

周显勇, 刘鸿雁, 刘艳萍, 等. 植物修复重金属和抗生素复合污染土壤微生物数量和酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6): 1248–1255.
ZHOU Xian-yong, LIU Hong-yan, LIU Yan-ping, et al. Changes in microbial populations and enzyme activity under phytoremediation in soil co-contaminated with heavy metals and antibiotics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6): 1248–1255.

植物修复重金属和抗生素复合污染土壤微生物数量和酶活性的变化

周显勇¹, 刘鸿雁^{1*}, 刘艳萍², 刘青栋¹, 涂宇¹, 顾小凤¹, 吴龙华³

(1. 贵州大学农学院, 贵阳 550025; 2. 贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 3. 中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008)

摘要: 养殖废水灌溉易引发土壤重金属和抗生素复合污染, 为探索植物修复下复合污染土壤重金属和抗生素变化对土壤微生物活性的影响, 利用锌镉超富集植物伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)修复贵阳市某复合污染菜地土壤, 研究植物修复和常规种植模式下复合污染土壤微生物数量和酶活性。结果表明: 伴矿景天修复后, 土壤中重金属 Zn、Cd 和 Pb 总量分别降低 13.2%、17.8% 和 12.2%; 四环素、土霉素和强力霉素分别下降 70.5%、57.4% 和 76.0%; 磺胺甲恶唑、磺胺间甲氧嘧啶、磺胺对甲氧嘧啶以及喹诺酮类氧氟沙星和恩诺沙星下降幅度为 35.8%~62.3%; 土壤细菌、真菌数量分别增加了 18.8% 和 73.1%; 土壤中脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶的活性分别提高了 16.5%、65.4% 和 20.5%。常规种植芹菜(*Apium graveolens* L.)土壤中的重金属和抗生素含量也呈降低趋势, 微生物数量和酶活性相应提高, 但变化幅度小于伴矿景天修复土壤。在植物修复下土壤重金属含量降低, 抗生素生物降解作用增强, 污染物下降后, 其对土壤微生物及酶的抑制减弱, 可提高土壤生物活性, 改善土壤微环境。

关键词: 土壤; 伴矿景天; 重金属; 抗生素; 微生物; 酶

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2019)06-1248-08 doi:10.11654/jaes.2019-0029

Changes in microbial populations and enzyme activity under phytoremediation in soil co-contaminated with heavy metals and antibiotics

ZHOU Xian-yong¹, LIU Hong-yan^{1*}, LIU Yan-ping², LIU Qing-dong¹, TU Yu¹, GU Xiao-feng¹, WU Long-hua³

(1. College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 3. Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Irrigation with husbandry wastewater can lead to soil co-contamination by antibiotics and heavy metals and poses potential toxicological risks. In this study, we explored the effects of phytoremediation on biological activity in soils contaminated with heavy metals and antibiotics. *Sedum plumbizincicola* was used for remediation of the soil in a vegetable field in Guiyang that was co-contaminated. Changes in soil microbial populations and enzyme activities with phytoremediation and conventional cropping were examined. With *S. plumbizincicola*, the total amount of Zn, Cd, and Pb in the soil decreased by 13.2%, 17.8% and 12.2%; the concentration of tetracycline, oxytetracycline, and doxycycline decreased by 70.5%, 57.4%, and 76.0%, respectively; the concentration of sulfamethoxazole, sulfamonomethoxine, sulfa-

收稿日期: 2019-01-08 录用日期: 2019-05-13

作者简介: 周显勇(1991—), 男, 贵州贵定人, 硕士研究生, 研究方向为土壤污染与植物修复技术。E-mail: xyzhoudawa@163.com

*通信作者: 刘鸿雁 E-mail: hongyan.L@163.com

基金项目: 国家自然科学基金-贵州省人民政府联合基金项目(U1616442-2); 贵州省普通高等学校土壤质量安全与水肥调控重点实验室开放基金(黔教合KY字[2016]001); 贵州省生物学一流学科建设项目(GNYL[2017]009); 国家重点研发计划项目(2018YFC1802602)

Project supported: The Joint Projects of the National Natural Science Foundation and Karst Research Centre of Science in Guizhou Province, China (U161442-2); The Key Laboratory of Education Department of Guizhou Province, China (Qian Jiao He [2016]001); Construction Program of Biology First-class Discipline in Guizhou (GNYL[2017]009); The National Key R&D Program of China (2018YFC1802602)

metoxydiazine, ofloxacin, and enrofloxacin decreased between 35.8% and 62.3%; the biomass of soil bacteria and fungi increased by 18.8% and 73.1%, respectively; urease, catalase, and phosphatase activity increased by 16.5%, 65.4%, and 20.5%, respectively. In a normal celery (*Apium graveolens* L.) plantation field, the concentrations of heavy metals and antibiotics also decreased, and the microbial biomass and enzyme activity increased. Compared with *S. plumbizincicola* remediation, the observed changes were much smaller with celery. These results indicate that phytoremediation could decrease the concentrations of heavy metals and antibiotics, and increase the biodegradation of antibiotics, the microbial biomass, and enzyme activity, which improve the soil microenvironment.

