

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

引用本文:

兰玉书, 袁林, 杨刚, 等. 钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2743–2751.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0637>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同碳氮磷源改良剂对铅锌尾矿废弃地土壤微生物群落结构的影响

杨胜香, 李凤梅, 彭禧柱, 曹建兵, 高智席

农业环境科学学报. 2019, 38(6): 1256–1264 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1594>

秸秆集中沟埋还田对土壤氮素分布及微生物群落的影响

许明敏, 冯金侠, 陈卫平, 杨海水, 刘建, 卞新民, 陆巍

农业环境科学学报. 2016, 35(10): 1960–1967 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0533>

四种生物炭对潮土土壤微生物群落结构的影响

陈义轩, 宋婷婷, 方明, 于志国, 李洁, 赖欣, 张贵龙

农业环境科学学报. 2019, 38(2): 394–404 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0966>

佳乐麝香与镉复合污染对土壤微生物群落功能和丰度的影响

律泽, 胡筱敏, 安婧, 魏炜

农业环境科学学报. 2017, 36(1): 66–75 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1134>

生物炭固定化微生物对U、Cd污染土壤的原位钝化修复

戚鑫, 陈晓明, 肖诗琦, 张祥辉, 田甲, 勾佳磊, 卓驰夫, 罗学刚

农业环境科学学报. 2018, 37(8): 1683–1689 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0233>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

兰玉书, 袁林, 杨刚, 等. 钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2743–2751.

LAN Yu-shu, YUAN Lin, YANG Gang, et al. Soil cadmium content and microbial community structure are affected by passivator application[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12): 2743–2751.



开放科学 OSID

钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响

兰玉书¹, 袁林², 杨刚^{3*}, 程蓉⁴, 石桔岐¹, 高本汗¹

(1. 四川农业大学环境学院, 成都 611130; 2. 四川省生态环境科学研究院, 成都 610041; 3. 四川农业大学生态环境研究所, 成都 611130; 4. 中国地质科学院矿产综合利用研究所, 成都 610041)

摘要:为探讨钝化剂对土壤Cd生态风险和土壤微生物群落结构的影响,通过田间试验,在轻度Cd污染水稻田中施加钝化剂(海泡石、石灰、秸秆生物炭和螯合铁肥)开展相关研究。结果表明:施加钝化剂使土壤pH值提高0.17~1.29个单位,Cd的可交换态减少29.79%~64.48%。施加海泡石、石灰、秸秆生物炭使得微生物群落的多样性指数(ACE、Chao1、Shannon)增加,但螯合铁肥不利于微生物群落的生长,多样性指数均减少。土壤微生物群落随钝化剂的施加发生显著改变,变形菌门、厚壁菌门、拟杆菌门相对丰度有所增加,芽单胞菌门、绿弯菌门、螺旋体菌门相对丰度均降低。相关性分析表明,pH和Cd是影响微生物群落的关键因素,此外Cd形态也对微生物群落产生了影响。研究表明,施用钝化剂可降低土壤中重金属Cd的潜在生态风险,改变土壤微生物群落结构,使多种微生物群落得到抑制或增强。

关键词:Cd污染;钝化剂;生态风险;微生物群落

中图分类号:S154.3;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)12-2743-09 doi:10.11654/jaes.2020-0637

Soil cadmium content and microbial community structure are affected by passivator application

LAN Yu-shu¹, YUAN Lin², YANG Gang^{3*}, CHENG Rong⁴, SHI Gu-qi¹, GAO Ben-han¹

(1. College of Environmental Science, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. Sichuan Academy of Environmental Sciences, Chengdu 610041, China; 3. Institute of Ecological Environment, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 4. Institute of Comprehensive Utilization of Mineral Resources, China Academy of Geosciences, Chengdu 610041, China)

Abstract: To investigate the effects of passivators on soil cadmium content and soil microbial community structure, field experiments were conducted in which passivators (sepiolite, lime, straw biochar, and chelate iron fertilizer) were applied to lightly Cd-contaminated rice fields. The results showed that passivator application increased soil pH by 0.17~1.29 units and decreased the extractable state of Cd by 29.79%~64.48%. The application of sepiolite, lime, and straw biochar increased microbial community diversity (ACE, Chao1, Shannon); however, chelated iron fertilizer application was not conducive to microbial community growth and led to decreased microbial diversity. The relative abundances of Proteobacteria, Firmicutes, and Bacteroidetes increased when passivators were applied, while the relative abundances of Gemmatimonadetes, Chloroflexi, and Saccharibacteria decreased. Correlation analysis showed that pH and Cd were the key factors affecting the microbial community; additionally, Cd morphology had an impact on the microbial community. Studies have shown that the application of a passivating agent can reduce the potential ecological risks posed by Cd in soils, change the structure of the soil microbial community, and inhibit or enhance the growth of many microbial communities.

Keywords: cadmium pollution; passivator; ecological risk; microbial communities

收稿日期:2020-06-07 录用日期:2020-09-01

作者简介:兰玉书(1996—),女,四川宁南人,硕士研究生,从事土壤污染与修复方面研究。E-mail:654372350@qq.com

*通信作者:杨刚 E-mail:yg8813@163.com

基金项目:中国地质调查局地质调查项目(DD20189501);国家级大学生创新创业训练计划项目(201910626037)

Project supported: Geological Survey Project of China Geological Survey Bureau (DD20189501); National Students' Platform for Innovation and Entrepreneurship Training Program (201910626037)

