及改性较对照淀粉酶活性下降了 10.5%～43.1%，樟树生物炭及改性后也显著下降了 25.4%～38.4%。PB2、PB3 和 PB4 较未改性均显著（$P<0.05$）提升淀粉酶活性，增幅分别为 36.1%、14.1%和 14.6%，而 PB1 较 AB1 淀粉酶活性略有下降。图 2D 显示，桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性后硝酸还原酶活性较对照分别显著（$P<0.05$）下降 8.8%～26.2%和 17.9%～34.9%。PB3 较 ZB3 显著（$P<0.05$）提高 26.1%，而 PB1 较 AB1、PB2 较 AB2 和 PB4 较 ZB4 则分别降低 3.1%、9.2%（$P<0.05$）和 9.3%。



注：不同小写字母表示不同处理间差异显著（$P<0.05$），下同。

图 2　不同处理组土壤酶活性

2.3　生物炭添加对土壤理化性质的影响

土壤 pH 值方面（图 3A），PB1 较对照显著（$P<0.05$）降低 3.7%，而 ZB4 则显著（$P<0.05$）提高 3.7%，PB1 较 AB1 显著降低 4.5%，其他改性处理较未改性下降了 0.7%～2.2%。土壤 EC 方面（图 3B），桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性后较对照分别显著（$P<0.05$）下降 11.7%～15.6%和 2.2%～21.5%；PB3 较 ZB3 和 PB4 较 ZB4 显著（$P<0.05$）下降 5.2%和 19.8%。有机质含量方面（图 3C），磷酸改性桉树生物炭处理显著（$P<0.05$）提高 22.4%～106.7%，樟树生物炭及改性后在 1%添加水平下显著（$P<0.05$）提高 47.4%～49.1%；PB1 较 AB1 和 PB2 较 AB2 分别显著（$P<0.05$）提高 19.7%和 99.4%，而樟树生物炭改性前后对有机质含量影响不显著。土壤碱解氮方面（图 3D），桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性后较对照分别下降 8.1%～26.8%和 3.2%～16.8%，PB4 较 ZB4 显著（$P<0.05$）提高 8.8%。土壤有效磷方面（图 3E），桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性较对照分别显著（$P<0.05$）提高 22.3%～60.8%和 21.0%～58.0%；PB1 较 AB1 和 PB3 较 ZB3 分别提高 31.5%（$P<0.05$）和 17.1%，而 PB2 较 AB2 和 PB4 较 ZB4 则分别下降 13.8%（$P<0.05$）和 7.1%。土壤速效钾方面（图 3F），除 PB1、PB4 外，桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性较对照分别显著（$P<0.05$）提高 55.5%～102.6%和 64.3%～110.3%；除 PB3 较 ZB3 显著提高 16.1%外，其余改性处理较未改性均有不同程度地下降（17.6%～40.8%）。

土壤铵态氮方面（图 4A），桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性后含量较对照分别下降 4.3%～15.6%和 5.1%～30.4%；除 PB3 较 ZB3 显著（$P<0.05$）提高 12.4%外，其余改性处理较未改性下降 9.6%～10.4%。土壤硝态氮方面（图 4B），除 AB1 和 PB2 较对照分别提高 56.5%（$P<$