Keywords: soil; *Sedum plumbizincicola*; heavy metals; antibiotics; microorganism; enzyme

随着社会经济发展,畜禽养殖业集约化和规模化,四环素类、磺胺类及喹诺酮类等抗生素作为治疗剂或生长促进剂被广泛使用^[1-2]。抗生素在动物体内不能被完全吸收,85%以上以原形或代谢物形式随畜禽排泄物排出^[3],其在环境中富集将会诱导耐药菌株产生,对环境微生态造成严重影响^[4]。同时,在畜禽饲料和排泄物中还检测出Zn、Cu、As和Cd等重金属^[5]。贵阳市某蔬菜基地长期利用养猪场养殖废水灌溉,导致土壤抗生素和重金属复合污染,其中Cd已达到中度污染水平^[6]。选择合理有效的修复措施来降低重金属和抗生素复合污染的危害,是养殖废水灌溉区亟待解决的问题。

抗生素在环境中的降解方式主要有水解、光解和生物降解等^[7],在土壤中以生物降解为主,光解可发生在土壤表层,水解仅发生在土壤间隙水等水体中^[8]。生物降解主要分为植物降解和微生物降解。有研究发现,水生植物大漂、凤眼莲对水体中盐酸四环素和氨苄青霉素去除率在70%以上^[9];黑麦草对四环素类、磺胺类和喹诺酮类等抗生素的去除率为3.4%~28.8%^[10]。伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)是一种对Zn、Cd有超富集能力的植物,在污染土壤修复中被广泛使用。有研究表明,使用3种植物对Cd、Cu和多氯联苯复合污染土壤修复时,修复效率表现为伴矿景天>海州香薷>紫花苜蓿^[11];伴矿景天对重金属的修复效率较高,在多次修复后,土壤中Cd和Zn分别下降了50.0%和5.8%^[12];经伴矿景天修复后土壤有效态Cd、Zn和Pb呈降低趋势^[13]。本试验选用伴矿景天对抗生素和重金属复合污染土壤进行修复,以常规种植芹菜为对照,研究超富集植物修复和常规蔬菜种植条件下,土壤重金属的去除率以及抗生素的降解率,利用土壤微生物数量和酶活性来表征土壤生物活性的变化,探索土壤微生物、酶与重金属和抗生素之间相互作用的关系,进一步明晰植物修复下土壤微环境的变化,为抗生素和重金属复合污染土壤修复治理和安全利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试土壤

试验地点位于贵阳市乌当区某蔬菜种植基地(106°47'49" E, 26°37'49" N),该基地长期使用畜禽养殖场养殖废水进行灌溉,菜地土壤为黄壤,pH为6.85,有机质为(65.94±3.37)g·kg⁻¹。土壤中重金属Zn、Cd、Pb、As、Cr含量分别为(139.81±7.87)、(0.56±0.04)、(52.45±2.89)、(13.94±1.30)、(42.07±2.01)mg·kg⁻¹;四环素类抗生素中四环素Tetracycline(TTC)、土霉素Oxytetracycline(OTC)、强力霉素Doxycycline(DOC)含量分别为(2.57±0.14)、(3.08±0.24)、(2.33±0.12)μg·kg⁻¹;磺胺类抗生素中磺胺二甲嘧啶Sulfamethazine(SMX)、磺胺甲恶唑Sulfamethoxazole(SMZ)、磺胺间甲氧嘧啶Sulfamonomethoxine(SMM)、磺胺对甲氧嘧啶Sulfametoxydiazin(SMD)含量分别为(0.60±0.06)、(1.54±0.14)、(3.88±0.40)、(2.00±0.18)μg·kg⁻¹;喹诺酮类抗生素中诺氟沙星Norfloxacin(NFC)、氧氟沙星Ofloxacin(OFC)、环丙沙星Ciprofloxacin(CFC)、恩诺沙星Enrofloxacin(EFC)含量分别为(10.92±0.57)、(12.74±0.94)、(7.02±0.50)、(5.42±0.45)μg·kg⁻¹。土壤重金属和抗生素明显累积^[6],其中Cd含量为0.32~0.75 mg·kg⁻¹,属于中度污染水平。

1.1.2 供试植物

重金属修复植物伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)由中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室提供;芹菜(*Apium graveolens* L.)为当地种植的津南实芹。

1.2 试验与分析方法

1.2.1 试验设计

本试验为田间试验,设置2个处理,处理1:常规芹菜种植(Cel);处理2:伴矿景天修复(Sed)。每处理3次重复,共6个试验小区,各小区(1.5 m×6.0 m)随机排列,每小区种植3行,每行30株,共90株,种植

密度为10株·m⁻²,每两个小区间设置0.2 m保护行。

1.2.2 样品采集与处理

试验时间:2014年10月至2015年7月。

植物样品:伴矿景天在2014年10月育苗,11月进行移栽;芹菜在2015年3月育苗移栽。植物样统一在2015年5月15日收获,采集植物地上部,芹菜和伴矿景天称取鲜质量后分别用自来水、去离子水洗涤,105℃杀青30 min,80℃烘干、称量、粉碎、备用。

土壤样品:采用梅花布点法分别采集各小区土壤耕作层(0~20 cm)鲜样,混合均匀,装入密封袋中,立即带回实验室。一部分置于4℃冰箱中保存,用于微生物和酶活性的检测;一部分进行真空冷冻干燥48~72 h,将冻干后的样品研碎过60目筛,置于-20℃冰箱中保存,用于抗生素含量分析;另一部分在室内风干后粉碎过筛,用于土壤理化性质和重金属浓度分析。

1.2.3 测定项目及方法

土壤抗生素用超声波提取,固相萃取-高效液相色谱-串联质谱分析法,内标物为¹³C-咖啡因^[14];细菌和真菌数量测定采用稀释平板计数法^[15];过氧化氢酶采用滴定法^[16];脲酶采用苯酚-次氯酸钠比色法^[17];土壤磷酸酶活性采用对硝基苯磷酸氢二钠基质,比色法测定^[18-19];土壤重金属全量用HF-HNO₃-HClO₄消解^[20],电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Thermo Fisher Scientific X2)测定;形态分析用BCR连续提取法^[21]。

