

连续施用改性生物质炭对镉铅土壤修复效果及其对微生物群落结构的影响

杨素勤, 魏森, 张彪, 李焯桢, 张玉鹏, 马振华, 宁欣杰, 魏宏杨

引用本文:

杨素勤, 魏森, 张彪, 李焯桢, 张玉鹏, 马振华, 宁欣杰, 魏宏杨. 连续施用改性生物质炭对镉铅土壤修复效果及其对微生物群落结构的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1460–1471.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1398>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

生物质炭对长期铅镉复合污染土壤微生物群落丰度及活性的影响

邵佳, 赵远来, 冯琰玉, 潘洋, 于金珠, 秦华, 陈俊辉

农业环境科学学报. 2022, 41(1): 66–74 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0478>

钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响

兰玉书, 袁林, 杨刚, 程蓉, 石楷岐, 高本汗

农业环境科学学报. 2020, 39(12): 2743–2751 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0637>

紫泥田水稻土细菌群落对不同农艺调控措施的响应

钟俊杰, 李晓镜, 尹泽润, 盛浩, 聂三安

农业环境科学学报. 2022, 41(2): 367–374 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0654>

不同钝化机制矿物对土壤重金属的钝化效果及微生物响应

任露陆, 蔡宗平, 王固宁, 叶志钧, 张艳林, 曹美苑

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1470–1480 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1436>

不同土壤调理剂对镉污染水稻田控镉效应研究

李心, 林大松, 刘岩, 焦位雄, 张丽

农业环境科学学报. 2018, 37(7): 1511–1520 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0802>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

杨素勤, 魏森, 张彪, 等. 连续施用改性生物质炭对镉铅土壤修复效果及其对微生物群落结构的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1460–1471.

YANG S Q, WEI S, ZHANG B, et al. Remediation effect of continuous application of modified biochar on cadmium- and lead-contaminated soil and its effect on microbial community structure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(7): 1460–1471.



开放科学 OSID

连续施用改性生物质炭对镉铅土壤修复效果及其对微生物群落结构的影响

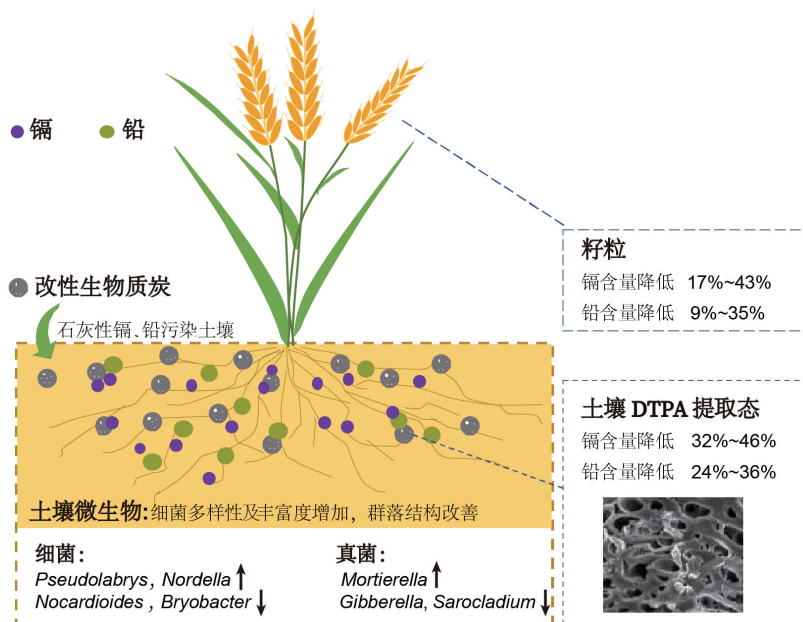
杨素勤¹, 魏森¹, 张彪^{1*}, 李煊桢², 张玉鹏¹, 马振华¹, 宁欣杰¹, 魏宏杨¹

(1. 河南农业大学资源与环境学院, 郑州 450002; 2. 河南农业大学林学院, 郑州 450002)

摘要:为探究磷酸改性生物质炭对石灰性污染土壤重金属的稳定效果及对微生物群落结构的影响,于2015—2019年选择豫北某地污染农田土壤开展连续5 a的定位试验。研究选用磷酸改性稻壳生物质炭为土壤调理剂,设置土壤调理剂不同年限的连续施用处理,分析土壤有效态镉、铅含量及小麦籽粒镉、铅含量,以探究调理剂钝化效果的持续性,借助高通量测序技术测定连续施用调理剂对耕地土壤微生物群落结构的影响。结果表明:本研究选用的磷酸改性稻壳生物质炭虽一定程度上降低了石灰性土壤的pH,但土壤中有效态镉、铅含量显著减少,不同年限连续施用土壤调理剂最终都能显著抑制小麦籽粒中镉、铅的积累。与不添加土壤调理剂的对照处理相比,各处理土壤有效态镉、铅含量分别降低32%~46%和24%~36%,小麦籽粒镉、铅含量降幅为17%~43%和9%~35%。此外,调理剂显著提升了细菌 *Pseudolabrys* 和 *Nordella* 以及真菌 *Mortierella* 的丰度,降低了细菌 *Nocardioides* 和 *Bryobacter* 以及真菌 *Gibberella* 和 *Sarocladium* 的丰度。研究表明,连续施用5 a 调理剂后小麦籽粒镉含量达到最低值,施加调理剂3 a 即可显著降低小麦籽粒中铅含量;施用调理剂对土壤微生物群落结构产生一定的影响,改善了土壤细菌群落的多样性及丰富度。

关键词:石灰性土壤;土壤重金属;微生物多样性;高通量测序

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2022)07-1460-12 **doi:** 10.11654/jaes.2021-1398



Remediation effect of continuous application of modified biochar on cadmium- and lead-contaminated soil and its effect on microbial community structure

YANG Suqin¹, WEI Sen¹, ZHANG Biao^{1*}, LI Xuanchen², ZHANG Yupeng¹, MA Zhenhua¹, NING Xinjie¹, WEI Hongyang¹

收稿日期: 2021-12-01 录用日期: 2022-03-15

作者简介: 杨素勤 (1962—), 女, 河南郑州人, 教授, 从事土壤重金属污染钝化修复研究。E-mail: yang_suqin@126.com

*通信作者: 张彪 E-mail: zhangbiao6136@163.com

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41571320); 河南省科技攻关计划项目 (212102110394)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41571320); The Science and Technology Research Project of Henan Province (212102110394)

(1. College of Resources and Environment, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China; 2. College of Forestry, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China)

Abstract: In order to explore the stabilization effect of phosphoric acid-modified biochar on heavy metals in calcareous contaminated soil and the effect on microbial community structure, a 5-year trial was conducted in northern Henan Province from 2015 to 2019. In this study, phosphoric acid-modified rice husk biochar was selected as a soil modifier, and its continuous application during different years was conducted to analyze cadmium and lead contents in wheat grains and to explore the sustainability of its effect. Additionally, soil microbial diversity was also measured by high-throughput sequencing technology. The results showed that phosphoric acid-modified rice husk biochar used in this study reduced the pH of the calcareous soil to a certain extent. Available cadmium and lead contents in the soil were significantly reduced. Application of the soil modifier in different years could inhibit the accumulation of cadmium and lead in wheat grains. Compared to treatments without adding soil modifier, all treatments reduced the available soil cadmium and lead contents by 32%~46% and 24%~36%, respectively. Cadmium and lead contents in wheat grains decreased by 17%~43% and 9%~35%, respectively. In addition, the soil modifier significantly increased the abundance of *Pseudolabrys* and *Nordella* bacteria and *Mortierella* fungi, but decreased the abundance of *Nocardioides* and *Bryobacter* bacteria and *Gibberella* and *Sarocladium* fungi. It was observed that cadmium content in wheat grains reached the lowest level after continuous application of the soil modifier for 5 years, while lead content in wheat grains could be significantly reduced after application for 3 years. The application of a soil modifier had a certain impact on the soil microbial community structure and improved the diversity and richness of the soil bacterial community.