土壤作为人类的生存之本,不仅是农业生产最基本的生产资料,同时也是生态系统各种环境污染物主要的源和汇^[1-2]。据《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国耕地土壤点位超标率达19.40%,重金属污染尤为突出。镉(Cd)是常见的重金属污染物之一,具有迁移能力强、毒性大、易被植物吸收等特点,过量的Cd会抑制农作物生长发育,降低产量,进入食物链后,对生物体造成极大的威胁^[3-4]。因此如何利用轻度Cd污染土壤安全生产农作物成为研究的关键。固化修复技术通过向污染土壤中添加钝化剂从而降低重金属的流动性和生物可给性,具有破坏性小、成本低且安全的特点^[5-6]。石灰、海泡石作为目前运用较为广泛的钝化剂,对降低土壤重金属有效性有良好的效果^[7-8]。研究表明,污染农田中施用石灰可明显降低水稻秸秆和谷物及蔬菜中重金属的积累^[9-10]。袁兴超等^[11]运用海泡石(45 t·hm⁻²)钝化处理铅锌矿区周边Cd、Pb污染农田,Cd钝化效率可达36.5%。此外生物炭以环境友好且经济性高的优势而被推广,相关研究表明生物炭不仅能为土壤增加养分,其疏松多孔的结构,还能对重金属产生强大的吸附作用^[12-13]。大田试验研究显示施加钙基改性生物炭,土壤中有效态Cd的降幅达12.00%~30.20%^[14]。另有研究表明叶面喷施适量微量元素肥料能够提高植物营养,促进植物生长并降低重金属对植物的危害^[15]。金华等^[16]研究表明纳米螯合铁肥在重金属Cd污染农田治理中有良好的潜力,能够有效降低植物对Cd的吸收。

目前,大多数的研究集中于钝化剂对土壤重金属形态的影响以及重金属在植物中的迁移情况,而土壤中的微生物群落作为土壤重要组成部分比植物更具敏感性,被认为是衡量土壤生态功能的重要指标,研究表明施加钝化剂会导致微生物群落功能响应发生变化^[17]。杨胜香等^[18]发现在铅锌尾矿废弃地土壤添加不同碳氮磷源改良剂对土壤微生物群落组成、多样性、微生物活性和微生物生物量均有显著性影响。Xu等^[19]研究发现,生物炭的加入增加了土壤中微生物生物量,改变了土壤的微生物群落结构。

对此,本研究在轻度Cd污染土壤农田中开展原位钝化试验,探讨4种广泛运用的钝化材料(海泡石、

石灰、生物炭及螯合铁肥)对土壤Cd形态、生态风险及微生物群落的影响,以期进一步为钝化修复轻度Cd污染农田土壤提供理论支持和实践经验。

1 材料与方法

1.1 试验地基本情况

试验田位于四川省攀枝花某农田(101°24′30.51″E,26°59′8.24″N),土壤类型以渗育型水稻土为主,土壤基本理化性质见表1。与《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)标准值相比,该农田土壤属于轻度Cd污染。

1.2 供试材料

供试钝化剂:海泡石(HP)、石灰(SH)、秸秆生物炭(SW)和螯合铁肥(TF),均购于国药集团化学试剂有限公司。各材料中Cd含量分别为0.25、0.08、0.33 mg·kg⁻¹和0.03 mg·kg⁻¹。

供试水稻品种为超级杂交水稻德优4727(DY),由四川省农业科学院提供。

1.3 试验设计

试验于2017年4—11月开展,试验设置如下:CK处理为不添加任何钝化剂;HP处理为添加海泡石1.12 kg·m⁻²;SH处理为添加石灰0.15 kg·m⁻²;SW处理为添加秸秆生物炭1.12 kg·m⁻²;TF处理为添加0.2%螯合铁肥。每个处理设置3个重复,随机排列,共设计15个小区(3 m×9 m)。其中,HP、SH处理和SW处理为水稻幼苗移栽前人工撒施钝化材料,TF处理为水稻灌浆期,分两次喷施于水稻叶面。

2017年4月开始在未受污染的土壤中进行水稻育苗,水稻幼苗移栽前5 d,将HP、SH处理和SW处理试验小区所需的海泡石、石灰和生物炭采用人工撒施方法均匀施入对应小区,翻耕混匀(深度20 cm)并平整土地。水稻育苗完成,采集并选取长势一致、健康的水稻幼苗进行移栽,水分管理与传统种植方式一致。TF处理组在水稻进入灌浆期后,分两次将0.2%螯合铁肥喷施于水稻叶面。2017年9月上旬收获水稻并采集样品。

1.4 样品采集及测定

土壤样品于水稻成熟期采集,在各试验小区采集

表1 土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the experimental soil

指标 Index	pH	有机质 Organic matter/(g·kg ⁻¹)	碱解N Alkeline-N/(mg·kg ⁻¹)	速效P Olsen-P/(mg·kg ⁻¹)	速效K Olsen-K/(mg·kg ⁻¹)	Cd/ (mg·kg ⁻¹)
含量Content	5.56	44.40	100.21	10.77	113.34	0.87

至少5个点的0~20 cm层土壤,混匀,挑出植物残体和石块后,采用四分法装袋。一部分新鲜土样装于封口袋放于冷冻箱储存,用于分析微生物相关指标;另一部分样品储存于自封袋内并转移至实验室通风处进行自然风干,磨细,过筛后分别装袋,标记待用。

土壤pH采用电位法测定^[20];土壤基本理化性质参考《土壤农化分析》测定^[20];土壤重金属形态分级采用BCR连续提取法提取^[21],ICP-MS测定;重金属Cd全量采用HNO₃-HF-HClO₄消解,ICP-OES测定,以GBW07428(GSS-14)作为质控,该土壤标样为四川盆地土壤,Cd定值为0.20±0.02 mg·kg⁻¹,试验测量值为0.18 mg·kg⁻¹。

土壤微生物测定:样品按照DNA试剂提取样品基因组DNA,进行PCR扩增,基于Illumina HiSeq测序平台,利用双末端测序(Paired-End)的方法,构建小片段文库进行测序。

1.5 土壤污染评价方法

生态风险系数是综合反映重金属对生态环境影响潜力的指标^[22]。潜在生态危害程度分级标准见表2。

$$C_f = (F_1 + F_2 + F_3) / F_4^{[22]} \quad (1)$$

$$Er = Tr \times C_f^{[22]} \quad (2)$$

式中: C_f 为污染系数; F_1 为可交换态Cd含量,mg·kg⁻¹; F_2 为可还原态Cd含量,mg·kg⁻¹; F_3 为可氧化态Cd含量,mg·kg⁻¹; F_4 为残渣态Cd含量,mg·kg⁻¹; Er 为单一重金属潜在生态风险指数; Tr 为重金属的毒性因子,