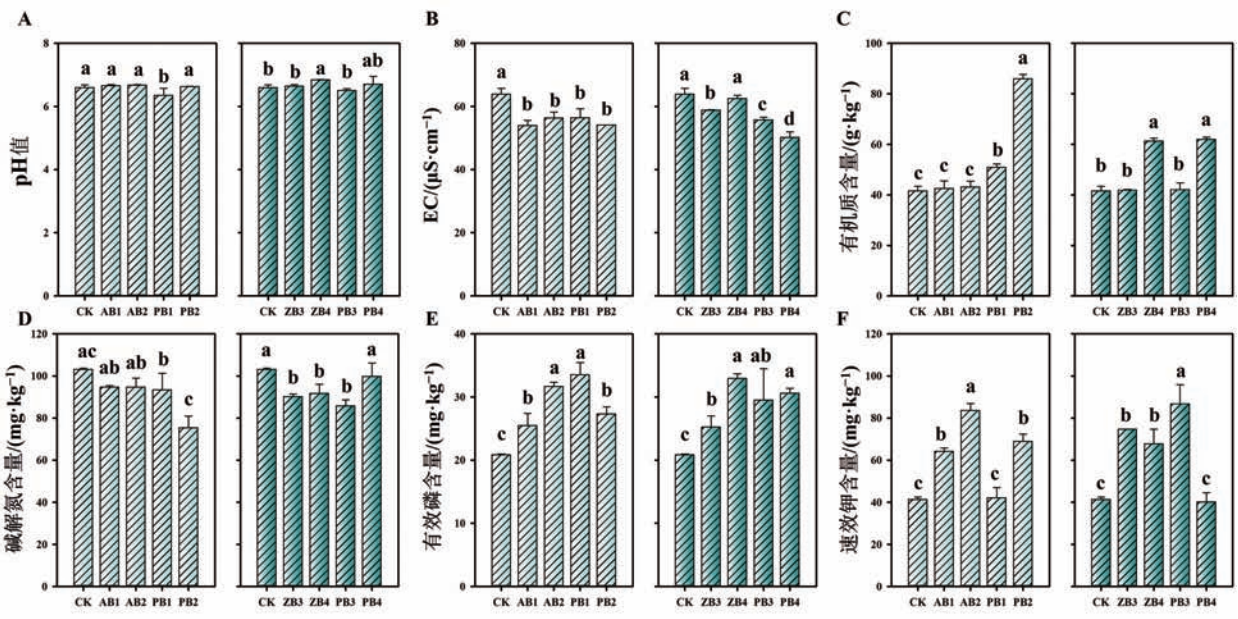


图 3 不同处理组土壤理化指标

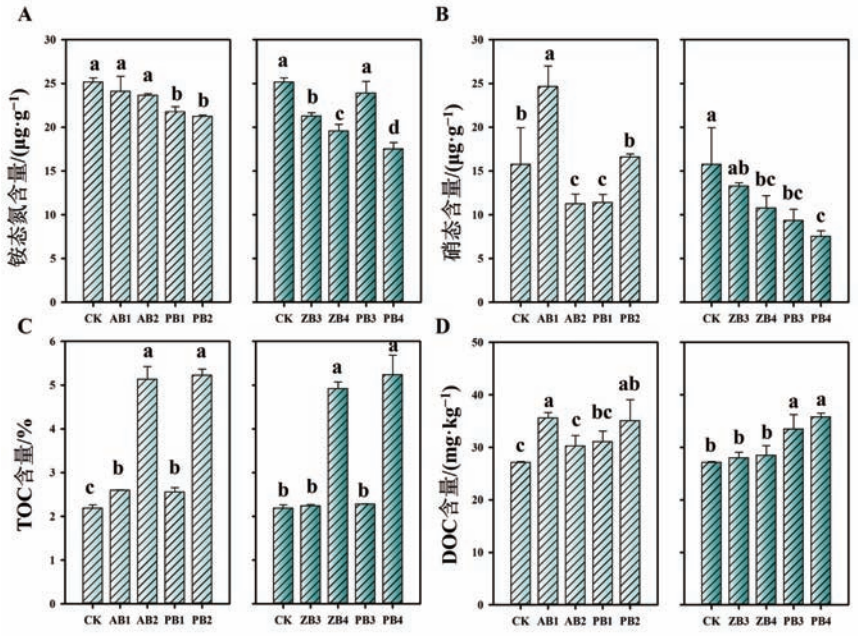


图 4 不同处理组土壤无机氮和碳含量

0.05）和 5.4%外，其余处理均显著（$P<0.05$）下降；PB2 较 AB2 显著提高了 47.6%，而其他改性处理则较未改性下降了 29.6%～53.8%。此外，各生物炭处理下土壤 TOC 和 DOC 含量较对照分别提高 2.4%～139.4%和 3.2%～31.9%，且改性处理较未改性 TOC 含量提高 1.8%～6.4%，DOC 含量显著提高了 16.0%～25.8%（PB1 除外，图 4C～D）。

2.4 生物炭添加对绣球花生长状况的影响

如图 5A 所示，AB1、AB2 和 PB4 绣球花株高较对照分别显著（$P<0.05$）提高 18.6%、16.3%和 14.0%。PB4 株高较 ZB4 显著（$P<0.05$）提高 16.7%，而 PB2 较 AB2 显著（$P<0.05$）下降 12.0%，其他改性处理较未改性对株高无显著影响。桉树生物炭及改性后、樟树生物炭处理叶片相对叶绿素含量较对照分别提高 4.6%～14.1%和 1.5%～5.7%（图 5B），PB1 和 PB2 较未改性分别提高 3.8%和 1.9%，但差异不显著。AB1 和 PB1 地上部分和地下部分鲜重分别较对照显著（$P<0.05$）提高 14.9%～34.0%和