Keywords: calcareous soil; soil heavy metals; microbial diversity; high-throughput sequencing

施用土壤调理剂是降低土壤有效态重金属含量和作物吸收量的可行措施。在诸多土壤调理剂中,生物炭的应用前景广阔。生物炭是生物质原料在限氧条件下得到的热解产物^[1],主要通过吸附或螯合等方式来降低重金属的毒害作用,改善土壤理化性质。生物炭可通过土壤pH、土壤有机质以及微生物群落组成等多种机制的协同作用影响重金属有效性。在大田条件中,两种以上重金属的复合污染较为常见,仅施用单一调理剂难以达到理想的稳定效果,而配施不同调理剂可解决这一问题^[2]。有研究发现,生物炭和磷酸盐配合施用对铅钝化的效果好于单一施用两种固化剂^[3]。相比于生物炭,含磷物质能通过沉淀等方式明显降低铅等重金属的活性^[4]。研究证实,含磷化合物可以降低土壤中铅的生物有效性^[5-6],铅可与磷在氯离子存在条件下形成极稳定的磷氯铅矿 $[\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}]$,明显降低植物对铅的吸收^[7]。磷酸盐的溶解性是制约其钝化修复铅污染土壤的重要因素,水溶性磷酸盐能够有效降低镉、铅、锌等重金属的生物有效性^[8],研究表明,水溶性磷酸盐在降低重金属的生物有效性上效果好于难溶性磷酸盐。当土壤中加入水溶性磷酸盐时,土壤溶液中形成的 PO_4^{3-} 可以与 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 形成磷酸盐沉淀^[9]。

土壤微生物对重金属胁迫的敏感程度大于动植物,因此可用于预测土壤生态系统及环境质量的变化,及时反映土壤污染状况^[10]。在重金属污染土壤中,微生物会在数量、多样性和群落结构等方面有所

响应。BRUCE^[11]的研究表明,农田土壤中过多的重金属会显著降低土壤微生物的多样性。陈兆进等^[12]通过对新乡市镉污染土壤细菌群落组成及其对镉固定效果的研究发现,随着镉污染的加重,芽孢杆菌属和节杆菌属等高效固定重金属的细菌逐渐占据优势。生物炭可以将微生物吸附到其表面,作为微生物栖息的微环境,从而减少微生物的生存竞争^[13]。姚钦^[14]的研究表明生物炭对门水平的真菌群落结构没有显著影响,但是改变了属水平上真菌群落的结构。通常微生物对土壤环境变化有很强的敏感性,施磷可改变作物根系生长和养分吸收等过程。向君等^[15]的研究表明,施磷能增加干旱胁迫下箭竹根际土壤养分含量和微生物生物量,改善根际土壤微生物群落结构。而短期磷添加显著增强了土壤微生物对碳源的利用能力,一定程度上提高了土壤微生物群落功能多样性^[16]。通常认为,土壤中微生物多样性越高,其抗环境胁迫能力和作物生产能力就越强^[17]。

生物炭一般为碱性,在石灰性土壤上吸附固定重金属的能力有限,可采用磷酸对生物炭进行改性^[18]。相比直接热解得到的生物炭,磷酸处理后生物炭的吸附效果更好^[19]。生物炭施入土壤中一段时间后,其结构和性质会逐渐发生变化,该过程称为“老化”^[20]。目前对生物炭老化及连续施用后是否仍然能产生显著固化效果的研究较少。有研究表明老化生物炭对重金属的吸附能力与新鲜生物炭相比有所下降^[21]。在老化过程中,细菌多样性可作为衡量耕地土壤

健康的重要指标^[22]。pH值作为土壤重金属有效性的主要影响因子,与土壤镉、铅有效性呈负相关关系^[23]。鉴于此,本研究选取磷酸改性生物质炭作为土壤调理剂,通过长期定位试验,将土壤中镉、铅与改性生物质炭中的 PO_4^{3-} 反应形成更加稳定的重金属磷酸盐,从而降低土壤有效态重金属含量,并结合高通量测序技术和生物信息学分析方法,探究施用土壤调理剂对土壤镉、铅污染的修复效果及其对土壤微生物群落结构的影响。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验点位于豫北某地铅冶炼企业周边污染农田。该区域属暖温带大陆性季风气候,年平均气温 $14.5\text{ }^{\circ}\text{C}$,年均降水量 567.9 mm ,土壤基本理化性质见表1。土壤 $\text{pH}>7.5$,镉、铅含量均高于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中规定的农用地土壤污染风险筛选值(镉 $0.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铅 $170\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),但低于风险管控值(镉 $4.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铅 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),属于安全利用类耕地。

土壤调理剂为磷酸改性稻壳生物质炭, $\text{pH}\,5.5$,可提取态磷含量 $750\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,铅含量 $1.75\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,镉含量 $0.08\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,比表面积 $76.6\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 。每年的施用量为 $11.19\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

试验设置不施用调理剂的对照(CK)、2015—2016年施用2 a调理剂后停施(Y_{15-16})、2015—2017年连续施用3 a后停施(Y_{15-17})、2015—2018年连施4 a后停施(Y_{15-18})、2015—2019年连施5 a后停施(Y_{15-19}),共5个处理,每个处理4次重复。

为对比土壤调理剂对环境质量的影响,对所采土壤样品进行高通量测序分析。采集0~20 cm表层土壤充分混匀,部分土壤样品装于无菌袋中,用冰块冷冻保存后带回实验室保存在 $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱内,用于土壤微生物多样性和群落结构的测定;其余土壤样品风干后研磨过筛,用于土壤理化性质的测定。小麦成熟期采集籽粒样品,带回实验室后洗净、烘干并粉碎。

1.2 测定方法

土壤pH用2.5:1水土比浸提后使用pH计测定;

碱解氮使用碱解扩散法测定;速效磷采用 $0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NaHCO}_3$ 浸提-钼蓝比色法测定;速效钾采用 $1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 中性 NH_4OAC 浸提-火焰光度计法测定;土壤有效态镉、铅含量用DTPA浸提-原子吸收分光光度法测定;小麦籽粒镉、铅含量用 $\text{HNO}_3\text{--HClO}_4$ 消解后使用石墨炉原子吸收分光光度计法测定。

采用高通量测序技术对土壤样品的微生物群落结构进行检测,采用引物338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')对细菌的16S rRNA的V3~V4区进行扩增,采用引物ITS1F(5'-CTTGGTCATTTAGAGG AAGTAA-3')和ITS2R(5'-GCTGCGTTCTTCATCG ATGC-3')对真菌的ITS1区进行扩增。扩增得到的PCR产物用QuantiFluor-ST蓝色荧光检测系统进行定量,样品按照测序要求混合均匀。高通量测序在上海美吉生物医药科技有限公司完成,数据处理借助美吉生物云平台进行。

1.3 数据统计及分析

使用Origin 2018和SPSS 21.0进行数据整理、制图与统计分析,Duncan法多重比较检验各因素处理间的差异显著性($P<0.05$)。微生物试验数据分析前按最小样本序列数进行抽平处理。主成分分析利用R语言(version 3.3.1)PCoA统计分析并制图;群落热度图(Heatmap)的软件及算法采用R语言(version 3.3.1)vegan包的方法;组间差异显著性检验分析采用Wilcoxon秩和检验(Wilcoxon rank-sum test);环境因子关联分析利用R语言vegan包中的RDA分析并制图。

2 结果与分析

2.1 改性生物质炭对土壤pH的影响

相比于CK,本研究中改性生物质炭的施用均降低了土壤pH,不同处理土壤pH的降幅可达 $0.27\sim 0.57$;随着施用年限的延长,土壤pH呈现先降低后增加的趋势(图1)。

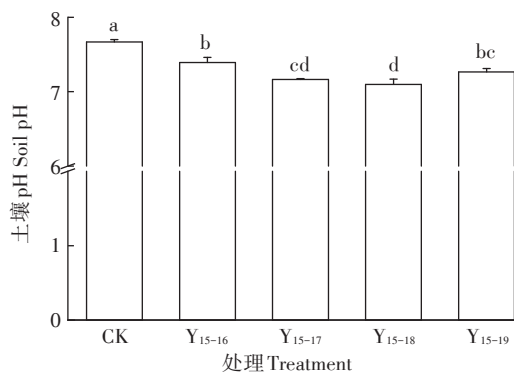
2.2 改性生物质炭对土壤有效态镉、铅含量及小麦籽粒镉、铅含量的影响

与CK相比,施加调理剂后土壤有效态镉、铅含量

表1 供试土壤理化性质和重金属含量

Table 1 Physical and chemical properties and heavy metal content of the tested soil

pH	有机质 Organic matter/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效磷 Available phosphorus/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效钾 Available potassium/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全镉 Total Cd/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全铅 Total Pb/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
7.71	11.68	94.98	21.53	173.19	2.34	181.42