表2 潜在生态危害指数 Er 标准

Table 2 Standard for grading of potential ecological risk index

Er	潜在生态危害程度 Potential ecological risk
$Er < 40$	轻微 Low
$40 \leq Er < 80$	中等 Moderate
$80 \leq Er < 160$	较高 Considerable
$160 \leq Er < 320$	高 High
$Er \geq 320$	极高 Very high

表3 钝化处理对土壤理化性质的影响

Table 3 Physical and chemical properties of the soils of different treatments

处理 Treatments	pH	有机质 Organic matter/(g·kg ⁻¹)	碱解N Alkeline-N/(mg·kg ⁻¹)	速效P Olsen-P/(mg·kg ⁻¹)	速效K Olsen-K/(mg·kg ⁻¹)
CK	5.56±0.02c	4.71±0.12bc	84.85±3.40a	14.76±0.24a	56.64±4.75bc
HP	6.85±0.14a	6.46±0.99a	80.92±5.64a	10.40±3.06b	76.40±3.62b
SH	5.73±0.06c	4.56±0.15c	80.94±2.83a	8.73±2.76b	49.99±2.95c
SW	6.00±0.11b	6.21±0.58ab	84.64±2.15a	15.12±2.21a	115.50±6.97a
TF	5.72±0.13c	5.60±0.46b	84.14±3.35a	13.50±2.67ab	72.27±3.17b

注:表中同列标有不同小写字母表示各处理间差异显著($P < 0.05$)。下同。

Note: Significant differences ($P < 0.05$) among treatments are indicated by different lowercase letters. The same below.

Cd的 Tr 取值为30^[23]。

2 结果与分析

2.1 钝化剂对土壤理化性质的影响

处理组pH值与对照组相比均有所增加,其中HP和SW处理组显著升高,分别增加1.29、0.44个单位。处理组pH值由大到小依次为HP>SW>SH>TF(表3)。土壤有机质及N、P、K含量是衡量土壤肥力的重要指标,研究结果显示,HP处理组有机质含量显著增加37.15%,其余处理组变化未达到显著水平;SW处理组速效K显著增加,与对照组相比含量增加103.92%;HP与SH处理组速效P含量分别显著降低29.54%、40.85%,其余处理组变化不显著。

2.2 土壤Cd形态及生态风险变化

钝化剂对土壤重金属Cd含量及Cd形态的影响如图1所示。与对照组相比,SH处理组土壤中的Cd含量下降3.09%,HP、SW和TF处理组均有所增大,分别增加5.95%、3.77%、4.03%,但Cd含量变化并未达显著水平。

对照组中重金属Cd的可还原态占比最多(0.35 mg·kg⁻¹, 43.33%),其次是可交换态(0.31 mg·kg⁻¹, 39.28%)、残渣态(0.11 mg·kg⁻¹, 13.28%)及可氧化态(0.03 mg·kg⁻¹, 4.11%)。钝化处理后各组土壤中Cd的可交换态与对照组相比降低了29.79%~64.48%,降幅比例由大到小依次为HP>SW>SH>TF。SH、HP、SW、TF处理组与对照组相比,可氧化态含量分别增加79.86%、57.87%、62.50%、159.72%,残渣态含量分别增加57.82%、171.83%、101.79%、86.11%。

土壤中潜在生态风险系数(Er)揭示了土壤中Cd的危害程度,结果如表4所示。对照组Cd的 Er 值为195.84,表明具有高潜在生态风险。其余处理组与对照组相比, Er 值均降低,SH、SW、TF处理组Cd的 Er 值介于80~160,由高潜在生态风险降为较高潜在生态

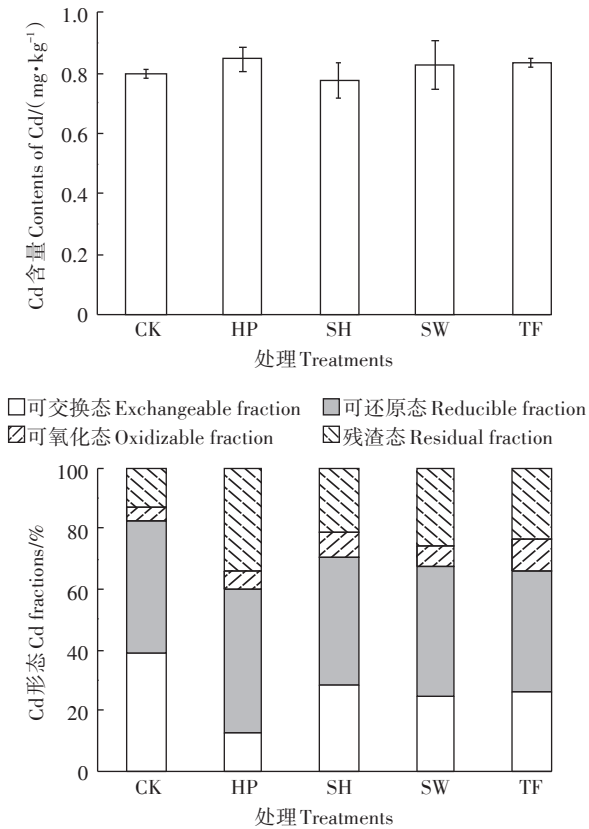


图1 钝化处理对土壤Cd总量及赋存形态的影响
Figure 1 Effects of different passivators on total Cd and Cd fractions in paddy soil

风险。HP处理组Cd的*Er*值为58.02,为中度潜在生态风险(表4)。钝化剂的施用显著降低了土壤Cd的生态风险。

2.3 钝化剂对土壤微生物群落多样性的影响

不同钝化处理下土壤微生物的OTUs数和群落多样性指数的变化情况见表5。各处理高通量测序覆盖率均大于99%,反映本次测序结果样本中物种被检测出的覆盖率高。总体来看,施加钝化剂增加了HP、SH和SW处理组群落的多样性,但TF处理组的OTUs数及群落多样性指数均出现下降。从微生物群落丰富度来看,TF处理组的ACE和Chao1指数分别降低