31.2%~38.5%；除 PB3 外，樟树生物炭及改性后地下部分鲜重也显著（P<0.05）提高 14.6%~28.5%（图 5C~D）。PB4 较 ZB4 地上和地下部分鲜重分别增加 14.6%和 12.1%（P<0.05），而其他改性处理较未改性分别下降 7.1%~54.8%（地上部分）和 5.3%~57.1%（地下部分）。

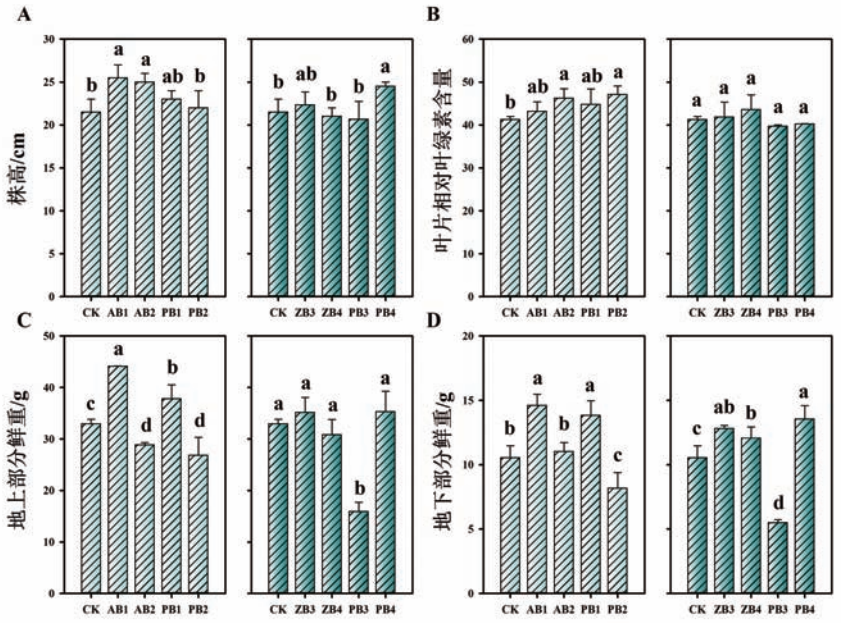


图 5　不同处理组绣球花生长指标的检测

2.5　生物炭添加对绣球花根系形态性状的影响

如图 6A 所示，与对照相比，PB1 根系总根长显著提高 19.0%；PB1、PB2 和 PB4 总根尖数分别显著（P<0.05）提高 28.9%、22.3%和 51.2%（图 6B）；AB1 根系总体积显著提高 47.7%（图 6C）。除 PB1 和 PB4 外，桉树生物炭及改性后、樟树生物炭及改性根系平均直径较对照分别显著（P<0.05）提高 14.2%~28.5%和 17.3%~31.8%（图 6F）。PB1 总根长、总表面积和总投影面积较 AB1 分别显著提高 39.4%、19.3%和 19.3%（图 6A，6D，6E），PB4 总根长、总表面积和总投影面积较 ZB4 分别显著（P<0.05）提高 49.9%、18.6%和 18.6%，而 PB2 和 PB3 则较未改性根系总根长、总表面积和总投影面积均显著（P<0.05）下降。除 PB3 较 ZB3 总根尖数显著降低 42.4%外，其他改性处理总根尖数较未改性显著（P<0.05）提高 37.7%~95.3%。改性处理在根系总体积和平均直径方面未表现显著促进作用。

2.6　生物炭添加对绣球花养分含量的影响

由图 7A、图 7D 可知，桉树生物炭及改性后叶片和根系全氮含量较对照均有不同程度提高（PB1 除外），ZB3 叶片全氮含量也显著（P<0.05）提高 16.5%，樟树生物炭及改性后根系全氮含量提高了 7.0%~25.6%。与对照相比，生物炭处理叶片全磷含量提高 2.4%~48.6%（PB1、PB3 除外），桉树生物炭及改性后根系全磷含量提高了 10.2%~40.8%，ZB4 根系全磷含量也显著提高了 17.0%（图 7B、图 7E）。然而，各处理对植株全钾含量无明显提升效果（图 7C、图 7F）。两种生物炭改性前后对绣球花植株养分累积的影响也存在差异。PB1 较 AB1 根系全磷含量提高了 11.4%；PB2 较 AB2 也显著提高了 16.4%；PB3 较 ZB3 和 PB4 较 ZB4 根系全钾含量分别显著（P<0.05）提高 63.5%和 241.5%。此外，PB2 较 AB2 叶片全磷含量提高了 11.5%，PB1 较 AB1 叶片全钾含量提高了 34.1%，但均未达到显著水平。改性处理对植株全氮含量无显著提升作用。