不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同
Different lowercase letters indicate significant differences among treatments($P<0.05$). The same below

图1 调理剂施用对土壤pH的影响

Figure 1 Effect of modifier application on soil pH

均明显降低(图2)。其中,有效态镉含量最低为 $0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降幅达到46%,有效态铅含量最低为 $43.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降幅达到36%。连续施用调理剂2 a后土壤有效态镉、铅含量即显著降低,之后随着连续施用年限的增加降低幅度有所减小;Y₁₅₋₁₉处理有效态镉含

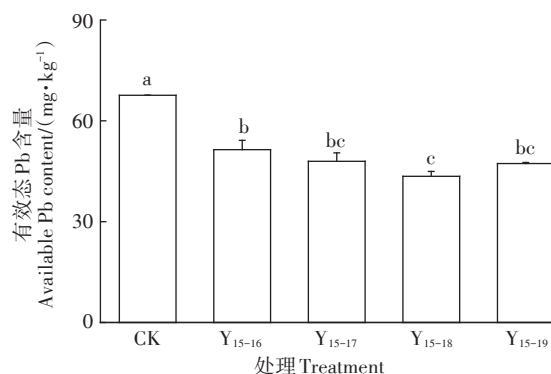
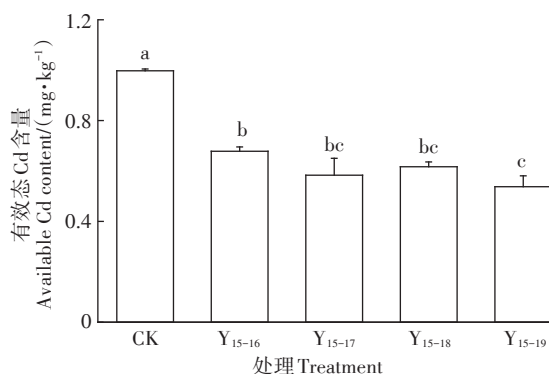


图2 各处理土壤有效态镉、铅含量

Figure 2 Contents of soil available Cd and Pb in different treatments

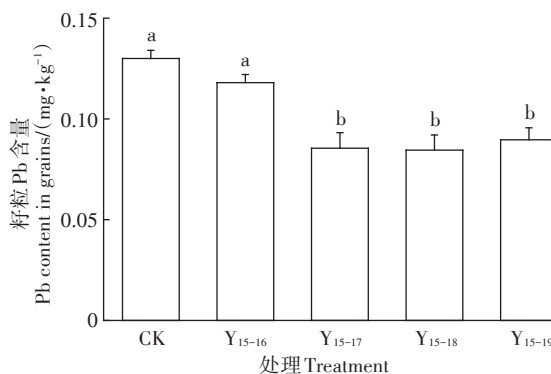
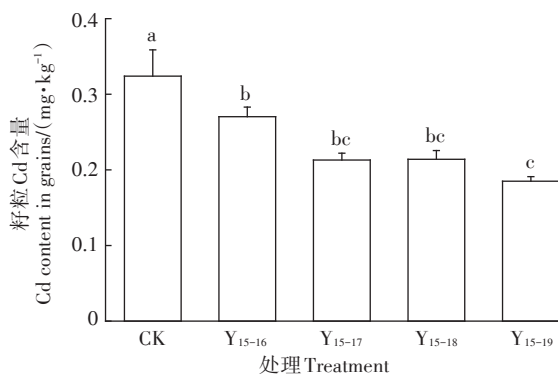


图3 各处理籽粒镉、铅含量

Figure 3 Contents of Cd and Pb in grains in different treatments

量最低,而Y₁₅₋₁₇、Y₁₅₋₁₈和Y₁₅₋₁₉处理间没有显著差异;Y₁₅₋₁₈处理土壤有效态铅含量最低,Y₁₅₋₁₇、Y₁₅₋₁₈和Y₁₅₋₁₉处理间没有显著差异。

各处理小麦籽粒镉、铅含量如图3所示。与CK相比,施加调理剂的各处理小麦籽粒镉含量显著下降。随着调理剂施用年限的增加,小麦籽粒镉含量呈不断下降的趋势,但所有处理下均超出《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)规定的限值;Y₁₅₋₁₉处理籽粒镉含量最低,与CK相比降低幅度达到43%,而Y₁₅₋₁₇、Y₁₅₋₁₈和Y₁₅₋₁₉处理间差异不显著。对小麦籽粒中铅而言,所有处理均未超过GB 2762—2017规定的限值,与CK相比,Y₁₅₋₁₆处理籽粒铅含量未达到显著差异,Y₁₅₋₁₇处理籽粒铅含量显著降低,与CK相比降低幅度达到35%,而Y₁₅₋₁₇、Y₁₅₋₁₈和Y₁₅₋₁₉处理间差异不显著。

2.3 改性生物炭对微生物多样性的影响

各处理细菌和真菌Alpha多样性指数如表2所示。施用土壤调理剂对细菌多样性的影响大于真菌。对细菌来说,相比于CK,各处理Shannon指数均增加,

表2 各处理细菌和真菌 Alpha 多样性指数
Table 2 Alpha diversity index of bacteria and fungi in different treatments

处理 Treatment	细菌 Bacteria				真菌 Fungi			
	多样性指数 Diversity index		丰富度指数 Richness index		多样性指数 Diversity index		丰富度指数 Richness index	
	Shannon	Simpson	Chao	Ace	Shannon	Simpson	Chao	Ace
CK	6.49c	0.003 6a	3 124.3c	3 099.2c	4.23a	0.038a	593.3a	584.7a
Y ₁₅₋₁₆	6.70ab	0.002 7b	3 718.9a	3 875.9a	4.38a	0.035a	583.3a	580.9a
Y ₁₅₋₁₇	6.66ab	0.002 9b	3 521.0b	3 512.7b	4.35a	0.032a	623.8a	605.8a
Y ₁₅₋₁₈	6.63b	0.003 0b	3 518.5b	3 658.6ab	4.41a	0.030a	599.3a	588.3a
Y ₁₅₋₁₉	6.74a	0.002 6b	3 653.1ab	3 730.2ab	4.36a	0.031a	568.4a	562.5a

注: 同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。
Note: Different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).

而 Simpson 指数则均有所降低, 说明土壤细菌的多样性增加; Chao 指数、Ace 指数均显著升高, 表明土壤细菌群落的多样性及丰富度均增加; 但 Y₁₅₋₁₇、Y₁₅₋₁₈ 和 Y₁₅₋₁₉ 处理与 Y₁₅₋₁₆ 处理相比并没有进一步增加细菌多样性和丰富度。各处理真菌多样性与 CK 相比虽有上升, 但差异并不显著。

主坐标分析 (PCoA) 可以通过对不同微生物群落间的物种多样性进行组间比较分析, 探索不同分组样本间群落组成的相似性或差异性。细菌群落组成相似度越高, 在 PCoA 图中的距离越近。细菌和真菌属水平上 PCoA 分析结果如图 4 所示, CK 处理的微生物种群单独分布, 与其他处理的细菌群落结构表现出较大的差异性; 而施加调理剂的 4 个处理土壤微生物群落组成较为相似。

2.4 改性生物炭对土壤微生物群落结构的影响
将微生物按样本间丰度的相似性进行聚类, 使高

丰度和低丰度的物种分块聚集, 呈现群落物种组成及物种的丰度信息, 并通过颜色的变化展示细菌群落组成的相似性和差异性。其中, 红色越深代表丰度越高, 蓝色越深代表丰度越低。

各处理丰度前 30 的细菌属群落热度图与聚类树如图 5a 所示。其中, *norank_f_norank_o_Vicinamibacterales*、*norank_f_Vicinamibacteraceae* 为丰度最高的菌属, *Bacillus* (芽孢杆菌属)、*RB41*、*Gaiella* (盖氏菌属)、*Sphingomonas* (鞘氨醇单胞菌属)、*Streptomyces* (链霉菌属)、*Arthrobacter* (节杆菌属) 和 *Nocardioides* (类诺卡氏菌属) 等菌属的丰度变化较为明显。