1.2.4 数据处理与分析

采用DPS和SPSS 22.0数据处理系统进行数据统计分析,采用Origin 8.5进行绘图。处理间大部分指标未达到极显著差异。

2 结果与分析

2.1 植物地上部重金属含量

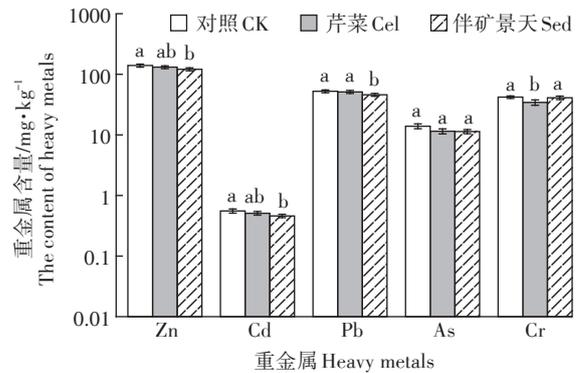
检测结果(表1)显示,芹菜地上部Zn、Cd、Pb、As和Cr平均含量分别为46.85、0.16、0.09、0.44 mg·kg⁻¹和0.38 mg·kg⁻¹,均未超过国家食品安全限量值(GB 2762—2017)。长期污灌条件下,土壤pH显著升高^[6],

平均值为6.85,土壤重金属活性较低,在污染土壤上种植芹菜是安全的。伴矿景天地上部Zn、Cd、Pb、As和Cr的平均含量分别为618.70、4.25、0.75、0.55 mg·kg⁻¹和0.24 mg·kg⁻¹,重金属Zn和Cd显著富集,收获的伴矿景天植株风干后与城市生活垃圾一起做填埋处理。

2.2 土壤重金属含量变化及形态分布特征

种植植物前土壤Zn、Cd、Pb、As和Cr平均含量分别为139.81、0.56、52.45、13.94 mg·kg⁻¹和42.07 mg·kg⁻¹(图1)。伴矿景天修复处理土壤后重金属Zn、Cd和Pb显著降低,为121.35、0.46 mg·kg⁻¹和46.02 mg·kg⁻¹,超富集植物对重金属富集具有专一性,伴矿景天对Zn和Cd有超富集作用,因此土壤Zn和Cd显著降低,As、Cr没有变化。种植芹菜处理土壤重金属也有所减少,但除Cr外,均未达到显著差异水平。

如图2所示,伴矿景天修复下,土壤中Zn和Cd的残渣态变化一致,都呈现显著下降趋势;Zn的可氧化态和可还原态显著下降,但可交换态显著增加,可能与根系分泌物的酸溶作用有一定关系;Cd的可氧化态和可还原态没有显著变化,可交换态显著降低,同时可交换态As也显著下降,可见,种植伴矿景天可降低Cd和As的生物有效性,减轻其对土壤微生物和酶活性的毒害作用,这一结果与程晨^[22]的研究结果相



不同小写字母表示相同重金属不同处理间差异显著($P<0.05$)
Different lowercase letters indicate significant differences in the same heavy metal between different treatments at $P<0.05$ level