2.7　生物炭对绣球花生长的影响

主成分分析显示（图 8），第 1 主成分（PC1）和第 2 主成分（PC2）累积方差贡献率分别为 16.7%和 24.5%，二者累积方差贡献率达 41.2%，充分反映了与绣球花生长相关的主要信息。受 PC1 和 PC2 的综合影响，不同处理组样点的空间分布差异达到极显著水平（P<0.001）。

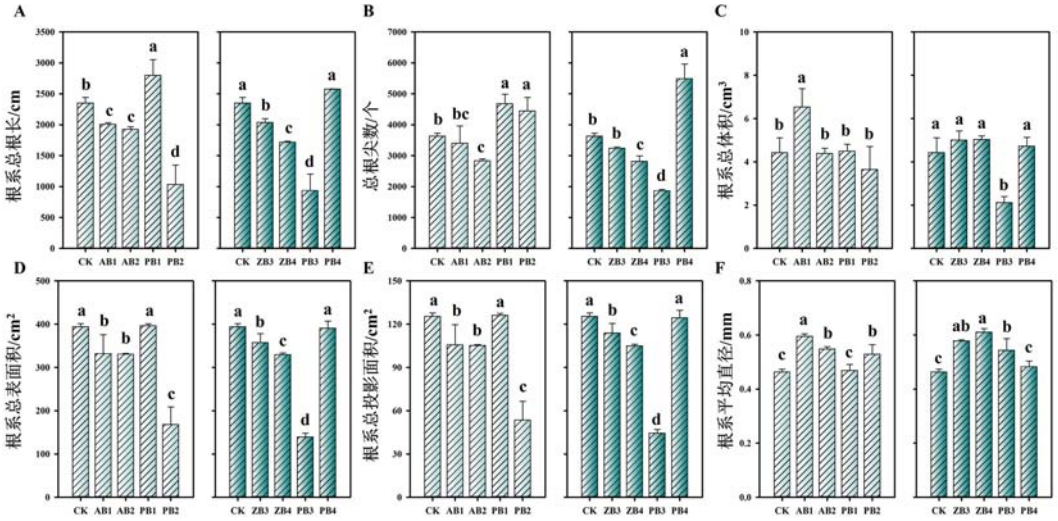


图 6 不同处理组绣球花根系的生长性状

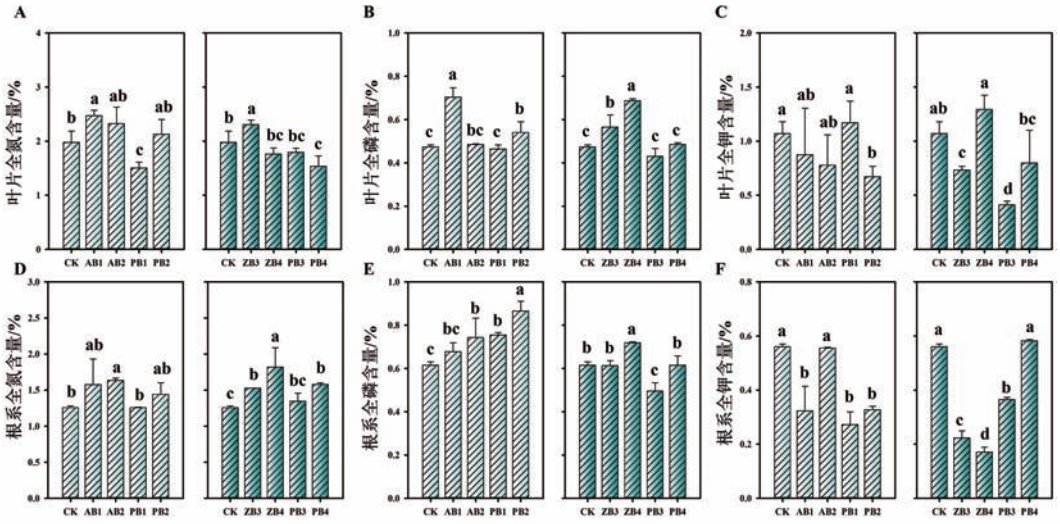
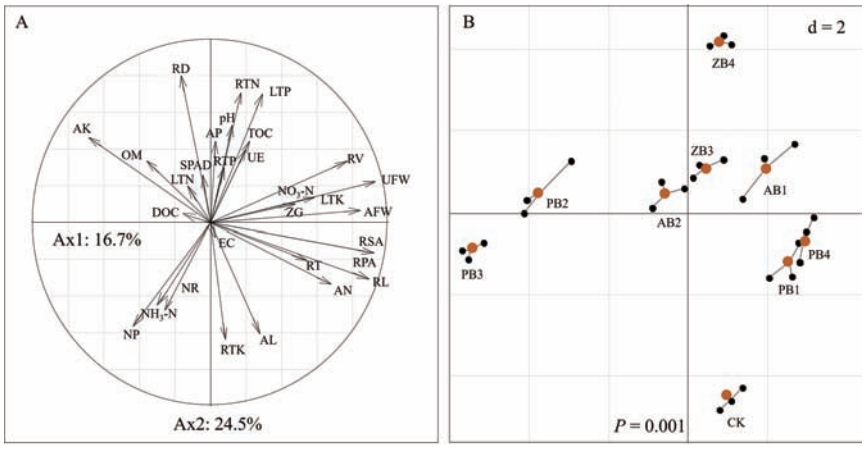