表4 土壤重金属Cd生态风险评价

Table 4 Ecological risk assessment of Cd in soil

处理 Treatments	<i>Er</i>	生态危害程度 Potential ecological risk
CK	195.84	高 High
HP	58.02	中等 Moderate
SH	108.68	较高 Considerable
SW	86.14	较高 Considerable
TF	96.23	较高 Considerable

2.26%、2.07%,其余各组均有所增加,从大到小依次为SH>SW>HP。从微生物群落多样性来看,TF处理组的Shannon指数下降5.50%,其余各组均有所增加。Shannon指数增幅最大的为SW处理组,其次为SH处理组。

土壤细菌门的相对丰度结果显示:优势菌门包括变形菌门(Proteobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria)、放线菌门(Actinobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)和绿弯菌门(Chloroflexi),相对丰度占比68.56%~77.60%(图2)。在所有处理中,变形菌门占比最高,为31.53%~39.83%。其次为酸杆菌门和放线菌门,分别占比13.18%~18.26%和10.35%~14.34%。所有土壤中均发现芽单胞菌门(Gemmatimonadetes)、螺旋体菌门(Saccharibacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)、绿菌门(Chlorobi)、硝化螺旋菌门(Nitrospirae),但相对丰度较低。施加钝化剂后,各处理组变形菌门、厚壁菌门、拟杆菌门丰度均增加,芽单胞菌门、绿弯菌门、螺旋体菌门相对丰度均降低。HP处理组的酸杆菌门和放线菌门相对丰度降低,其余各组增加。

基于Beta多样性分析,使用R语言工具绘制的PCoA分析结果见图3,第一主成分(PC1)对样品差异的贡献值为50.73%;第二主成分(PC2)对样品差异的贡献值为29.13%,表明土壤微生物群落结构组成受到不同钝化处理的影响较大。其中SW、HP和SH组距离较近,说明此3个处理组微生物群落结构较为相近,而距离较远的对照组及TF处理组微生物群落结

表5 不同处理土壤微生物群落功能多样性指数的变化

Table 5 Changes in the functional diversity indices of the soil bacterial communities in the different treatments

处理 Treatments	覆盖率 Coverage/%	OTUs	ACE	Chao1	Shannon
CK	99.86	1 615.54±24.47a	1 661.49±24.72ab	1 685.51±29.11a	6.18±0.02a
HP	99.83	1 611.51±49.53ab	1 666.47±40.27ab	1 687.32±39.70a	6.20±0.06a
SH	99.82	1 678.50±4.49a	1 724.69±1.31a	1 731.54±1.97a	6.21±0.01a
SW	99.88	1 640.01±1.04a	1 678.49±4.06ab	1 699.08±2.27a	6.26±0.06a
TF	99.71	1 519.52±11.54b	1 623.89±8.82b	1 650.64±10.27a	5.84±0.07b

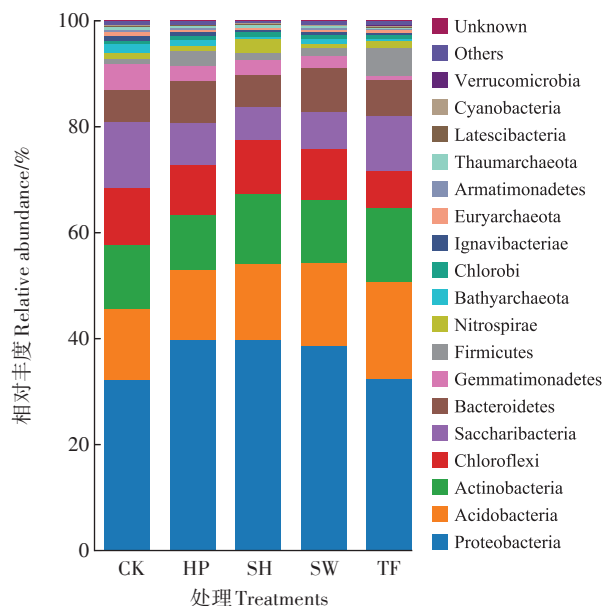


图2 钝化剂对水稻根际细菌门水平平均相对丰度的影响

Figure 2 Effects of different amendments on the main phyla average relative abundance of rice rhizosphere bacteria

构差异较大。通过物种丰度聚类热图(图4)可知,SW与HP聚在一起,这两者又与SH聚类在一起,TF相距

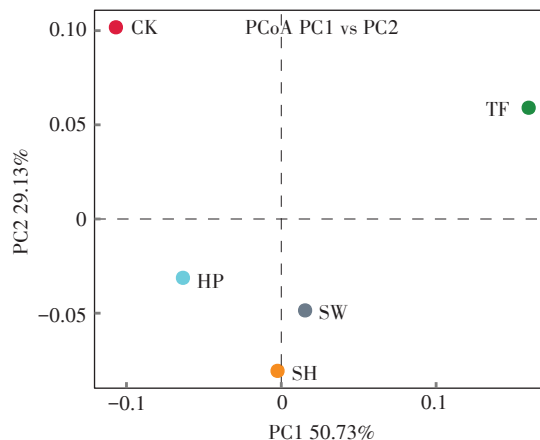


图3 不同处理微生物群落 PCoA 分析

Figure 3 Principal coordinates analysis(PCoA) of bacterial communities in the soils from different treatments