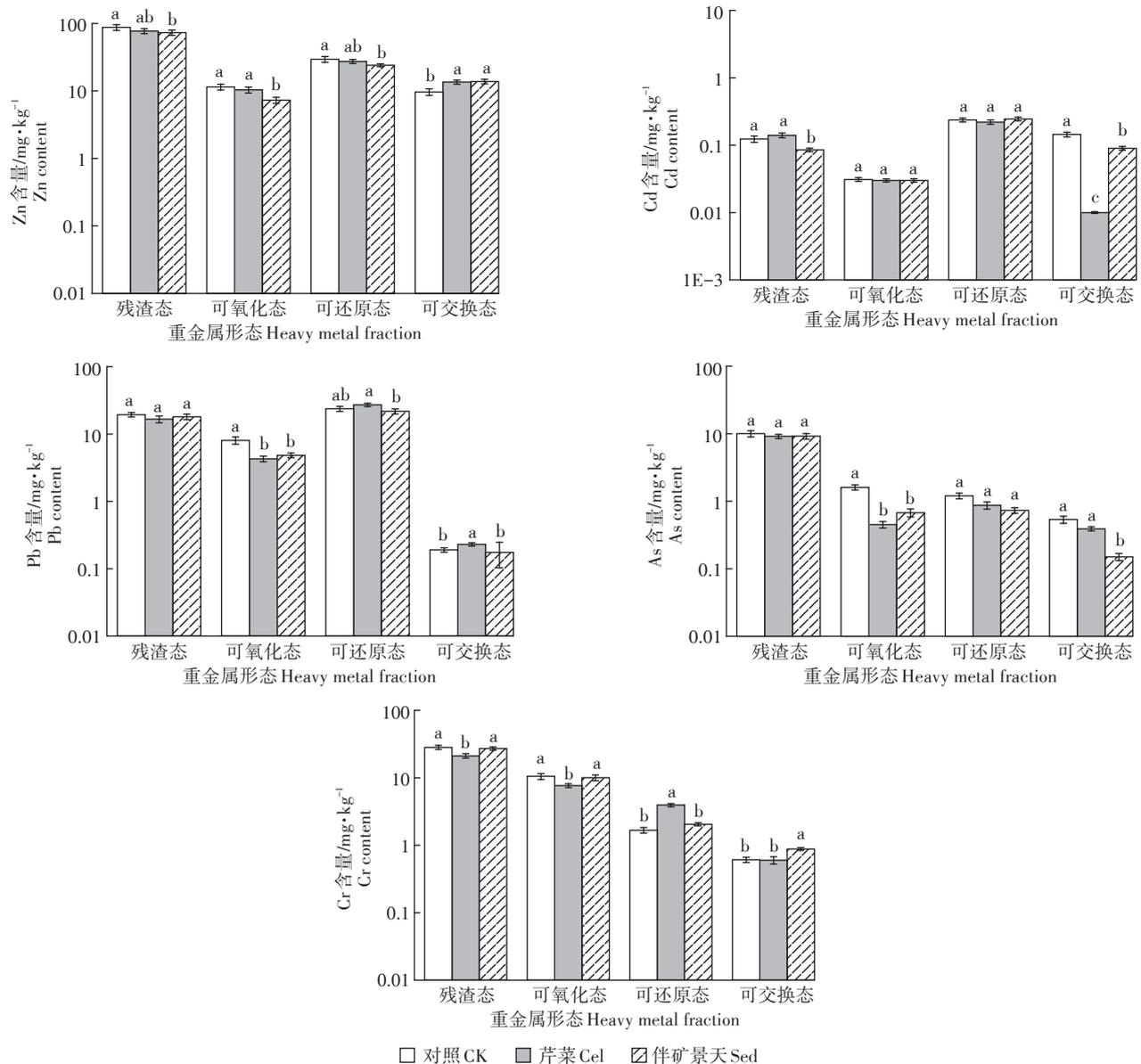
图1 土壤重金属含量变化

Figure 1 Change of the content of heavy metals in soil

表1 植物地上部重金属含量(平均值±标准差, mg·kg⁻¹)

Table 1 Heavy metal contents of plant ($M\pm SD$, mg·kg⁻¹)

植物 Plant	Zn	Cd	Pb	As	Cr
伴矿景天 <i>Sedum plumbizincicola</i>	618.70±54.45	4.25±0.31	0.75±0.11	0.55±0.06	0.24±0.02
芹菜 Celery	46.85±4.49	0.16±0.01	0.09±0.01	0.44±0.05	0.38±0.03



不同小写字母表示相同重金属形态不同处理间差异显著($P < 0.05$)

Different lowercase letters indicate significant differences in the same heavy metal fraction between different treatments at $P < 0.05$ level

图2 土壤中重金属形态分布图

Figure 2 Fraction distribution of heavy metals in soil

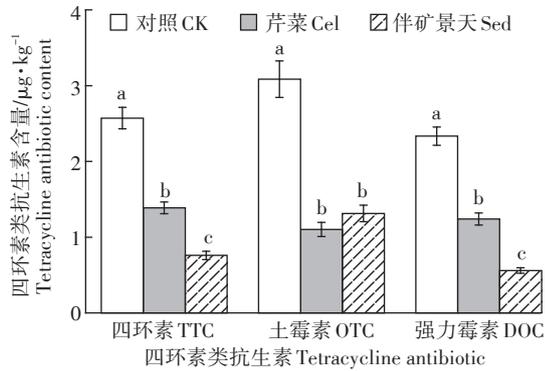
似。在种植芹菜后,土壤Cd和As的可交换态分别下降93.1%和27.1%,也达到了降低重金属生物有效性、提高土壤生物活性的效果。

2.3 植物修复下土壤中抗生素含量变化

试验土壤检测出11种抗生素,分别为四环素类、磺胺类和喹诺酮类。

如图3所示,与种植作物前相比,植物修复后,土壤中四环素类抗生素都显著下降($P < 0.05$),种植伴矿景天后TTC、OTC、DOC分别下降了70.5%、57.4%、76.0%,种植芹菜后分别下降了46.1%、64.3%、46.8%。种植

伴矿景天对三类抗生素的修复效果表现为DOC>TTC>OTC,这与抗生素的溶解度有一定关系。三类抗生素都可溶于水,溶解度为DOC>TTC>OTC,且三类抗生素的分子质量均小于500。有研究表明,一般分子量小于500的抗生素能被植物直接吸收^[23],进入植物的有机污染物,由植物内部的代谢或者产生的酶分解为更简单、毒性更小的物质^[24];在胁迫环境下,植物根系不仅会分泌增加根际微生物代谢所需的物质,也会分泌出与污染物质结构类似的物质,以诱导根际微生物对污染物的降解^[25]。可见在种植条



不同小写字母表示相同抗生素不同处理间差异显著。下同
Different lowercase letters indicate significant differences in the same antibiotics between different treatments at $P < 0.05$ level. The same below

图3 土壤中四环素类抗生素含量

Figure 3 Content of tetracyclines in soil

件下,植物和土壤微生物对抗生素有强烈的生物降解作用;同时,表层土壤也有一定的光解作用,导致土壤抗生素含量显著降低。

由图4得出,在种植伴矿景天后,除了SMX没有显著变化外,SMZ, SMM和SMD均显著降低($P < 0.05$),分别下降了62.3%、54.2%和48.6%;而种植芹菜后,SMX和SMM分别较CK增加了2.8倍和1.2倍。如图5所示,在种植伴矿景天后,喹诺酮类抗生素OFC和EFC显著降低($P < 0.05$),分别下降了35.8%和46.6%;种植芹菜后NFC显著增加($P < 0.05$)为CK的5.2倍。可能是伴矿景天吸收了土壤中的重金属和抗生素,使土壤中的细菌和真菌数量增加,酶活性增大;微生物和土壤酶作为环境中的分解者和转运者,可分解抗生素;抗生素浓度的降低也可能与其自身分解(如水解和光解)有关。