图 7 不同处理组绣球花叶片和根系的养分含量



注：A 图为主成分载荷图，B 图为主成分得分图；ZG、SPAD、AFW、UFW、RL、RT、RV、RSA、RPA、RD 分别表示植物株高、叶片相对叶绿素含量、地上部分鲜重、地下部分鲜重、总根长、总根尖数、根系总体积、根系总表面积、根系总投影面积、根系平均直径；LTN、LTP、LTK、RTN、RTP、RTK 分别表示植物叶片全氮、叶片全磷、叶片全钾、根系全氮、根系全磷、根系全钾；NP、UE、AL、NR 分别表示土壤中性磷酸酶、脲酶、淀粉酶、硝酸还原酶；pH、EC、OM、AN、AP、AK、NH_3-N、NO_3-N、TOC、DOC 分别表示土壤酸碱度、电导率、有机质、碱解氮、有效磷、速效钾、铵态氮、硝态氮、总有机碳、溶解性有机碳。

图 8 不同处理组绣球花生长指标、生物量和土壤环境因子的主成分分析

如图 8A 所示，PC1 主要与绣球花的株高、生物量、叶片全钾、根系总根长、总根尖数、总体积、总表面积、总投影面积，以及土壤 EC、DOC、AN、NO_3-N 等参数密切相关。如图 8B 所示，AB1 样点显著偏向株高、生物量、叶片全钾、根系总体积和土壤 NO_3-N 含量升高的方向；AB2 样点显著偏向叶片全氮、土壤 OM 和 DOC 含量升高的方向；PB2 样点则显著向 OM、DOC、AK 含量升高的方向偏移；而 PB1 和 PB4 样点则显著向绣球花根系总根长、总根尖数、总表面积、总投影面积，以及土壤 AN 含量升高的方向偏移。PC2 主要与绣球花叶绿素含量、叶片全磷、全氮、根系全氮、全磷、全钾、根系平均直径，以及土壤 pH、EC、TOC、NH_3-N、NP、AL、UE、NR 和 AP 等多个参数密切相关。ZB3 和 ZB4 样点显著向绣球花叶片和根系全磷、根系全氮、土壤 pH、TOC、AP、UE 含量（活性）升高的方向偏移。

3　讨论

3.1　生物炭添加对土壤酶活性的影响

土壤酶是表征土壤生态系统功能的重要生物标志物[29-30]，其活性受植被类型、水分、养分、微生物数量等多种因素影响[31]。中性磷酸酶活性反映有机磷转化能力，与土壤保肥性密切相关[32]。脲酶参与有机氮向无机氮的转化，直接影响土壤中氮转化和供氮能力[33-34]。淀粉酶催化淀粉分解生成可溶性单糖，其活性反映了土壤生物群落代谢状况及碳的转化效率[35]。硝酸还原酶是将硝酸根转化为亚硝酸根的专性酶，其活性直接影响硝态氮和亚硝态氮的含量[36]。本研究中，生物炭处理对中性磷酸酶、淀粉酶和硝酸还原酶活性均表现出一定的抑制作用，可能是由于生物炭表面含氧官能团吸附酶分子，并饱和酶促反应结合位点[36]。生物炭处理提高了脲酶活性，可能与其促进氮循环过程有关[37]。磷酸改性进一步调节了生物炭对酶活性的影响。除 PB1 外，磷酸改性显著提高了中性磷酸酶活性，且在 1% 添加水平效果优于 0.2%。0.2% 磷酸改性生物炭显著提高了脲酶活性，但 1% 添加水平下脲酶活性有所下降。磷酸改性还显著提高了淀粉酶活性（PB1 除外），0.2% 磷酸改性樟树生物炭显著提高了硝酸还原酶的活性，而 1% 添加下两种磷酸改性生物炭硝酸还原酶活性均下降。上述差异可能与生物炭中矿物质、有机物及自由基等成分有关[12]。