各处理丰度前 30 的真菌属群落热度图与聚类树如图 5b 所示。丰度最高的菌属为 *Mortierella* (被孢霉属)、*Schizothecium* (裂壳属)、*Gibberella* (赤霉菌属)。与 CK 相比, *Mortierella*、*Epicoccum*、*Lophotrichus*、*Trichoderma* 和 *Metarhizium* 等菌属的丰度均有所提升, 而

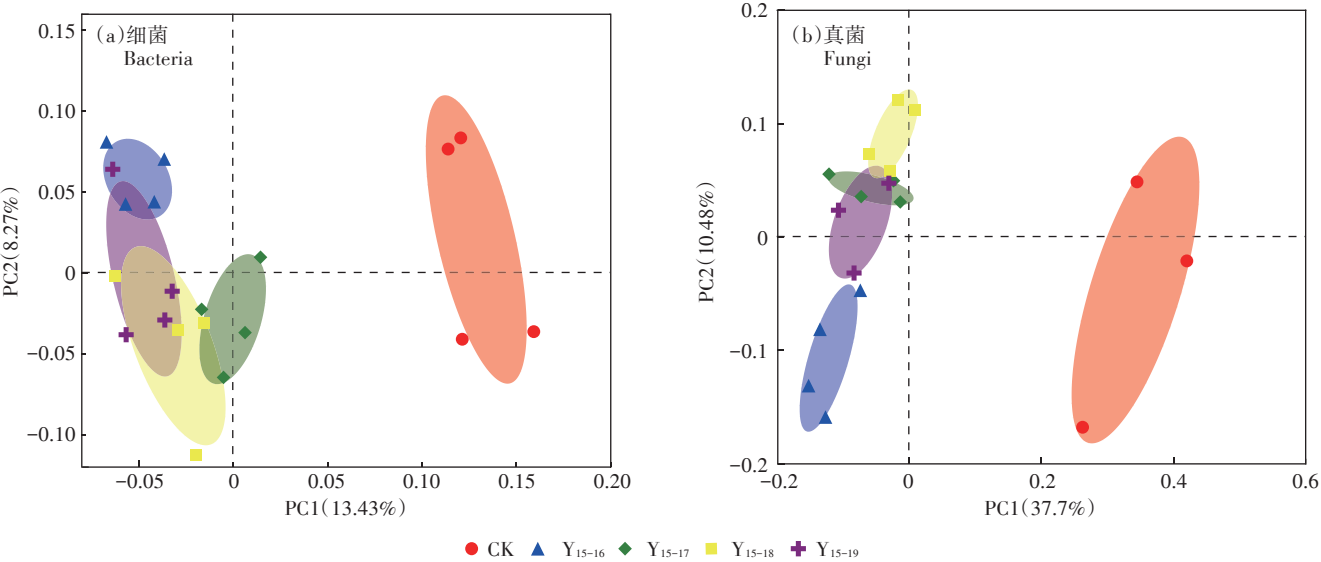


图4 属水平上土壤细菌和真菌群落 PCoA 分析
Figure 4 PCoA analysis of soil bacterial and fungal communities at genus level

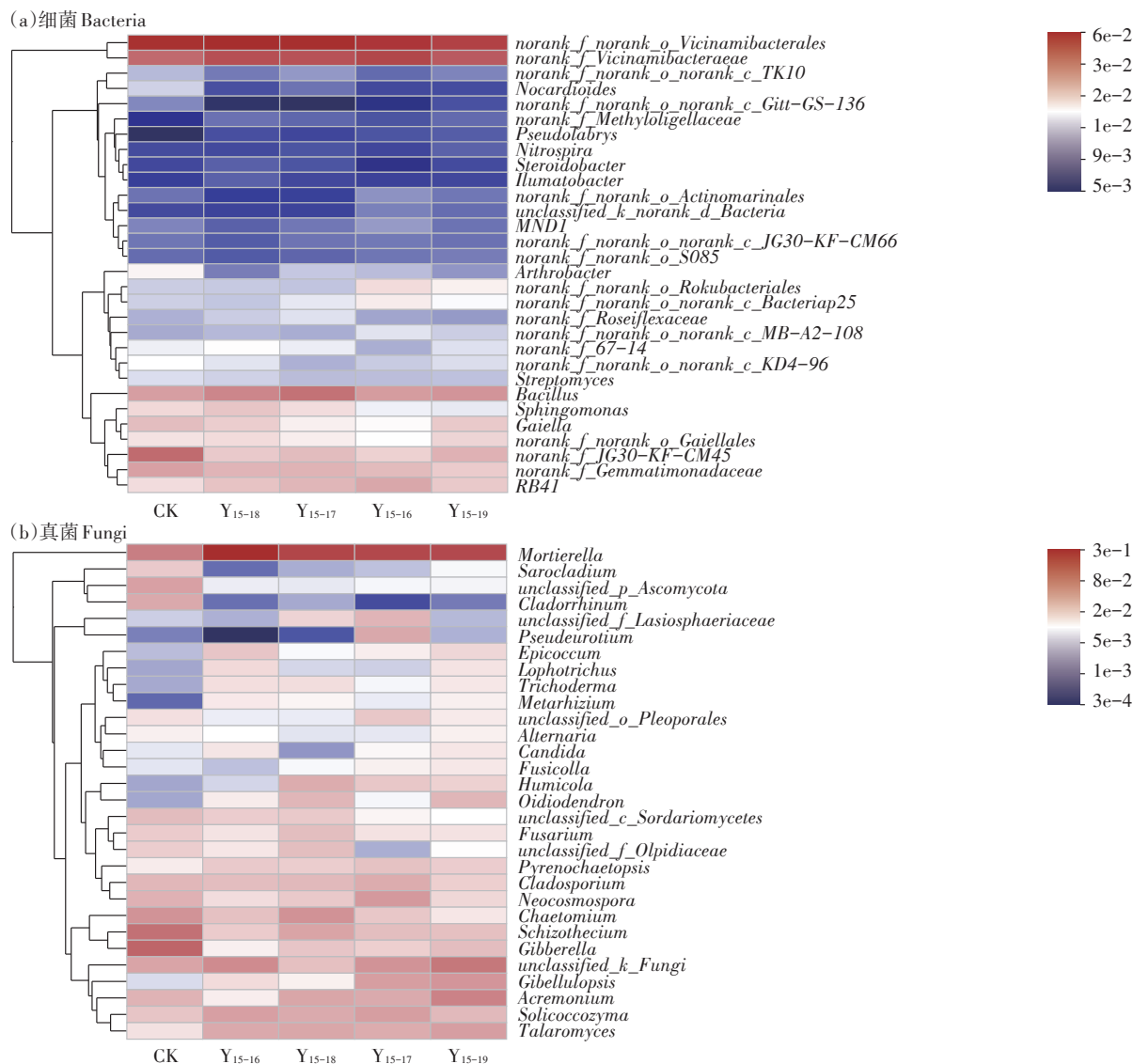


图5 属水平上细菌和真菌群落结构及分布

Figure 5 Structure and distribution of bacterial and fungal communities at genus level

Gibberella、*Sarocladium*、*Cladorrhinum* 和 *Schizothecium* 等菌属的丰度则明显降低。

2.5 土壤微生物的属水平差异分析

由于施用调理剂的成分一致,因此本研究将所有调理剂处理的细菌和真菌群落结构合并后视为一个处理(CT),与对照(CK)处理进行组间差异显著性检验分析,基于群落丰度数据,展示微生物群落中群落丰度差异显著的前15个菌属。

细菌组间差异显著性检验结果如图6a所示,与CK相比,施用土壤调理剂后 *norank_f_JG30-KF-CM45*、*norank_f_norank_o_norank_c_TK10*、*norank_f_AKYG1722*、*norank_f_Geminicoccaceae*、*Nocardioides*、*Bryobacter* (苔藓杆菌属)、*Marmoricola* (大理石雕菌

属)和 *TM7a* 等菌属的丰度显著降低,*norank_f_Methyloligellaceae*、*norank_f_A4b*、*norank_f_norank_o_IMCC 26256*、*Pseudolabrys* (假双头斧形菌属)、*Subgroup_10*、*Bradyrhizobium* (慢生根瘤菌属)和 *Nordella* 等菌属的丰度显著升高。