最远,该结果证实了上述PCoA的分析结果,且由图呈现结果可以看出不同钝化剂的施用使某些微生物群落得到抑制或增强。

土壤微生物群落多样性与理化性质相关性分析结果如表6所示,pH与OTUs、ACE和Chao1指数显著正相关,与Shannon呈正相关;有机质、碱解N、速效P

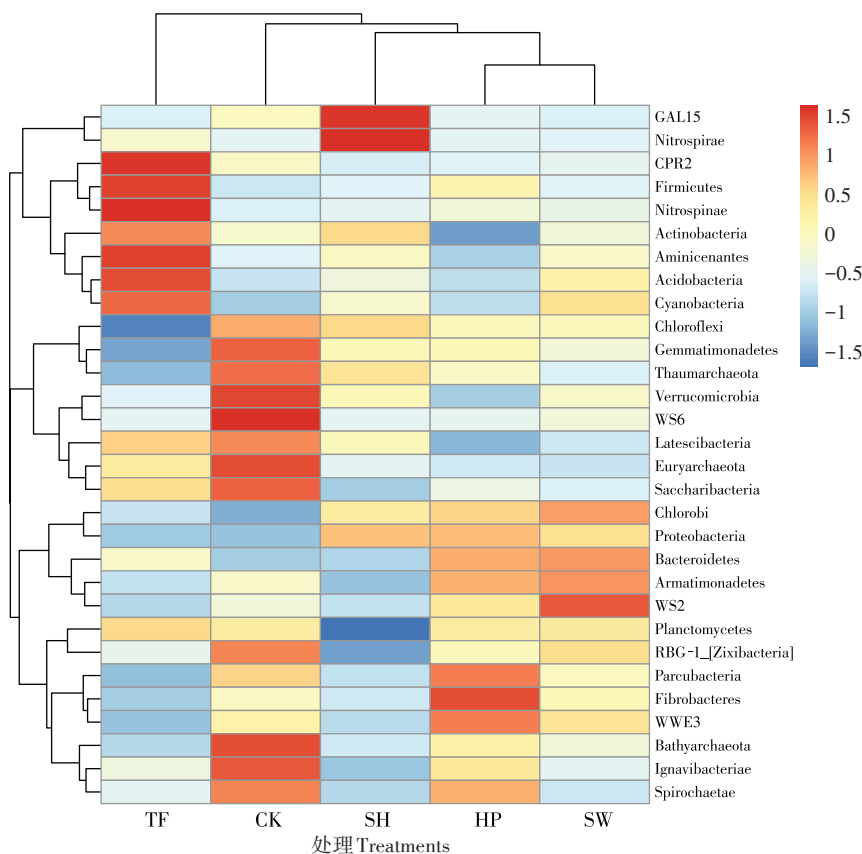


图4 不同钝化处理细菌门水平物种丰度聚类热图

Figure 4 Heat maps of different amendments on the main phyla abundance of bacteria

及速效K与微生物群落多样性指标均无显著性相关,且相关性较低;Cd与ACE和Chao1指数显著正相关,与OTUs及Shannon呈正相关,但生态风险系数(*Er*)与各微生物群落多样性指标均呈负相关关系。进一步分析各样品及微生物群落与不同形态Cd之间的关系(图5),RDA分析结果显示,各Cd形态之间的关系表现为残渣态分别与可还原态和可氧化态呈正相关,而可交换态与其余3种形态均为负相关,尤其与残渣态呈显著负相关。土壤细菌门与Cd形态的关系为拟杆菌门和变形菌门与可交换态呈显著负相关,芽单胞菌门、螺旋体菌门和放线菌门与可交换态呈正相关。

表6 土壤微生物群落多样性与土壤理化性质相关性分析
Table 6 Correlation analysis between soil bacterial ecological diversity and soil physical and chemical properties

指标 Index	OTUs	ACE	Chao1	Shannon
pH	0.89**	0.82**	0.78**	0.37
有机质	0.09	0.10	0.06	-0.15
碱解N	-0.13	-0.03	0.06	0.04
速效P	-0.03	0.18	0.18	-0.08
速效K	0.04	0.18	0.22	-0.33
Cd	0.59	0.69*	0.78**	0.27
<i>Er</i>	-0.50	-0.50	-0.60	-0.30

注:*代表显著相关($P<0.05$),**代表极显著相关($P<0.01$)。
Note: * indicates significant correlation at $P<0.05$, ** indicates significant correlation at $P<0.01$.

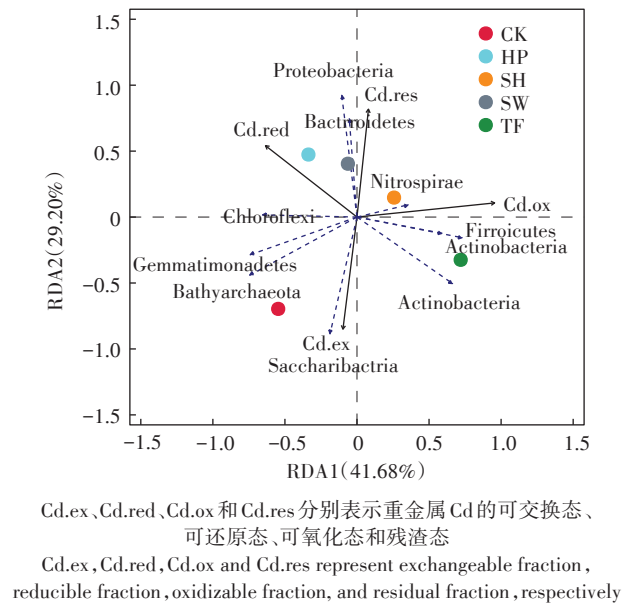


图5 不同处理微生物群落组成的冗余分析

Figure 5 Redundancy analysis of bacterial community composition in different treatments

3 讨论

3.1 钝化剂对土壤理化性质和Cd形态的影响

使用碱性改良剂原位修复重金属酸性污染土壤是一种成熟且有效的方法^[24]。钝化剂的施加一定程度上改变了土壤理化性质,尤其显著提高了土壤pH,且施加生物炭具有增强土壤肥力的优势。研究结果显示,施加钝化剂后土壤重金属Cd略有增加,但未达到显著水平。推测一方面是由于施加的钝化剂含有重金属Cd(0.03~0.33 mg·kg⁻¹),另一方面由于大气沉积致使重金属Cd不断进入土壤。此外,由于不同处理中地表径流和浸出率不同,导致土壤中Cd累积量有所不同^[25]。因此实际运用中选用钝化材料不仅需要考虑经济性、钝化效果,同时还需兼顾其对生态环境的潜在风险。