3.2　生物炭添加对土壤理化性质的影响

生物炭添加对土壤理化性质的影响与其来源和添加水平密切相关。0.2% 磷酸改性桉树生物炭使土壤 pH 值显著下降，与桉树生物炭经改性后 pH 值由弱碱性变为中性有关。生物炭处理显著降低了土壤 EC 值，其中樟树生物炭经改性后 EC 值进一步下降，表明改性后减少了土壤中盐基离子数量。有机质作为土壤肥力的核心，显著影响土壤质量和城市绿地景观[5]。1% 磷酸改性生物炭显著提高了土壤有机质含量，桉树生物炭经改性后有机质含量进一步提高。土壤有机碳是衡量土壤肥力的重要指标，生物炭施入土壤后，活性有机碳易被微生物分解，而惰性有机碳则长期存留于土壤中[38]，从而实现碳固存和减排[39]。生物炭处理后土壤 TOC 和 DOC 含量显著提高，其中 1% 添加桉树和樟树生物炭及改性处理较未改性 DOC 含量进一步显著提高。生物炭还提高了土壤有效磷和速效钾含量，归因于其较强的离子吸附能力[10]。0.2% 磷酸改性生物炭有效磷含量较未改性显著提高，而 1% 添加水平则效果相反，且 0.2% 和 1% 磷酸改性樟树生物炭较未改性分别显著提高了速效钾和碱解氮含量。

土壤中铵态氮是速效氮的重要组成部分，直接反映土壤的供氮能力[40]，其含量与 pH 值呈显著正相关，与有机碳含量呈显著负相关[41]。本研究中，生物炭处理降低了铵态氮含量，磷酸改性处理进一步强化了这一趋势（PB3 除外）。推测原因是由于改性提高了土壤有机碳含量，减少了对铵态氮的吸附性，促进了其向硝态氮的转化[42]。硝态氮是高等植物吸收氮的主要形式之一[43]，1% 磷酸改性桉树生物炭显著提高了硝态氮含量，可能通过改善土壤结构和增强硝化作用实现。其他改性处理硝态氮含量显著下降，可能通过为硝化细菌等微生物提供碳源和能量，并可作为电子穿梭体，介导微生物驱动的氧化还原过程[44]。

3.3　生物炭添加对绣球花生长特性的影响

生物炭处理对绣球花生长具有显著促进作用，

其效果与生物质的来源和添加水平密切相关。桉树生物炭及 1%磷酸改性樟树生物炭显著提高了绣球花株高，桉树生物炭及其改性处理提高了叶绿素含量，并在 1%添加水平下显著提高了生物量。樟树生物炭及其改性处理也显著提高了绣球花地下部分鲜重（PB3 除外）。生物炭处理还影响了根系生长及植株养分累积。研究发现，生物炭添加能够促进杜果树的根系发育[13]，可能与生物炭添加提高了土壤有机质和养分含量有关[14-15]，与本文结果一致。两种生物炭改性前后对绣球花生长的影响也存在差异：1%磷酸改性樟树生物炭较未改性显著提高了绣球花株高、地上和地下部分鲜重；磷酸改性桉树生物炭还提高了叶绿素含量。0.2%磷酸改性桉树生物炭与 1%磷酸改性樟树生物炭显著增加了总根长、总根尖数、总表面积和总投影面积。桉树生物炭和樟树生物炭经改性后分别显著提高了根系全磷和全钾含量，且效果随着添加水平提升而增加。

4 结论

绣球花生长与土壤环境因子密切相关，磷酸改性生物炭通过降低土壤 pH 值、EC 值，提高土壤有机碳、无机氮含量和养分有效性，调节土壤多种酶的活性等影响绣球花根系特征，进而影响绣球花对水分和矿物质的吸收，促进绣球花生长并提高养分累积。

参考文献

[1]张俊涛,李铤,冼卓慧,等.广州南沙区不同类型绿地土壤质量评价与特征分析[J].江西农业学报,2020,32(9):85-90.