真菌组间差异显著性检验结果如图6b所示,与CK相比,*Mortierella* (被孢霉属)、*Talaromyces* (篮状菌属)、*Gibellulopsis*、*Humicola* (腐质霉属)、*Oidiodendron* (树粉孢属)、*Trichoderma* (木霉属)、*Lophotrichus* (瓶毛壳属)和 *Metarhizium* (绿僵菌属)等菌属的丰度显著升高,而 *Gibberella*、*Schizothecium*、*unclassified_p_Ascomycota*、*unclassified_o_Coniochaetales*、*Sarocladium* (帚枝霉属)、*Podospira* (柄孢壳属)和 *unclassified_o_Polypo-*

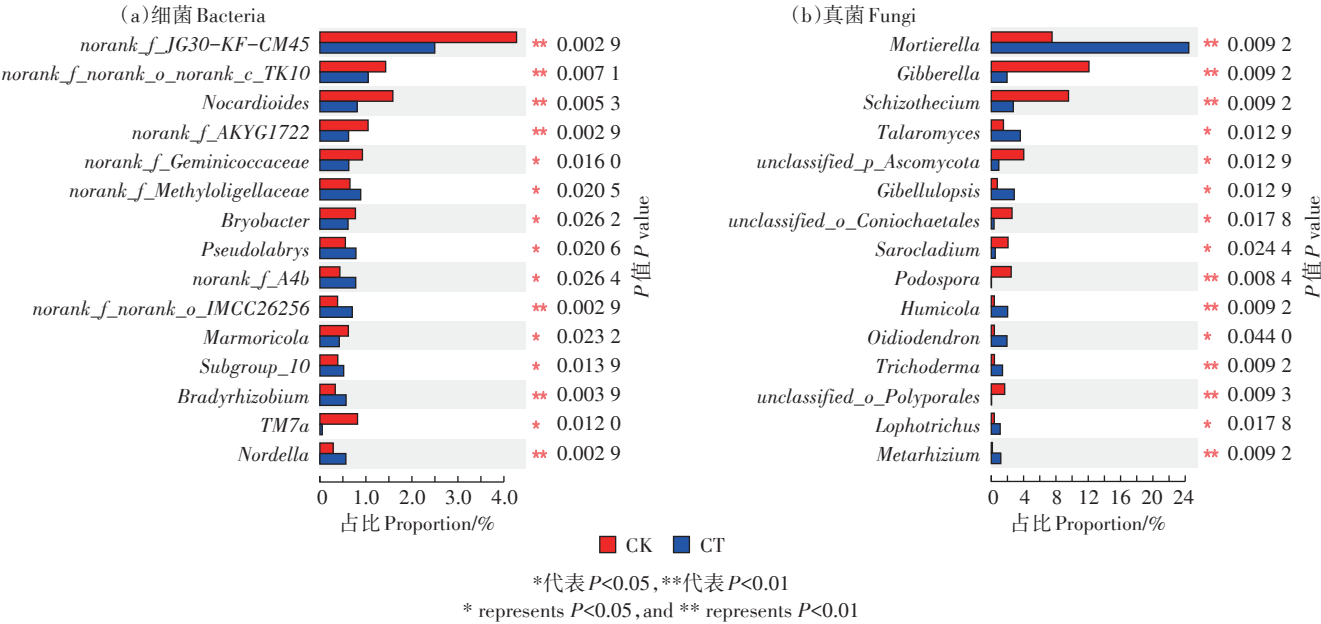


Figure 6 Species with significant differences in bacterial and fungal abundance

rales等菌属的丰度显著降低。

2.6 环境因子对微生物的驱动作用

为了进一步明确环境因子影响土壤菌群的驱动机制,对属分类水平的主要细菌、真菌群落丰度与土壤理化因子进行Pearson相关分析,结果如表3所示。在优势细菌属中,*Bacillus*与土壤有效态镉含量呈显著负相关;*Arthrobacter*与调理剂施用年限呈显著负相关;*Nocardioides*与土壤有效态镉、铅含量呈显著正相

表3 优势菌群与环境因子的相关性分析

Table 3 Correlation analysis between dominant microflora and environmental factors

菌群 Microflora		pH	有效态镉 Available Cd	有效态铅 Available Pb	调理剂施用年限 Application duration of modifier
细菌 Bacteria	<i>Bacillus</i>	-0.348	-0.456*	-0.429	0.236
	<i>RB41</i>	-0.211	-0.021	-0.013	0.075
	<i>Gaiella</i>	0.263	0.165	0.111	-0.063
	<i>Sphingomonas</i>	0.011	0.139	0.067	-0.079
	<i>Streptomyces</i>	0.394	-0.029	-0.113	-0.142
	<i>Arthrobacter</i>	0.371	0.431	0.428	-0.528*
	<i>Nocardioides</i>	0.591**	0.519*	0.478*	-0.604**
	<i>Nitrospira</i>	0.013	-0.291	-0.200	0.217
	<i>Pseudolabrys</i>	-0.238	-0.671**	-0.606**	0.458*
真菌 Fungi	<i>Mortierella</i>	-0.271	-0.646**	-0.567*	0.277
	<i>Schizothecium</i>	0.604**	0.660**	0.526*	-0.628**
	<i>Gibberella</i>	0.598**	0.499*	0.435	-0.552*
	<i>Acremonium</i>	-0.116	-0.090	-0.190	0.383
	<i>Solicoccozyma</i>	-0.301	-0.293	-0.315	0.115
	<i>Chaetomium</i>	0.097	0.463	0.310	-0.252
	<i>Talaromyces</i>	-0.550*	-0.496*	-0.543*	0.548*
	<i>Cladosporium</i>	-0.031	0.081	-0.024	-0.125
	<i>Neocosmospora</i>	-0.047	0.185	0.218	-0.099

注:*表示P<0.05,**表示P<0.01。
Note:* indicates P<0.05,** indicates P<0.01.

关,与土壤pH呈极显著正相关,与调理剂施用年限呈极显著负相关;*Pseudolabrys*与调理剂施用年限呈显著正相关,与土壤有效态镉、铅含量呈极显著负相关。在优势真菌属中,*Mortierella*与土壤有效态铅含量呈显著负相关,与土壤有效态镉含量呈极显著负相关;*Schizothecium*与土壤有效态铅含量呈显著正相关,与土壤pH和有效态镉含量呈极显著正相关,与调理剂施用年限呈极显著负相关;*Gibberella*与有效态镉含量呈显著正相关,与土壤pH呈极显著正相关,与调理剂施用年限呈显著负相关;*Talaromyces*与调理剂施用年限呈显著正相关,与土壤pH和有效态镉、铅含量呈显著负相关。

3 讨论

3.1 改性生物质炭对土壤及小麦籽粒镉、铅的影响

施用改性生物质炭是改善重金属污染土壤的有效措施。生物质炭是一种具有微观结构和特殊理化性质的富碳固体材料^[24],其表面富含多种活性官能团(如羧基和羰基等),具备吸附、离子交换和酸碱缓冲等特性^[25]。生物质炭通常呈碱性,在石灰性土壤上施用,土壤pH受到的影响很小^[26]。土壤pH的改变会造成土壤重金属形态的变化,也会影响土壤溶液的离子组成及土壤中各种化学反应^[27]。本课题组在前期利用磷酸改性生物质炭研究石灰性土壤上小麦对铅、镉吸收的研究^[28]中发现,生物质炭经改性后,比表面积与CEC均显著增大,随着改性生物质炭施用量的增加,土壤pH虽有所降低,但土壤中弱酸提取态和可还原态的镉、铅含量向稳定性强的可氧化态及残渣态转化。本研究所使用的生物质炭经磷酸改性后pH为5.5,直接施用于石灰性土壤(pH为7.7)能够一定程度上降低生物质炭所接触土壤的pH,使部分重金属被暂时活化,前期研究发现土壤添加磷酸盐后,XRD图谱中出现新的衍射峰,经过物相鉴定为重金属-磷化合物^[29],由此推测暂时被活化的重金属可与调理剂中的 PO_4^{3-} 发生反应,形成比碳酸盐更加稳定的重金属磷酸盐。经测定,本试验各处理碳酸盐结合态镉含量相比CK降低幅度达20%~36%,侧面验证了 PO_4^{3-} 对重金属的沉淀作用。生物质炭具有巨大的比表面积,可通过表面吸附作用固定重金属,从而降低重金属的有效性^[30]。此外,生物质炭较高的CEC及丰富的含氧和含磷官能团进一步降低了土壤中的活性重金属含量。由此分析,改性生物质炭对土壤重金属的稳定作用可以通过共沉淀和吸附作用两种途径来实现。