土壤中Cd总量并不能反应生态风险的影响,分析土壤中Cd不同形态具有重要意义。土壤中的可交换态Cd易被植物直接吸收,可还原态和可氧化态Cd在一定条件下能转变为可交换态,能够间接被植物吸收^[26-27]。研究显示,施用钝化剂使得可交换态Cd向可氧化态和残渣态转化,其含量显著降低。土壤pH值对重金属形态有显著影响,提高土壤pH能够降低土壤重金属的有效性和迁移能力,其原因是pH影响着土壤重金属的溶解-沉淀平衡^[28-29]。研究结果显示HP处理组土壤Cd的可交换态降幅最大,为64.48%。由于海泡石具有比表面积大、吸附性强的特点,能有效吸附土壤重金属^[30]。曹雪莹^[31]研究表明,向Cd污染酸性红壤中施加0.5%的海泡石使土壤Cd有效态浓度降低了53.10%,这与本研究结果一致。SW处理组土壤Cd的可交换态下降33.71%。生物炭同样具有比表面积大的特点,此外,其表面含有大量官能团可与土壤中重金属络合而显著降低重金属生物有效性^[32]。

3.2 钝化剂对土壤微生物群落及多样性的影响

不同钝化剂对土壤微生物群落产生不同的影响,这可能是由于钝化剂能够抑制或增强特定的微生物群落。TF处理组中土壤微生物群落的多样性和丰度均降低,说明螯合铁肥不利于微生物群落的生长。SW处理组的土壤微生物多样性在各处理中最高,但丰度较差。已有研究表明,生物炭的应用提高了微生物的营养利用率,从而使微生物的丰度和活性得到提高^[33]。SH处理组微生物群落丰度均有所提高且ACE和Chao1指数均最大。

在细菌群落组成上最丰富的是变形菌门(Proteobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、放线菌门(Actinobacteria)和绿弯菌门(Chloroflexi)。这与其他研究结果类似,这些菌群常出现于重金属污染土壤,属于核心菌群,表明这些细菌可能为耐金属的生物体^[34-35]。研究结果显示,土壤中的变形杆菌门相对丰度最大,施加钝化剂后增加0.75%~23.69%。许多研究报道变形杆菌门对重金属污染不敏感,能够在重金属浓度较高的环境中生存^[36-37]。一般认为,酸杆菌门嗜酸,不利于在碱性环境中生存^[38-39]。而本研究结果显示,添加钝化剂后土壤pH值增加,酸杆菌门相对丰度也有所增加,与该结论矛盾。但也有研究发现在中性、碱性的环境中检测出酸杆菌的基因序列,并表示酸杆菌门的相对丰度与土壤中多种环境因子相关^[40-41]。推测该现象可能与酸杆菌对土壤环境因子响应存在差异有关^[42]。此外,土壤中的厚壁菌门(Firmicutes)相对丰度在施加钝化剂后有所增加,厚壁菌门主要存在于适当的环境中^[43]。因此,随着重金属Cd生态风险的降低,厚壁菌门相对丰度在增加。

大量研究表明,土壤微生物受多种环境因素影响,这些因素包括土壤理化性质、土壤酶活性、重金属等^[18,34,44]。本研究结果显示,pH与微生物群落功能多样性指数显著相关,说明该因素对微生物群落影响较大,而土壤营养物质对微生物群落的影响并不明显。在多个研究中均得出pH是影响微生物群落的关键因素,主要由于pH能够影响多种环境因素,包括土壤重金属形态、营养物质及酶活性^[45-47]。也有研究表明有机质是微生物的主要能量和营养来源,与微生物之间存在显著的相关性^[47-48]。但在本研究中并未得到此结论,推测该现象是由于土壤有机质含量相对较低,因此可在农业种植过程中适当补充营养物质,更有利于土壤微生物的生长发育。此外Cd含量是影响微生物群落的另一要素,Xiao等^[47]的研究中指出在重金属污染的地区,微生物对金属胁迫产生了耐受性,从而导致了微生物多样性的增加^[48-49]。微生物长期在Cd污染的土壤中对污染土壤逐渐适应,耐性微生物逐渐增多,所以在一定浓度的污染范围内Cd与微生物丰度及多样性出现了正相关关系。在相关性分析中发现Cd的生态风险指数(Er)与微生物群落多样性指数负相关,说明微生物群落多样性受Cd形态的影响。通过RDA分析结果得知Cd不同形态对优势菌门影响有所不同,当重金属形态产生变化会导致微

生物群落结构发生变化。

4 结论

(1)与对照组相比,施加钝化剂使土壤pH增加0.17~1.29,土壤中可交换态Cd降低29.79%~64.48%,土壤中的Cd由可交换态向可氧化态和残渣态转化。施加钝化剂能降低土壤中重金属Cd的生态风险。

(2)施加海泡石、石灰、秸秆生物炭土壤微生物多样性和丰度均有所增加,但整合铁肥降低了土壤微生物OTUs数、微生物多样性和丰度,不利于微生物群落的生长。

(3)施加不同钝化剂改变了土壤微生物群落组成,各处理组变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、厚壁菌门(Firmicutes)丰度均增加,而绿弯菌门(Chloroflexi)、螺旋体菌门(Saccharibacteria)、芽单胞菌门(Gemmatimonadetes)相对丰度均降低,pH和Cd是影响微生物群落的关键因素。

参考文献:

- [1] 武帅. 伴矿景天与经济作物间作修复镉复合污染土壤及其产后处理技术[D]. 杭州:浙江农林大学, 2018:2-15.
WU Shuai. Phytoremediation of Zn-Cd contaminated soil by intercropping system consisted of *Sedum plumbizincicola* and cash crops and post-treatment of the harvested plant biomass[D]. Hangzhou: Zhejiang A&F University, 2018:2-15.
- [2] Yan L, Li C L, Zhang J J, et al. Enhanced phytoextraction of lead from artificially contaminated soil by *Mirabilis jalapa* with chelating agents [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2017, 99 (2):208-212.
- [3] 刘金, 殷宪强, 孙慧敏, 等. EDDS与EDTA强化苕麻修复镉铅污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7):1293-1300.
LIU Jin, YIN Xian-qiang, SUN Hui-min, et al. EDTA and EDDS enhanced remediation of Cd and Pb contaminated soil by ramie (*Boehmeria nivea*) [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34 (7): 1293-1300.
- [4] 涂杰峰, 刘兰英, 罗钦, 等. 福建省稻米镉含量及其健康风险[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4):695-701.
TU Jie-feng, LIU Lan-ying, LUO Qin, et al. Contents and health risk assessment of cadmium in milled rice in Fujian Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):695-701.
- [5] Sun Y B, Sun G H, Xun Y M, et al. Evaluation of the effectiveness of sepiolite, bentonite, and phosphate amendments on the stabilization remediation of cadmium contaminated soils[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 166:204-210.
- [6] 武成辉, 李亮, 晏波, 等. 新型硅酸盐钝化剂对镉污染土壤的钝化修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(10):2007-2013.
WU Cheng-hui, LI Liang, YAN Bo, et al. Remediation effects of a new

- type of silicate passivator on cadmium-contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(10):2007-2013.
- [7] 张亚男. 石灰类钝化剂对土壤镉修复机理及油菜吸收镉的影响[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2017:4-18.
- ZHANG Ya-nan. Effect of remediation mechanism of lime-type passivator on soil cadmium and cadmium uptake by leccuce[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2017:4-18.
- [8] 张迪, 李婷, 方炫, 等. 钝化剂对土壤镉铅有效性和微生物群落多样性影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(12):2729-2737.
- ZHANG Di, LI Ting, FANG Xuan, et al. Effects of passivating agents on the availability of Cd and Pb and functional diversity of the microbial community in contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(12):2729-2737.
- [9] 谢运河, 纪雄辉, 黄涓, 等. 赤泥、石灰对Cd污染稻田改制玉米吸收积累Cd的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(11):2104-2110.
- XIE Yun-he, JI Xiong-hui, HUANG Juan, et al. Effects of red-mud and lime on cadmium uptake of corn in dryland converted from cadmium polluted paddy field[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(11):2104-2110.
- [10] 郑顺安, 刘代丽, 章明奎, 等. 长期秸秆还田对污染农田土壤与农产品重金属的影响[J]. 水土保持学报, 2020, 34(2):354-359.
- ZHENG Shun-an, LIU Dai-li, ZHANG Ming-kui, et al. Effect of long-term straw returning on heavy metals of soil and agricultural products in the polluted farmland[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(2):354-359.
- [11] 袁兴超, 李博, 朱仁凤, 等. 不同钝化剂对铅锌矿区周边农田镉铅污染钝化修复研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(4):807-817.
- YUAN Xing-chao, LI Bo, ZHU Ren-feng, et al. Immobilization of Cd and Pb using different amendments of cultivated soils around lead-zinc mines[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(4):807-817.
- [12] 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 arid soil[J]. *Chemosphere*, 2016, 142:145-152.
- [13] 张迪, 吴晓霞, 丁爱芳, 等. 生物炭和熟石灰对土壤镉铅生物有效性和微生物活性的影响[J]. 环境化学, 2019, 38(11):2526-2534.
- ZHANG Di, WU Xiao-xia, DING Ai-fang, et al. Effects of hydrated lime and biochar on the bioavailability of Cd and Pb and microbial activity in a contaminated soil[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(11):2526-2534.
- [14] 孙彤, 李可, 付宇童, 等. 改性生物炭对弱碱性Cd污染土壤钝化修复效应和土壤环境质量的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(7):2571-2580.
- SUN Tong, LI Ke, FU Yu-tong, et al. Effect of modified biochar on immobilization remediation of weakly alkaline Cd-contaminated soil and environmental quality[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(7):2571-2580.
- [15] 张昊. 土壤调理剂对水稻吸收累积镉的影响[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2018:15-20.
- ZHANG Hao. Effects of soil conditioners on cadmium uptake and accumulation in rice[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2018:15-20.
- [16] 金华, 魏祥东, 邹慧玲, 等. 土壤改良剂对镉向水稻中迁移转运的影响[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(31):53-55.
- JIN Hua, WEI Xiang-dong, ZOU Hui-ling, et al. Effects of soil conditioner on migration and transport of Cd into rice[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2018, 46(31):53-55.
- [17] Rehman Z U, Rizwan M, Ali S, et al. Contrasting effects of biochar, compost and farm manure on alleviation of nickel toxicity in maize (*Zea mays* L.) in relation to plant growth, photosynthesis and metal uptake[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 133:218-225.
- [18] 杨胜香, 李凤梅, 彭禧柱, 等. 不同碳氮磷源改良剂对铅锌尾矿废弃地土壤微生物群落结构的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6):1256-1264.
- YANG Sheng-xiang, LI Feng-mei, PENG Xi-zhu, et al. Effects of amendments with different C/N/P ratios on the microbial community structure in Pb-Zn mine tailings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6):1256-1264.
- [19] Xu N, Tan G C, Wang H Y, et al. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2016, 74:1-8.
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:11-124.
- BAO Shi-dan. Analytical methods of soil agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000:11-124.
- [21] Rauret G, López-Sánchez J F, Sahuquillo A. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1:57-61.
- [22] Jamali M K, Kazi T G, Afridi H I, et al. Speciation of heavy metals in untreated domestic wastewater sludge by time saving BCR sequential extraction method[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2007, 42:649-659.
- [23] Liu X X, Wang Y W, Gui C M, et al. Chemical forms and risk assessment of heavy metals in sludge-biochar produced by microwave-induced low temperature pyrolysis[J]. *RSC Advances*, 2016, 6(104):101960-101967.
- [24] Lu W W, Ding W X, Zhang J H, et al. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76:12-21.
- [25] Xu L, Cui H B, Zheng X B, et al. Changes in the heavy metal distributions in whole soil and aggregates affected by the application of alkaline materials and phytoremediation[J]. *RSC Advances*, 2017, 65(7):41033-41042.
- [26] Zhao R D, Coles N, Kong Z, et al. Effects of aged and fresh biochars on soil acidity under different incubation conditions[J]. *Soil & Tillage Research*, 2015, 146:133-138.
- [27] 罗海艳, 李丹阳, 刘寿涛, 等. 铁锰改性椰壳炭对土壤镉形态及水稻吸收累积镉的影响[J]. 环境科学研究, 2019, 32(5):857-865.
- LUO Hai-yan, LI Dan-yang, LIU Shou-tao, et al. Effects of Fe-Mn modified coconut shell biochar on cadmium speciation and accumulation in rice[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(5):857-865.