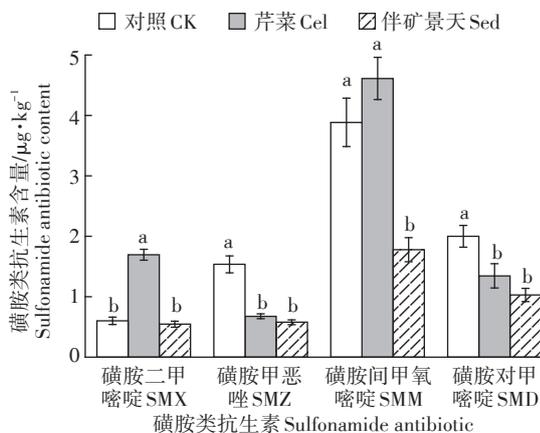


图4 土壤中磺胺类抗生素含量

Figure 4 Content of sulfonamides in the soil

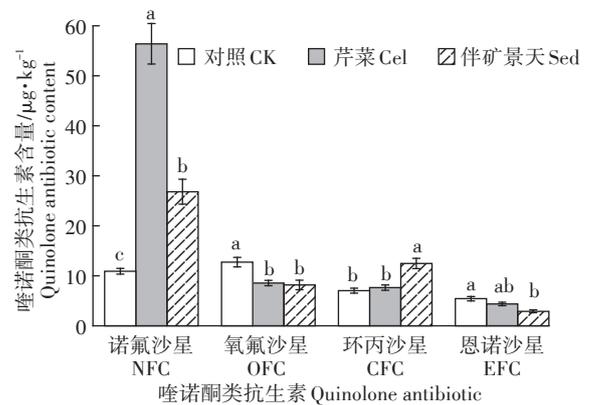


图5 土壤中喹诺酮类抗生素含量

Figure 5 Content of quinolones in the soil

在种植植物后,土壤中磺胺类的SMX、SMM和喹诺酮类的NFC、CFC的含量比CK高。有研究表明磺胺类和喹诺酮类抗生素是两性化合物,当 $pH > pK_a$ 时,这两类抗生素以阴离子形式存在于土壤溶液中;当 $pH < pK_a$ 时,以阳离子形式存在于土壤溶液中;当 pH 接近 pK_a 时,以兼性离子形式存在^[26];SMX、SMM、NFC和CFC的酸性解离常数分别为5.81、6.31、6.18和6.11,本试验地 pH 平均值为6.85,种植植物后,由于受到环境胁迫其根部会分泌出大量有机酸,使 pH 接近各抗生素的 pK_a ,这4种抗生素以兼性离子形式存在于土壤溶液中,其阳离子被表面带负电荷的土壤吸附而不容易迁移。有研究表明,有机污染物与土壤有机胶体表面的物质反应结合会形成具有母体特性的新物质,此类物种相对稳定不易迁移^[27]。未种植植物时这两类抗生素容易发生淋溶。有研究表明,植物覆盖能有效降低土壤的淋溶^[23]。以上两类抗生素也容易被光解,种植植物后遮挡土壤,影响其光解速率。

2.4 植物修复下土壤微生物数量及酶活性变化

由表2可知,与CK相比在种植植物后,土壤中细菌、真菌的数量和脲酶、过氧化氢酶、磷酸酶等活性都增加,其中伴矿景天修复后增加显著($P < 0.05$),分别是CK组的1.2、1.7、1.2、1.6倍和1.2倍。

修复前土壤抗生素和重金属复合污染,可能会抑制土壤中的微生物生长,降低细菌、真菌的数量,其中Cd达到中等污染水平,对土壤微生物活性有明显的抑制作用^[28]。植物修复后土壤微生物数量都呈增加趋势,其中种植伴矿景天后增长达显著水平($P < 0.05$),这与能凤娇等^[12]的结果相似。土壤微生物数量和酶活性变化幅度较大,除与污染物有关外,可能也与样品采集时间有一定关系,修复后5月份土壤的温度和水分都较修复前的10月份高。

表2 土壤微生物数量及酶活性变化

Table 2 Change of the quantity of microorganism and enzyme activity in soil

处理 Treatment	细菌数量 Bacteria/ 10^5 cfus·g ⁻¹ soil	真菌数量 Fungus/ 10^4 cfus·g ⁻¹ soil	脲酶 Urease/ mg NH ₄ ⁻ -N·100 g ⁻¹ ·3 h ⁻¹	过氧化氢酶 CAT/ mL KMnO ₄ ·g ⁻¹	磷酸酶 Phosphatase/ μg 苯酚·g ⁻¹ ·h ⁻¹
CK	9.44±0.55b	5.02±0.53b	7 410.70±376.08b	2.11±0.18b	23.35±1.97b
Cel	10.68±0.76ab	8.22±0.53a	8 190.61±672.88ab	2.90±0.27ab	26.36±1.79ab
Sed	11.21±0.78a	8.69±0.73a	8 633.91±513.16a	3.49±0.33a	28.14±1.70a

注:同列不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters in the same column indicated significant difference among treatments.