本研究中,施入改性生物质炭后,土壤有效态镉、铅含量均显著降低。施用4 a处理中,土壤pH达到最低;有效态镉含量在施用5 a处理中达到最低,有效态铅含量在施用4 a处理中达到最低,说明调理剂的连续施用可以进一步降低重金属活性。本研究中各处理均降低了作物籽粒中镉含量,但小麦镉含量均未达到GB 2762—2017的限值要求,应进一步联合种植低积累品种等措施来实现农产品安全生产。本研究所有处理下的小麦籽粒铅含量均符合国家标准,其中 Y_{15-16} 处理铅含量未显著减少,其他各处理(Y_{15-17} 、 Y_{15-18} 和 Y_{15-19})与CK相比均显著降低了铅污染风险,但3个处理之间的差异不显著。

3.2 改性生物质炭对土壤细菌多样性及群落结构的影响

微生物多样性和群落结构一定程度上反映了生态系统的健康和稳定,是评价土壤质量的重要指标。大量研究表明,土壤微生物受土壤理化性质^[31]和土壤重金属^[32]等环境因素影响。土壤pH是制约土壤微生物活动和作物生长的主要因素之一^[33],pH过高的土壤不利于作物根系和根际微生物的生长^[34]。此外,重金属可抑制土壤微生物的生长繁殖,对其群落结构和功能产生显著的影响^[35]。向石灰性污染土壤中施用适量的改性生物质炭后,部分土壤pH降低,使得土壤中部分细菌和真菌的丰度增加^[36],同时土壤有效态镉、铅含量降低,从而提升了土壤微生物多样性^[37],生物质炭丰富的孔隙结构为微生物提供了良好的栖息环境,有利于土壤微生物的定殖^[38],并能有效减少微生物之间的生存竞争^[39];生物质炭丰富的氮、磷、钾等营养元素可以为微生物提供养分来源^[40],提高土壤微生物的活力,促进土壤微生物多样性的恢复^[41]。因此,在重金属污染土壤中施用改性生物质炭可以通过改善土壤理化性质为微生物提供生存空间和养分物质,同时降低土壤重金属对微生物的毒性。土壤的基本性质、重金属的有效性及改性生物质炭的交互作用可对微生物多样性和群落结构产生直接或间接的作用。

本研究发现各处理中丰度较高的细菌菌属均为 *norank_f_norank_o_Vicinamibacterales*、*norank_f_Vicinamibacteraceae* 和 *Bacillus*。其中 *Bacillus* 是土壤中常见的丰度较高且具有解磷能力的细菌类群^[42],其分泌的次生代谢物能够诱导植物产生抗病性,具有较强的促生作用^[43]。调理剂的施用改变了土壤细菌的群落结构,土壤中 *norank_f_A4b*、*Pseudolabrys* (假双头斧形

菌属)、*Subgroup_10*、*Bradyrhizobium* (慢生根瘤菌属)、*Nordella* 等细菌菌属的丰度显著提升,*Nocardioide*s (类诺卡氏菌属)、*Bryobacter* (苔藓杆菌属)、*Marmoricola* (大理石菌属)等菌属的丰度则显著下降。就本研究中丰度显著增加的菌属而言,*Pseudolabrys* 是植物根际的有益细菌,与土壤有机质的含量密切相关^[44],其能促进植物对激素、生物碱及氮的代谢过程^[45];*Bradyrhizobium* 是重要的固氮细菌,可将大气中的 N_2 固定转化为土壤氮源^[46]。本研究中丰度显著降低的菌属中,*Nocardioide*s 作为一种嗜盐放线菌,可在极端环境下生存^[47],与铜、锌、镉、砷等重金属均呈现出显著正相关关系^[48],其丰度改变可能是对土壤重金属含量变化的应激反应。有研究表明,*Nocardioide*s 与 *Marmoricola* 是潜在有益菌,可以促进作物生长,提高作物抵抗病害的能力^[49],但在本研究中这两种细菌丰度均有所下降。与CK相比,各处理 *Arthrobacter* (节杆菌属)的丰度变化虽不显著,但可从热图中看出其丰度明显降低,这与陈兆进等^[12]的研究结果一致。本研究相关性分析结果也表明,*Pseudolabrys* 的丰度与土壤有效态镉、铅含量呈极显著负相关,*Nocardioide*s 的丰度与土壤pH呈极显著正相关,*Arthrobacter* 与调理剂施用年限呈显著负相关。此外,本研究发现 *norank_f_norank_o_norank_c_TK10*、*norank_f_norank_o_norank_c_Gitt - GS - 136*、*norank_f_JG30-KF-CM45* 等部分未分类细菌也与土壤理化因子存在显著相关关系,这些还需进一步验证研究。

3.3 改性生物质炭对土壤真菌多样性及群落结构的影响

大多数真菌在土壤中扮演分解者的角色,在土壤能量传递、物质循环等方面具有不同的作用和特性,70%左右的植物侵染性病害都是由真菌引起的^[50]。本研究中,土壤调理剂对真菌的多样性指数没有显著的影响,这与殷全玉等^[51]的研究结果相似。改性生物质炭改变了真菌的群落结构,显著增加了 *Mortierella* (被孢霉属)、*Talaromyces* (篮状菌属)、*Gibellulopsis* 和 *Humicola* (腐质霉属)的丰度,同时显著降低了 *Gibberella* (赤霉菌属)、*Schizothecium* (裂壳属)和 *Sarocladium* (帚枝霉属)等菌属的丰度。本试验丰度显著增加的菌属中,*Mortierella* 是土壤中植物残体的重要分解菌,可通过分解植物残体提升土壤养分状况^[52];*Talaromyces* 具有产纤维素酶活性,能够降解木质纤维素^[53],且对植物病原菌有拮抗作用^[54]。除此之外,部分 *Talaromyces* 可向土壤中分泌挥发性有机物,促进幼苗生长

并增强抗病性^[55];*Humicola* 也会产生热稳定性纤维素酶、半纤维素酶、木质素酶等^[56],具有促进纤维素分解的作用。本试验丰度显著降低的菌属中,*Gibberella* 会导致小麦赤霉病,直接降低小麦产量和品质,最终通过食物链对人体健康产生危害^[57];而 *Sarocladium* 能在小麦上广泛定殖,并产生抑制赤霉病菌的次生代谢物^[58]。本研究相关性分析结果表明,*Mortierella* 与土壤有效态镉、铅含量呈显著负相关,*Talaromyces* 与调理剂施用量呈显著正相关,但与土壤pH和有效态镉、铅含量呈显著负相关,*Gibberella* 与有效态镉含量和土壤pH呈显著正相关,却与调理剂施用年限呈显著负相关。本研究还发现未分类的真菌 *unclassified_c_Sordariomycetes* 与土壤有效态镉、铅含量都存在显著正相关关系。

4 结论

(1)施用改性生物质炭显著降低了小麦籽粒镉、铅含量。与对照相比,连续施用调理剂2 a即显著降低小麦籽粒镉含量,随着施用年限的增加,籽粒镉含量进一步降低;施用3 a后小麦籽粒铅含量与对照相比显著降低,随着施用年限的继续增加,铅含量不再显著降低。施用改性生物质炭后,土壤有效态镉、铅含量的变化与籽粒基本一致。

(2)施用改性生物质炭可显著增加土壤细菌群落的多样性及丰富度,但对真菌多样性的影响较小;相比于真菌,生物质炭能更大程度减轻镉、铅对细菌的毒害,促进污染土壤微生物多样性的恢复;施用改性生物质炭年限不同,多样性指数虽有改变,但差异不显著。

(3)施用改性生物质炭显著提升了细菌中 *Pseudolabrys*、*Nordella* 和真菌中 *Mortierella* 的丰度;降低了细菌中 *Nocardioide*s、*Bryobacter* 和真菌中 *Gibberella*、*Sarocladium* 的丰度,在一定程度上改善了土壤生态环境。