- [28] 杨文强, 周航, 邓贵友, 等. 组配改良剂对污染稻田中铅、镉和砷生物有效性的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1):257-263.
YANG Wen-tao, ZHOU Hang, DENG Gui-you, et al. Effects of combined amendment on bioavailability of Pb, Cd, and As in polluted paddy soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(1):257-263.
- [29] Bashir S, Shaaban M, Hussain Q, et al. Influence of organic and inorganic passivators on Cd and Pb stabilization and microbial biomass in a contaminated paddy soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(9):2948-2959.
- [30] 许剑敏, 刘奋武. 不同钝化剂对Cd污染土壤钝化效果及油菜中Cd含量的影响[J]. 山西农业科学, 2016, 44(12):1799-1801.
XU Jian-min, LIU Fen-wu. Effects of different passivation agents on Cd contaminated soil and the content of Cd in rape[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2016, 44(12):1799-1801.
- [31] 曹雪莹. 湘中镉污染酸性红壤的钝化修复研究[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2015:30-32.
CAO Xue-ying. Stabilization of cadmium in acidic red soils in the central of Hunan Province[D]. Changsha: Hunan Normal University, 2015:30-32.
- [32] 高瑞丽, 朱俊, 汤帆, 等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1):251-256.
GAO Rui-li, ZHU Jun, TANG Fan, et al. Fractions transformation of Cd, Pb in contaminated soil after short-term application of rice straw biochar[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(1):251-256.
- [33] Chen Z, Wang Y P, Xia D, et al. Enhanced bioreduction of iron and arsenic in sediment by biochar amendment influencing microbial community composition and dissolved organic matter content and composition[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 311(5):20-29.
- [34] 南丽君. 不同改良剂对土壤中Cd生物有效性及微生物群落的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018:30-38.
NAN Li-jun. Effects of different amendments on cadmium bioavailability and microbial community in soil[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2018:30-38.
- [35] Zheng J F, Chen J H, Pan G X, et al. Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 571:206-217.
- [36] Xu N, Tan G C, Wang H Y, et al. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2016, 74:1-8.
- [37] Wang M, Chen S B, Chen L, et al. The responses of a soil bacterial community under saline stress are associated with Cd availability in long-term wastewater-irrigated field soil[J]. *Chemosphere*, 2019, 236:124372.
- [38] Mao J D, Johnson R L, Lehmann J, et al. Abundant and stable char residues in soils: Implications for soil fertility and carbon sequestration[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12):9571-9576.
- [39] Griffiths R I, Thomson B C, James P, et al. The bacterial biogeography of British soils[J]. *Environmental Microbiology*, 2011, 13(6):1642-1654.
- [40] Xiong J B, Liu Y Q, Lin X G, et al. Geographic distance and pH drive bacterial distribution in alkaline lake sediments across Tibetan Plateau[J]. *Environmental Microbiology*, 2012, 14(9):2457-2466.
- [41] Navarrete A A, Kuramae E E, Mattias D H, et al. Acidobacterial community responses to agricultural management of soybean in Amazon forest soils[J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2013, 83(3):607-621.
- [42] 王光华, 刘俊杰, 于镇华, 等. 土壤酸杆菌门细菌生态学研究进展[J]. 生物技术通报, 2016, 32(2):14-20.
WANG Guang-hua, LIU Jun-jie, YU Zhen-hua, et al. Research progress of Acidobacteria ecology in soils[J]. *Biotechnology Bulletin*, 2016, 32(2):14-20.
- [43] Mackie K A, Marhan S, Ditterich F, et al. The effects of biochar and compost amendments on copper immobilization and soil microorganisms in a temperate vineyard[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 201(1):58-69.
- [44] Xu H J, Wang X H, Li H. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(16):9391-9399.
- [45] 施昊坤, 吴次芳, 张茂鑫, 等. 土地整治对工业区周边土壤微生物多样性和群落结构影响分析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1):212-223.
SHI Hao-kun, WU Ci-fang, ZHANG Mao-xin, et al. Effects of land consolidation on soil microbial diversity and community structure around industrial zone[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(1):212-223.
- [46] 黄健, 朱旭炎, 陆金, 等. 狮子山矿区不同土地利用类型对土壤微生物群落多样性的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(12):5550-5560.
HUANG Jian, ZHU Xu-yan, LU Jin, et al. Effects of different land use types on microbial community diversity in the Shizishan mining area[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12):5550-5560.
- [47] Xiao S Q, Zhang Q, Chen X M, et al. Speciation distribution of heavy metals in uranium mining impacted soils and impact on bacterial community revealed by high-throughput sequencing[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10:1867-1889.
- [48] 戴雅婷, 闫志坚, 解继红, 等. 基于高通量测序的两种植被恢复类型根际土壤细菌多样性研究[J]. 土壤学报, 2017, 54(3):735-748.
DAI Ya-ting, YAN Zhi-jian, XIE Ji-hong, et al. Soil bacteria diversity in rhizosphere under two types of vegetation restoration based on high throughput sequencing[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(3):735-748.
- [49] Frossard A, Donhauser J, Mestrot A, et al. Long- and short-term effects of mercury pollution on the soil microbiome[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 120:191-199.