抗生素能干扰微生物细胞新陈代谢的某个或几个环节,从而抑制微生物的生长发育,重金属进入微生物细胞内,与必需营养元素或金属竞争结合位点,致使微生物受到毒害。种植植物以后,植物根系感知外部污染物的刺激,把信号传输到细胞中,触发预防机制,根部会选择性地分泌代谢产物,这些代谢产物刺激相应的微生物,形成一个植物根-微生物体系,该体系会将污染物质降解或吸附^[29],且这些分泌物中含有的氨基酸可为微生物提供C、N源,促进了微生物数量的增加。

土壤脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶都对土壤重金属污染比较敏感,是土壤重金属污染的指标。植物修复后,土壤脲酶、过氧化氢酶、磷酸酶等酶活性提高,尤其在伴矿景天修复后显著提高($P<0.05$),这可能是伴矿景天的根系比较发达,有研究表明这3种土壤酶受植物根部微环境的影响较大^[30]。目前国内外主流的两种抑制土壤酶活性的机理:一是污染物加入土壤后与酶分子中的活性部位结合,致使酶失活;二是土壤环境受到破坏,抑制了土壤微生物的生长和繁殖,减少微生物体内酶的合成和分泌,最后导致土壤酶活性下降^[31]。土壤污染物含量下降,减少与土壤酶活性部位的结合,且微生物数量增加,分泌出的酶也随着增加。有研究表明,用黑麦草对抗生素污染土壤修复试验中,种植黑麦草土壤中微生物的呼吸强度和氨化强度分别是未种植黑麦草土壤的4.5倍和1.9倍^[10]。可见,种植植物下,土壤中各种生化反应强烈,酶活性增强。

2.5 土壤重金属、抗生素与微生物及酶活性的交互作用

对土壤重金属、抗生素、酶活性、微生物数量进行主成分分析(PCA),结果见图6。第一主成分方差贡献率为61.58%,第二主成分为21.94%,累积方差贡献率为83.52%。进一步对前两个主成分进行分析,第一主成分的特征指标有重金属Zn、Cd、Pb和As,四环素类的3种抗生素,磺胺类的SMZ、SMM和SMD,喹诺酮类的OFC、CFC和EFC,细菌、脲酶和磷酸酶;除抗生素CFC,重金属与其他抗生素均呈正相关,磺胺类

抗生素与重金属络合后,改变了分子轨道能隙,影响降解速率,喹诺酮类抗生素与重金属络合后,会抑制其光降解^[32-33]。细菌、脲酶和磷酸酶与除CFC以外的抗生素和重金属呈负相关关系,抗生素分子中含有的大量基团或电子供体原子均可与金属离子发生络合作用,且络合物在复合污染体系的毒理效应中起主导作用。有研究表明,与单一污染相比,多数抗生素与重金属复合污染对土壤微生物数量和种群多样性等产生更为明显的抑制^[34],微生物数量减少,酶的合成场所被破坏。

第二主成分的特征指标是Cr、SMX、NFC、真菌和过氧化氢酶,Cr、NFC、SMX、过氧化氢酶、真菌间的变化趋势与第一主成分指标有较大差异。抗生素SMX和NFC对真菌有刺激作用,在一定范围内可以促进真菌数量的增加,真菌与过氧化氢酶呈正相关。微生物为了减弱土霉素对自身的毒害作用,需要通过氧化代谢作用将其分解,而为了避免氧化剂过氧化氢的危害,会产生过氧化氢酶以分解残留于体内的过氧化氢^[35]。

在重金属和抗生素的复合污染土壤中,微生物数量和酶活性都会受到不同程度的抑制。在重金属和

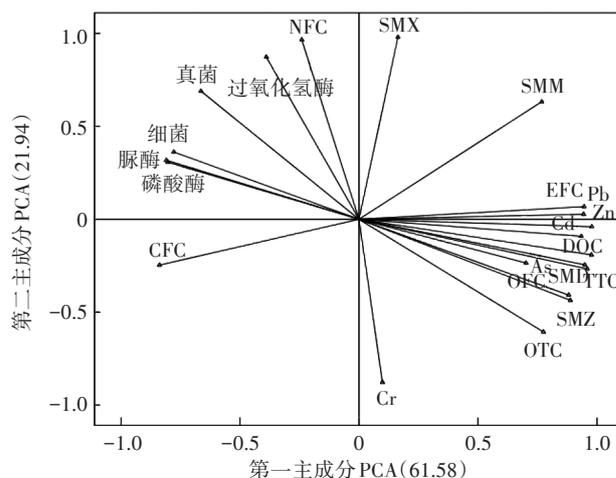


图6 土壤重金属、抗生素、微生物及酶主成分分析图

Figure 6 Soil heavy metals, antibiotics, microorganisms and enzyme principal components analysis

抗生素的胁迫下,伴矿景天会分泌有机酸、氨基酸等物质,同时也吸收一部分重金属和抗生素,在C、N源增加和污染物质减少的环境中,微生物数量增加,酶活性也相应提高。土壤微生物数量和酶活性的增加能进一步促进重金属的吸收和抗生素的生物降解。有研究发现,大多数微生物带的阴离子型基因,在水溶液中呈负电性,能与土壤中带正电荷的离子结合,通过氧化-还原作用或烷基取代作用等,使重金属从一种状态转变为另一种状态,如 *Geosporillum bornseii* 在厌氧条件下,可以将 As^{5+} 还原成 As^{3+} ,促进了As的淋溶^[36]。在抗生素存在的环境中,微生物受到激活会分泌出一些降解酶,如 β -内酰胺酶等,进而通过修饰或水解作用使抗生素失活和降解^[37]。

3 结论

(1)利用伴矿景天修复重金属和抗生素复合污染土壤,修复后土壤中重金属Zn、Cd和Pb的总量显著降低,As和Cr总量无明显变化;土壤中四环素类抗生素,磺胺类的SMZ、SMM、SMD和喹诺酮类的OFC、EFC显著下降。