[2]刘兴诏,黄旻,黄柳菁.中国部分大中城市居住区园林土壤碱化现状及主要成因[J].西北林学院学报,2019,34(6):202-207.

[3]杨娜,张浪,张冬梅,等.不同类型配生土与固体废弃物大田配施对绿地土壤理化性质和白玉兰生长的影响[J].上海农业学报,2024,40(4):51-59.

[4]马想,张浪,黄绍敏,等.上海城市绿地土壤研究现状及问题[J].江苏农业科学,2021,49(8):61-68.

[5]MARCIЙCZYK M,OLESZCZUK P.Biochar and engineered biochar as slow- and controlled-release fertilizers[J].Journal of Cleaner Production,2022,339:130685.

[6]丁乐,杨弋,倪辉,等.生物炭配施对芳樟精油产量及品质的影响[J].中南林业科技大学学报,2022,42(5):91-100.

[7]LIU Q,LIU B J,ZHANG Y H,et al.Biochar application as a tool to decrease soil nitrogen losses (NH_3 volatilization,N_2O emissions, and N leaching) from croplands:Options and mitigation strength in a global perspective[J].Global Change Biology,2019,25(6):2077-2093.

[8]AZEEM M,HAYAT R,HUSSAIN Q,et al.Biochar improves soil quality and N2-fixation and reduces net ecosystem CO_2 exchange in a dryland legume-cereal cropping system[J].Soil and Tillage Research,2019,186:172-182.

[9]ZHANG L Y,JING Y M,CHEN C R,et al.Effects of biochar application on soil nitrogen transformation,microbial functional genes,enzyme activity,and plant nitrogen uptake:a meta-analysis of field studies[J].Global Change Biology Bioenergy,2021,13(12):1859-1873.

[10]LEHMANN J,RILLIG M C,THIES J,et al.Biochar effects on soil biota-a review[J].Soil Biology and Biochemistry,2011,43(9):1812-1836.

[11]叶小东,周欣.生物炭对盐碱地土壤微生物活性和桔梗生长的影响[J].分子植物育种,2023,21(13):4495-4501.

[12]范声浓,王烁衡,于良君,等.生物炭对杜果根系生长、土壤养分和微生物群落的影响[J].云南农业大学学报(自然科学),2022,37(4):692-702.

[13]侯伟男,刘靖愉,邢一唱,等.生物炭施入量对大豆生长发育及产量的影响[J].中国农学通报,2021,37(15):14-19.

[14]WANG L W,HOU D Y,CAO Y N,et al.Remediation of mercury contaminated soil,water,and air:a review of emerging materials and innovative technologies[J].Environment International,2020,134:105281.

[15]MAN Y,WANG B,WANG J X,et al.Use of biochar to reduce mercury accumulation in *Oryza sativa* L:a trial for sustainable management of historically polluted farmlands[J].Environment International,2021,153:106527.

[16]牟芝熠,沈育伊,曹杨,等.生物炭施用 5 a 后对桂北桉树人工林土壤有机碳组分的影响[J].环境科学,2023,44(12):6869-6879.

[17]马光恕,梁枭,张淳,等.生物炭对甜瓜幼苗质量与根系生理特性的影响[J].干旱地区农业研究,2022,40(5):212-221.

[18]计海洋,汪玉瑛,刘玉学,等.生物炭及改性生物炭的制备与应用研究进展[J].核农学报,2018,32(11):2281-2287.

[19]RIZWAN M,LIN Q M,CHEN X J,et al.Synthesis,characterization and application of magnetic and acid modifiedbiochars following alkaline pretreatment of rice and cotton straws[J].Science of The Total Environment,2020,714:136532.

[20]WANG X Y,SUN T,MA H G,et al.Effects of acidic phosphorus-rich biochar from halophyte species on P availability and fractions in alkaline soils[J].Chemical and Biological Technologies in Agriculture,2022,9(1):101.

[21]SHANG G F,LI Q W,LIU L,et al.Adsorption of hydrogen

sulfide by biochars derived from pyrolysis of different agricultural/forestry wastes[J]. Journal of the Air & Waste Management Association,2016,66(1):8-16.

[22]QI X Y,CHEN S S,WANG H D,et al.Comparative physiology and transcriptome analysis reveals that chloroplast development influences silver-white leaf color formation in Hydrangea macrophylla var.Maculata[J].BMC Plant Biology,2022,22(1):345.