参考文献:

- [1] 孔丝纺,姚兴成,张江勇,等. 生物质炭的特性及其应用的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(4): 716-723. KONG S F, YAO X C, ZHANG J Y, et al. Review of characteristics of biochar and research progress of its applications[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(4): 716-723.
- [2] 吴烈善,曾东梅,莫小荣,等. 不同钝化剂对重金属污染土壤稳定化效应的研究[J]. 环境科学, 2015, 36(1): 309-313. WU L S, ZENG D M, MO X R, et al. Immobilization impact of different fixatives on

- heavy metals contaminated soil[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(1):309-313.
- [3] 褚巧英. 生物炭和 KH_2PO_4 钝化修复Hg、Cd、Pb污染农田土壤的实验研究[D]. 合肥:合肥工业大学, 2020. CHU Q Y. Experimental study on restoration of Hg, Cd and Pb contaminated farmland soil by biochar and KH_2PO_4 passivation[D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2020.
- [4] 赵庆圆, 李小明, 杨麒, 等. 磷酸盐、腐植酸与粉煤灰联合钝化处理模拟铅镉污染土壤[J]. 环境科学, 2018, 39(1):389-398. ZHAO Q Y, LI X M, YANG Q, et al. Passivation of simulated Pb- and Cd-contaminated soil by applying combined treatment of phosphate, humic acid, and fly ash[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(1):389-398.
- [5] 陈世宝, 朱永官, 马义兵. 磷对降低土壤中铅的生物有效性的X-衍射及电镜分析[J]. 环境科学学报, 2006, 26(6):924-929. CHEN S B, ZHU Y G, MA Y B. Studies on the mechanisms of lead immobilization by phosphorus in soil by XRD, SEM and TEM[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(6):924-929.
- [6] 胡红青, 黄益宗, 黄巧云, 等. 农田土壤重金属污染化学钝化修复研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(6):1676-1685. HU H Q, HUANG Y Z, HUANG Q Y, et al. Research progress of heavy metals chemical immobilization in farm land[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(6):1676-1685.
- [7] MIRETZKY P, FERNANDEZ-CIRELLI A. Phosphates for Pb immobilization in soils: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2008, 6(3):121-133.
- [8] 陈炳睿, 徐超, 吕高明, 等. 6种固化剂对土壤Pb Cd Cu Zn的固化效果[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(7):1330-1336. CHEN B R, XU C, LÜ G M, et al. Effects of six kinds of curing agents on lead, cadmium, copper, zinc stabilization in the tested soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(7):1330-1336.
- [9] ALPASLAN B, YUKSELEN M A. Remediation of lead contaminated soils by stabilization solidification[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, 133(1):253-263.
- [10] 刘沙沙, 付建平, 蔡信德, 等. 重金属污染对土壤微生物生态特征的影响研究进展[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6):1173-1178. LIU S S, FU J P, CAI X D, et al. Effect of heavy metals pollution on ecological characteristics of soil microbes: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6):1173-1178.
- [11] BRUCE F M. Zinc contamination decreases the bacterial diversity of agricultural soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, 43(1):13-19.
- [12] 陈兆进, 李英军, 邵洋, 等. 新乡市镉污染土壤细菌群落组成及其对镉固定效果[J]. 环境科学, 2020, 41(6):2889-2897. CHEN Z J, LI Y J, SHAO Y, et al. Bacterial community composition in cadmium-contaminated soils in Xinxiang City and its ability to reduce cadmium bioaccumulation in pakchoi (*Brassica chinensis* L.)[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(6):2889-2897.
- [13] 丁艳丽, 刘杰, 王莹莹, 等. 生物炭对农田土壤微生物生态的影响研究[J]. 应用生态学报, 2013, 24(11):3311-3317. DING Y L, LIU J, WANG Y Y, et al. Effects of biochar on microbial ecology in agriculture soil: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(11):3311-3317.
- [14] 姚钦. 生物炭施用对东北黑土土壤理化性质和微生物多样性的影响[D]. 北京:中国科学院大学, 2017. YAO Q. Effect of biochar addition on soil physicochemical properties and microbial diversity in a black soil of northeast China[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2017.
- [15] 向君, 樊利华, 张楠楠, 等. 施磷对干旱胁迫下箭竹根际土壤养分及微生物群落的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(23):1-10. XIANG J, FAN L H, ZHANG N N, et al. Effects of phosphorus application on soil nutrients and microbial community in rhizosphere of *Fargesia* under drought stress[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(23):1-10.
- [16] 唐宏亮, 郭秋换, 张春潮, 等. 磷供应对玉米根际微生物炭源利用和功能多样性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(10):1312-1319. TANG H L, GUO Q H, ZHANG C C, et al. Effects of phosphorus supply on microbial carbon source utilization and functional diversity of maize rhizosphere[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(10):1312-1319.
- [17] CHEN Q L, CUI H L, SU J Q, et al. Antibiotic resistomes in plant microbiomes[J]. *Trends in Plant Science*, 2019, 24:530-541.
- [18] 周志云, 马文连, 周振, 等. 磷酸改性生物炭和氯混施对土壤铅形态及小麦铅吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5):899-906. ZHOU Z Y, MA W L, ZHOU Z, et al. Effects of phosphoric-acid-modified biochar combined with chlorine on soil lead form and lead absorption in wheat[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(5):899-906.
- [19] 叶益辰, 孙雨晴, 萨仁格日乐, 等. 磷酸改性生物炭-LDHs(Mg-Al- NO_3)复合材料对双酚A的吸附[J]. 环境化学, 2020, 39(1):61-70. YE Y C, SUN Y Q, SAREN G, et al. Adsorption of bisphenol A by phosphoric acid modified biochar-LDHs(Mg-Al- NO_3) composite[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(1):61-70.
- [20] LI H Y, YE X X, GENG Z G, et al. The influence of biochar type on long-term stabilization for Cd and Cu in contaminated paddy soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 304(5):40-48.
- [21] GUO Y, TANG W, WU J G, et al. Mechanism of Cu(II) adsorption inhibition on biochar by its aging process[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(10):2123-2130.
- [22] 朱永官, 彭静静, 韦中, 等. 土壤微生物组与土壤健康[J]. 中国科学:生命科学, 2021, 51(1):1-11. ZHU Y G, PENG J J, WEI Z, et al. Linking the soil microbiome to soil health[J]. *Scientia Sinica Vitae*, 2021, 51(1):1-11.
- [23] ISLAM M S, CHEN Y, WENG L, et al. Watering techniques and zero-valent iron biochar pH effects on As and Cd concentrations in rice rhizosphere soils, tissues and yield[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, 100:144-157.
- [24] 杨兰, 李冰, 王昌全, 等. 改性生物炭材料对稻田原状和外源镉污染土钝化效应[J]. 环境科学, 2016, 37(9):3562-3574. YANG L, LI B, WANG C Q, et al. Effect of modified biochars on soil cadmium stabilization in paddy soil suffered from original or exogenous contamination[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(9):3562-3574.
- [25] 李江遐, 吴林春, 张军, 等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(12):2075-2081. LI J X, WU L C, ZHANG J, et al. Research progresses in remediation of heavy metal