(2)在种植植物后,土壤微生物数量和酶活性相应增加,伴矿景天修复土壤变化幅度大于常规芹菜种植。

(3)重金属Zn、Cd、Pb、As和大部分抗生素都与土壤细菌、脲酶和磷酸酶呈负相关关系,复合污染抑制了土壤的生物活性,在植物修复下,随着重金属含量降低和抗生素的降解,土壤微生物数量、酶活性相应提高,生物活性增强。

参考文献:

- [1] Aust M, Godlinski F, Travis G R, et al. Distribution of sulfamethazine, chlortetracycline and tylosin in manure and soil of Canadian feedlots after subtherapeutic use in cattle[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3):1243-1251.
- [2] 刘君, 韩志强. 兽用抗生素的应用及监管对策[J]. *当代畜牧*, 2016(5):30-31.
LIU Jun, HAN Zhi-qiang. Application of veterinary antibiotics and regulatory countermeasures[J]. *Contemporary Animal Husbandry*, 2016(5):30-31.
- [3] 赵英姿, 徐振, 颜冬云, 等. 大环内酯类抗生素在土壤中的迁移转化与毒性效应分析[J]. *土壤*, 2014, 46(1):23-28.
ZHAO Ying-zi, XU Zheng, YAN Dong-yun, et al. Analysis of migration, transformation and toxic effects of macrolides antibiotics in soils[J]. *Soils*, 2014, 46(1):23-28.
- [4] Martinez J L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(11):2893-2902.
- [5] Kumar R R, Park B J, Cho J Y. Application and environmental risks of livestock manure[J]. *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*, 2013, 56(5):497-503.
- [6] 刘艳萍, 刘鸿雁, 吴龙华, 等. 贵阳市某蔬菜地养殖废水污灌土壤重金属、抗生素复合污染研究[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(3):1074-1082.
LIU Yan-ping, LIU Hong-yan, WU Long-hua, et al. Co-contamination of heavy metals and antibiotics in soils under husbandry wastewater irrigation in Guiyang City[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(3):1074-1082.
- [7] 刘伟, 王慧, 陈小军, 等. 抗生素在环境中降解的研究进展[J]. *动物医学进展*, 2009, 30(3):89-94.
LIU Wei, WANG Hui, CHEN Xiao-jun, et al. Progress on degradation of antibiotics in environment[J]. *Progress in Veterinary Medicine*, 2009, 30(3):89-94.
- [8] 赵方凯, 杨磊, 乔敏, 等. 土壤中抗生素的环境行为及分布特征研究进展[J]. *土壤*, 2017, 49(3):428-436.
ZHAO Fang-kai, YANG Lei, QIAO Min, et al. Environmental behavior and distribution of antibiotics in soils: A review[J]. *Soils*, 2017, 49(3):428-436.
- [9] 陈小洁, 李凤玉, 郝雅宾. 两种水生植物对抗生素污染水体的修复作用[J]. *亚热带植物科学*, 2012, 41(4):1-7.
CHEN Xiao-jie, LI Feng-yu, HAO Ya-bin. The preliminary exploration of remediation the antibiotics polluted water by two hydrophytes[J]. *Subtropical Plant Science*, 2012, 41(4):1-7.
- [10] 裴孟, 梁玉婷, 易良银, 等. 黑麦草对土壤中残留抗生素的降解及其对微生物活性的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(5):3179-3186.
PEI Meng, LIANG Yu-ting, YI Liang-yin, et al. Degradation of residual antibiotics in soils by ryegrass and its effect on microbial activity[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(5):3179-3186.
- [11] 潘澄, 滕应, 骆永明, 等. 紫花苜蓿、海州香薷及伴矿景天对多氯联苯与重金属复合污染土壤的修复作用[J]. *土壤学报*, 2012, 49(5):1062-1067.
PAN Cheng, TENG Ying, LUO Yong-ming, et al. Effects of *Medicago sativa*, *Elsholtzia splendens* and *Sedum plumbizincicola* remedying soils contaminated with both polychlorinated biphenyls and heavy metals[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(5):1062-1067.
- [12] 能凤娇, 吴龙华, 刘鸿雁, 等. 芹菜与伴矿景天间作对污泥农用锌镉污染土壤化学与微生物性质的影响[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(5):1428-1434.
NENG Feng-jiao, WU Long-hua, LIU Hong-yan, et al. Effects of intercropping *Sedum plumbizincicola* and apium *graceolens* on the soil chemical and microbiological properties under the contamination of zinc and cadmium from sewage sludge application[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(5):1428-1434.
- [13] 李立平, 田会阳, 卢一富, 等. 添加剂对伴矿景天修复石灰性铅冶炼污染土壤的影响[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(6):1858-1865.
LI Li-ping, TIAN Hui-yang, LU Yi-fu, et al. Influence of amendments on *Sedum plumbizincicola* phytoextraction of metals from a lead-smelting polluted calcareous soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*