[23]华磊,屠娟丽,钦梦婷,等.'无尽夏'绣球花色调控试验[J].现代园艺,2022,45(21):50-51.

[24]HUANG Y M,YI J C,HUANG Y,et al. Insights into the reduction of methylmercury accumulation in rice grains through biochar application:Hg transformation,isotope fractionation,and transcriptomic analysis[J].Environmental Pollution,2024,340:122863.

[25]UDDLING J,GELANG-ALFREDSSON J,PIIKKI K,et al. Evaluating the relationship between leaf chlorophyll concentration and SPAD-502 chlorophyll meter readings[J]. Photosynthesis Research,2007,91(1):37-46.

[26]CHEN D D,LIU T X,LI X M,et al. Biological and chemical processes of microbially mediated nitrate-reducing Fe(II) oxidation by Pseudogulbenkiania sp. strain 2002[J]. Chemical Geology,2018,476:59-69.

[27]ZHANG Y F,WANG X Q,YANG Y,et al. Retention and transformation of exogenous Hg in acidic paddy soil under alternating anoxic and oxic conditions: Kinetic and mechanistic insights[J].Environmental Pollution,2023,323:121335.

[28]WU J L,ZHANG C,XIAO L,et al.Impacts of earthworm species on soil acidification,Al fractions,and base cation release in a subtropical soil from China[J]. Environmental Science and Pollution Research,2020,27(27):33446-33457.

[29]殷陶刚,李玉泽.土壤酶活性影响因素及测定方法的研究进展[J].矿产勘查,2019,10(6):1523-1528.

[30]董艳,董坤,郑毅,等.种植年限和种植模式对设施土壤微生物区系和酶活性的影响[J].农业环境科学学报,2009,28(3):527-532.

[31]SCHIMEL J,BECERRA C A,BLANKINSHIP J.Estimating decay dynamics for enzyme activities in soils from different ecosystems[J]. Soil Biology and Biochemistry,2017,114: 5-11.

[32]李国雷,刘勇,甘敬,等.飞播油松林地土壤酶活性对间伐强度的季节响应[J].北京林业大学学报,2008,30(2):82-88.

[33]GONG S W,ZHANG T,GUO R,et al.Response of soil enzyme activity to warming and nitrogen addition in a meadow steppe[J]. Soil Research,2015,53(3):242.

[34]DU E Z,TERRER C,PELLEGRINI A F A,et al.Global patterns of terrestrial nitrogen and phosphorus limitation[J]. Nature Geoscience,2020,13(3):221-226.

[35]孙文颖,马维伟,李广,等.尕海湿地植被退化过程中土壤蔗糖酶和淀粉酶活性的动态特征[J].草地学报,2019,27(1):88-96.

[36]ELZOBAIR K A,STROMBERGER M E,IPPOLITO J A,et al. Contrasting effects of biochar versus manure on soil microbial communities and enzyme activities in an Aridisol[J]. Chemosphere,2016,142:145-152.

[37]高文慧,郭宗昊,薛晨,等.生物炭及炭基肥对大豆土壤酶活性的影响[J].淮北师范大学学报(自然科学版),2020,41(1):48-53.

[38]韩玮,申双和,谢祖彬,等.生物炭及秸秆对水稻土各密度组分有机碳及微生物的影响[J].生态学报,2016,36(18):5838-5846.

[39]柯跃进,胡学玉,易卿,等.水稻秸秆生物炭对耕地土壤有机碳及其 CO_2 释放的影响[J].环境科学,2014,35(1):93-99.

[40]王静童,王勇,殷金忠,等.短期沼液还田对小麦产量和土壤理化性质的影响[J].河南科技学院学报(自然科学版),2019,47(4):5-9.

[41]丛日环,张丽,鲁艳红,等.长期秸秆还田下土壤铵态氮的吸附解吸特征[J].植物营养与肥料学报,2017,23(2):380-388.

[42]胡茜,赵远,张玉虎,等.生物炭配施化肥对稻田土壤有效氮素以及水稻产量的影响[J].江苏农业科学,2019,47(15):108-112.

[43]BÜCKING H,KAFLE A.Role of arbuscular mycorrhizal fungi in the nitrogen uptake of plants: current knowledge and research gaps[J].Agronomy,2015,5(4):587-612.

[44]YUAN D,WANG G Q,HU C S,et al.Electron shuttle potential of biochar promotes dissimilatory nitrate reduction to ammonium in paddy soil[J]. Soil Biology and Biochemistry,2022,172:108760.