- contaminated soils by biochar[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(12):2075-2081.
- [26] 张倩茹, 冀琳宇, 高程程, 等. 改性生物炭的制备及其在环境修复中的应用[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5):913-925. ZHANG Q R, JI L Y, GAO C C, et al. Preparation of modified biochar and its application in environmental remediation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5):913-925.
- [27] 王林, 徐应明, 孙国红, 等. 海泡石和磷酸盐对镉铅污染稻田土壤的钝化修复效应与机理研究[J]. 生态环境学报, 2012, 21(2):314-320. WANG L, XU Y M, SUN G H, et al. Passivation effect and mechanism of sepiolite and phosphate on cadmium and lead contaminated paddy soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(2):314-320.
- [28] 周志云. 磷酸改性生物炭和氯化物混施对小麦吸收铅镉的影响[D]. 郑州:河南农业大学, 2018. ZHOU Z Y. Effects of phosphoric-acid modified biochar combined with chlorine on lead and cadmium absorption in wheat[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2018.
- [29] 景鑫鑫. 几种钝化剂修复铅镉污染石灰性土壤的效果研究[D]. 郑州:河南农业大学, 2015. JING X X. Effects of different stabilizers on the remediation for heavy metal contaminated alkaline soil[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2015.
- [30] 鲁秀国, 武今巾, 过依婷. 生物炭修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 应用化工, 2019, 48(5):1172-1177. LU X G, WU J J, GUO Y T. Advances in remediation of heavy metal contaminated soil by biochar[J]. *Applied Chemical Industry*, 2019, 48(5):1172-1177.
- [31] WU T H, HELLEMI D O, GRAHAM J H, et al. Comparison of soil bacterial communities under diverse agricultural land management and crop production practices[J]. *Microbial Ecology*, 2008, 55:293-310.
- [32] KANDELER E, LUFTENEGGER G. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities[J]. *Biology and Fertility of Soil*, 1997, 23:299-306.
- [33] LAUBER C L, HAMADY M, KNIGHT R, et al. Pyrosequencing based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(15):5111-5120.
- [34] 张丽丽, 李继蕊, 毕焕改, 等. 不同土壤pH和磷水平下黄腐酸对番茄产量和根际土壤微生态的影响[J]. 中国蔬菜, 2021(11):45-52. ZHANG L L, LI J R, BI H G, et al. Effects of fulvic acid on tomato yield and rhizosphere soil microecology under different soil pH and phosphorus levels[J]. *China Vegetables*, 2021(11):45-52.
- [35] 程金金, 宋静, 陈文超, 等. 镉污染对红壤和潮土微生物的生态毒理效应[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(4):577-586. CHENG J J, SONG J, CHEN W C, et al. The ecotoxicity effects of cadmium on microorganism in udic-ferrosols and aquic-cambosols[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(4):577-586.
- [36] 屈忠义, 孙慧慧, 杨博, 等. 不同改良剂对盐碱地土壤微生物与加工番茄产量的影响[J]. 农业机械学报, 2021, 52(4):311-318. QU Z Y, SUN H H, YANG B, et al. Effects of different amendments on soil microorganisms and yield of processing tomato in saline alkali soil[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(4):311-318.
- [37] 武爱莲, 丁玉川, 焦晓燕, 等. 玉米秸秆生物炭对褐土微生物功能多样性及细菌群落的影响[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(6):736-743. WU A L, DING Y C, JIAO X Y, et al. Effect of corn-stalk biochar on soil microbial functional diversity and bacterial community in cinnamon soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(6):736-743.
- [38] JOHANNES L, MATTHIAS C R, JANICE T, et al. Biochar effects on soil biota: A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9):1812-1836.
- [39] CHEN H, MA J, WEI J, et al. Biochar increases plant growth and alters microbial communities via regulating the moisture and temperature of green roof substrates[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 635:333-342.
- [40] ZHU X M, CHEN B L, ZHU L Z, et al. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 227:98-115.
- [41] QIN X, HUANG Q Q, LIU Y Y, et al. Effects of sepiolite and biochar on microbial diversity in acid red soil from southern China[J]. *Chemistry and Ecology*, 2019, 35(9):1-15.
- [42] 李巧玲, 李爱博, 黄志远, 等. 解磷微生物在林业土壤生态修复中的应用进展[J]. 世界林业研究, 2022, 35(1):15-20. LI Q L, LI A B, HUANG Z Y, et al. Application of phosphorus solubilizing microorganisms in forestry soil ecological restoration[J]. *World Forestry Research*, 2022, 35(1):15-20.
- [43] 陈志谊, 刘永峰, 刘卹洲, 等. 植物病害生防芽孢杆菌研究进展[J]. 江苏农业学报, 2012, 28(5):999-1006. CHEN Z Y, LIU Y F, LIU Y Z, et al. Research progress in biocontrol of *Bacillus* spp. against plant diseases[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2012, 28(5):999-1006.
- [44] GUO L Z, SHI X, CAO C G, et al. Tillage practices and straw-returning methods affect topsoil bacterial community and organic C under a rice-wheat cropping system in central China[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1):33155.
- [45] NGUYEN N L, TRAN B T, PHAM H S, et al. Illumina miseq-based sequencing analysis of bacterial community in Vietnamese ginseng cultivated soil in the Ngoc linh Mountain, Vietnam[J]. *TiEu Ban Tai Nguyen Sinh Vat*, 2016:1274-1282.
- [46] YONEYAMA T, TERAOKA T, MINAMISAWA K. Exploration of bacterial N₂-fixation systems in association with soil-grown sugarcane, sweet potato, and paddy rice: A review and synthesis[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2017, 63(6):578-590.
- [47] 张永光, 李文均, 姜成林, 等. 嗜盐放线菌的研究进展[J]. 微生物学杂志, 2002, 22(4):45-48. ZHANG Y G, LI W J, JIANG C L, et al. Advance in halophilous actinomyces study[J]. *Journal of Microbiology*, 2002, 22(4):45-48.
- [48] 李云云. 黑麦草对复合污染农田重金属的吸收及根际土壤细菌群落变化[D]. 合肥:安徽农业大学, 2018. LI Y Y. Absorption of heavy metals in compound heavy metal contaminated farmland by ryegrass and changes of bacterial community in rhizosphere soil[D]. He-

- fei: Anhui Agricultural University, 2018.
- [49] 桂莎, 刘芳, 张立丹, 等. 复合菌剂防控香蕉枯萎病的效果及其微生物学机制[J]. 土壤学报, 2020, 57(4): 995–1007. GUI S, LIU F, ZHANG L D, et al. Effects of complex anti-fungal agents biocontrolling fusarium wilt on banana and its microbiological mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(4): 995–1007.
- [50] 商鸿生. 现代植物免疫学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2013. SHANG H S. Modern plant immunology[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2013.
- [51] 殷全玉, 刘健豪, 刘国顺, 等. 连续4年施用生物炭对植烟褐土微生物群落结构的影响[J]. 中国农业科技导报, 2021, 23(1): 176–185. YIN Q Y, LIU J H, LIU G S, et al. Effects of biochar application for four consecutive years on microbial community structure of tobacco cinnamon soil[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2021, 23(1): 176–185.
- [52] 李芳. 长期不同施肥条件下黄淮海平原旱作土壤微生物群落结构特征的演变[D]. 郑州: 河南农业大学, 2018. LI F. Succession of upland soil microbial structure under long-term fertilization in Huang-Huai-Hai Plain[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2018.
- [53] 唐万达, 黄振东, 万晴, 等. 不同发酵茶中优势真菌的分离鉴定及产消化酶活性比较[J]. 中国微生态学杂志, 2019, 31(10): 1140–1146. TANG W D, HUANG Z D, WAN Q, et al. The activities of digestive enzymes of fungi isolated from different fermented teas[J]. *Chinese Journal of Microecology*, 2019, 31(10): 1140–1146.
- [54] KIM M J, SHIM C K, KIM Y K, et al. Enhancement of seed dehiscence by seed treatment with *Talaromyces flavus* GGo1 and GGo4 in ginseng (*Panax ginseng*) [J]. *The Plant Pathology Journal*, 2017, 33(1): 1–8.
- [55] YAMAGIWA Y, INAGAKI Y, ICHINOSE Y, et al. *Talaromyces wortmannii* FS2 emits β -caryophyllene, which promotes plant growth and induces resistance[J]. *Journal of General Plant Pathology*, 2011, 77: 336–341.
- [56] 杨金燕, 姜于兰, 杨亚曦, 等. 腐质霉属真菌分类的研究进展[J]. 贵州农业科学, 2015, 43(8): 126–130. YANG J Y, JIANG Y L, YANG Y X, et al. Advances in taxonomy of humicola genera[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2015, 43(8): 126–130.
- [57] 廖玉才, 李和平. 基于抗体的小麦赤霉病抗性研究进展[J]. 科技导报, 2016, 34(22): 68–74. LIAO Y C, LI H P. Recent progress on antibody-based resistance against *Fusarium* head blight pathogens in wheat[J]. *Science and Technology Review*, 2016, 34(22): 68–74.
- [58] NATHAN D K, MARTHA M V, SUSAN P M, et al. *Sarocladium zeae* is a systemic endophyte of wheat and an effective biocontrol agent against *Fusarium* head blight[J]. *Biological Control*, 2020, 149: 104329.

(责任编辑: 宋潇)