- ae, 2015, 35(6):1858-1865.
- [14] Huang Y J, Cheng M M, Li W H, et al. Simultaneous extraction of four classes of antibiotics in soil, manure and sewage sludge and analysis by liquid chromatography-tandem mass spectrometry with the isotope-labelled internal standard method[J]. *Analytical Methods*, 2013, 5(15):3721-3731.
- [15] 袁丽红. 微生物学实验[M]. 北京:化学工业出版社, 2010.
YUAN Li-hong. Laboratory experiments in microbiology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2010.
- [16] 李振高. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京:科学出版社, 2008.
LI Zhen-gao. Soil and environmental microbiology research[M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [17] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京:北京农业出版社, 1986.
GUAN Song-yin. Soil enzyme and its research method[M]. Beijing: Beijing Agricultural University Press, 1986.
- [18] Schinner F, Hlinger R, Kandeler E, et al. Methods in soil biology[M]. Berlin: Springer 2 Verlag, 1996.
- [19] 章家恩. 生态学常用实验研究方法与技术[M]. 北京:化学工业出版社, 2007.
ZHANG Jia-en. Common experimental research methods and techniques in ecology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2007.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
LU Ru-kun. Soil agricultural analysis protocols[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [21] Davidson C M, Duncan A L, Littlejohn D, et al. A critical evaluation of the three-stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially-contaminated land[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1998, 363(1):45-55.
- [22] 程晨. 镉污染酸性红壤植物吸取与钝化修复长效性研究[D]. 贵阳:贵州大学, 2017.
CHENG Chen. Long-acting study on absorption and passivation of cadmium-contaminated acid red soil[D]. Guiyang: Guizhou University, 2017.
- [23] 汤贝贝, 张振华, 卢信, 等. 养殖废水中抗生素的植物修复研究进展[J]. 江苏农业学报, 2017, 33(1):224-232.
TANG Bei-bei, ZHANG Zhen-hua, LU Xin, et al. Advances in phytoremediation of antibiotics in breeding wastewater[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2017, 33(1):224-232.
- [24] Muthusarayanan S, Sivarajasekar N, Vivek J S, et al. Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2018, 16:1339-1359.
- [25] Jean P S. Phytoremediation of soils contaminated by organic compounds: hype, hope and facts[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(5):1492-1502.
- [26] 郭欣妍, 王娜, 许静, 等. 5种磺胺类抗生素在土壤中的吸附和淋溶特性[J]. 环境科学学报, 2013, 33(11):3083-3091.
GUO Xin-yan, WANG Na, XU Jing, et al. Adsorption and leaching behavior of sulfonamides in soils[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(1):3083-3091.
- [27] 杨洋. 生物炭对氧四环素吸附热力学研究和对土壤持水性的影响[D]. 北京:中国地质大学, 2017.
YANG Yang. Study on thermodynamic adsorption of oxytetracycline on biochar and soil water-holding capacity under biochar amendment [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2017.
- [28] 沈秋悦, 曹志强, 朱月芳, 等. 重金属Cd污染对土壤微生物活性影响的研究[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(7):11-14, 24.
SHEN Qiu-yue, CAO Zhi-qiang, ZHU Yue-fang, et al. Experiment and analysis on microbial activity in contaminated soil of cadmium[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2016, 38(7):11-14, 24.
- [29] Dotaniya M L, Rajendiran S, Dotaniya C K, et al. Microbial assisted phytoremediation for heavy metal contaminated soils[M]. *Phytobiot and Ecosystem Restitution*, 2018:295-317.
- [30] 李影, 陈明林. 节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(21):5949-5957.
LI Ying, CHEN Ming-lin. Effects of the inhabitation by *Hippochaete ramosissimum* on heavy metal speciations and enzyme activities in copper mine tailing soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(21):5949-5957.
- [31] 张昀, 可欣, 关连珠, 等. 镉对土壤脲酶动力学特征的影响[J]. 沈阳农业大学学报, 2010, 41(3):299-303.
ZHANG Jun, KE Xin, GUAN Lian-zhu, et al. Effect of cadmium on dynamics of soil urease[J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2010, 41(3):299-303.
- [32] 陈素华, 孙铁珩, 周启星, 等. 微生物与重金属间的相互作用及其应用研究[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2):239-242.
CHEN Su-hua, SUN Tie-heng, ZHOU Qi-xing, et al. Interaction between microorganisms and heavy metals and its application[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(2):239-242.
- [33] 刘元望, 李兆君, 冯瑶, 等. 微生物降解抗生素的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):212-224.
LIU Yuan-wang, LI Zhao-jun, FENG Yao, et al. Research progress in microbial degradation of antibiotics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2):212-224.
- [34] 傅海霞, 刘怡, 董志英, 等. 抗生素与重金属复合污染的生态毒理效应研究进展[J]. 环境工程, 2016, 34(4):60-63, 104.
FU Hai-xia, LIU Yi, DONG Zhi-ying, et al. Progress in research on ecological toxicity of combined pollution of antibiotics and heavy metals[J]. *Environmental Engineering*, 2016, 34(4):60-63, 104.
- [35] 陈智学, 谷洁, 高华, 等. 土霉素对堆肥过程中酶活性和微生物群落代谢的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(21):6957-6966.
CHEN Zhi-xue, GU Jie, GAO Hua, et al. Effect of oxytetracycline (OTC) on the activities of enzyme and microbial community metabolic profiles in composting[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(21):6957-6966.
- [36] 段伦超, 王凤贺, 赵斌, 等. 紫外光照下盐酸环丙沙星的光解性能[J]. 环境科学, 2016, 37(1):198-207.
DUAN Lun-chao, WANG Feng-he, ZHAO Bin, et al. Photodegradation of ciprofloxacin hydrochloride in the aqueous solution under UV [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(1):198-207.
- [37] 唐婷. 磺胺二甲基嘧啶与常见重金属的络合及其对镉在针铁矿上吸附行为的影响[D]. 广州:华南理工大学, 2016.
TANG Ting. Interactions of sulfamethazine with selected heavy metals and the influence on Cd(II) sorption onto goethite[D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2016.