

超富集植物与能源植物间作对Cd、Pb、Zn累积的影响

张杏锋, 吴萍, 冯健飞, 郭越宏, 高波

引用本文:

张杏锋, 吴萍, 冯健飞, 等. 超富集植物与能源植物间作对Cd、Pb、Zn累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(7): 1481–1491.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1415>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

间作对莎草与蚕豆体内铅镉锌化学形态分布的影响

于保港, 秦丽, 湛方栋, 祖艳群, 李博, 王吉秀, 李元

农业环境科学学报. 2018, 37(4): 621–631 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1483>

续断菊与蚕豆间作下土壤部分化学特征与Cd形态分布状况研究

谭建波, 湛方栋, 刘宁宁, 李元, 祖艳群

农业环境科学学报. 2016, 35(1): 53–60 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.01.007>

玉米与龙葵间作模式对植物生长及Cd富集特征的影响

闫仁俊, 韩磊, 赵亚萍, 林大松, 王雅君, 徐应明, 王瑞刚

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2162–2171 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0639>

皇竹草对酸与Cd污染农田土壤的治理效果及安全应用分析

谢华, 赵雪梅, 谢洲, 吴开庆, 李相林, 杨瑞刚, 彭波, 余孟好, 何金华

农业环境科学学报. 2016, 35(3): 478–484 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.03.010>

间作对伴矿景天与红背桂花生长及镉锌吸收的影响

关元静, 刘鸿雁, 孙曦, 朱仁凤, 赵婕, 张亚冰, 吴龙华

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 347–354 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0916>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

张杏锋, 吴萍, 冯健飞, 等. 超富集植物与能源植物间作对 Cd、Pb、Zn 累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(7): 1481–1491.

ZHANG X F, WU P, FENG J F, et al. Effects of intercropping on Cd, Pb, and Zn accumulation using hyperaccumulators and energy plants [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(7): 1481–1491.



开放科学 OSID

超富集植物与能源植物间作对 Cd、Pb、Zn 累积的影响

张杏锋^{1,2}, 吴萍^{1,2}, 冯健飞^{1,2}, 郭越宏^{1,2}, 高波^{3,4*}

(1. 桂林理工大学, 广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541004; 2. 桂林理工大学, 岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心, 广西 桂林 541004; 3. 桂林理工大学植物与生态工程学院, 广西 桂林 541004; 4. 桂林理工大学旅游与风景园林学院, 广西 桂林 541004)

摘 要: 间作模式是实现重金属污染土壤边修复边生产的重要措施。通过盆栽实验, 研究了超富集植物(少花龙葵、翅果菊)与能源植物(皇草、甜高粱)间作对 Cd、Pb、Zn 污染土壤修复的影响。结果表明, 间作对土壤有机质没有显著影响, 但能提高土壤中有效态 Cd、Pb、Zn 含量。与单作相比, 间作显著增加了少花龙葵和翅果菊的生物量, 而显著降低了两能源植物生物量。所有处理中, 少花龙葵与皇草间作处理显著提高了皇草地上部 Cd 和 Zn 含量, 翅果菊与皇草间作显著提高了两植物地上部 Cd 和 Zn 含量。此外, 翅果菊与皇草间作显著增加了单株植物地上部 Cd 和 Zn 的累积。单盆中 Cd 和 Zn 累积量最大的是翅果菊与皇草间作处理(Cd 为 $397.65 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$, Zn 为 $4169.42 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$), 其次为少花龙葵与皇草间作; 少花龙葵与皇草间作对 Pb 累积量最大(Pb 为 $158.28 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$), 翅果菊与皇草间作对 Pb 累积量为 $98.17 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 。研究表明, 翅果菊与皇草间作和少花龙葵与皇草间作可以显著提高 Cd、Pb、Zn 污染土壤的植物修复潜力。

关键词: 间作; 植物修复; 少花龙葵; 翅果菊; 能源植物; 重金属

中图分类号: X53; X173 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2021)07-1481-11 **doi:** 10.11654/jaes.2020-1415

Effects of intercropping on Cd, Pb, and Zn accumulation using hyperaccumulators and energy plants

ZHANG Xingfeng^{1,2}, WU Ping^{1,2}, FENG Jianfei^{1,2}, GUO Yuehong^{1,2}, GAO Bo^{3,4*}

(1. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Water Safety in Karst Area, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 3. College of Plant and Ecological Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 4. College of Tourism & Landscape Architecture, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: Intercropping is an important measure for phytoremediation coupled with agro-production. In this study, hyperaccumulators (*Solanum photeinocarpum* and *Pterocypsela indica*) and energy plants (*Pennisetum americanum* × *P. thyphoides* and *Sorghum bicolor*) were mutually intercropped in pots to study the effects of intercropping on the co-remediation of Cd-, Pb-, and Zn-contaminated soil. The results showed that intercropping had no significant effect on soil organic matter; however, it did increase the content of available Cd, Pb, and Zn. Compared to the respective monoculture, the dry weights of *Sol. photeinocarpum* and *Pt. indica* were significantly increased under intercropping; however, the biomasses of the two energy plants were significantly decreased. *Sol. photeinocarpum* intercropped with the *Pe.*

收稿日期: 2020-12-09 录用日期: 2021-03-24

作者简介: 张杏锋(1982—), 女, 博士, 研究员, 主要研究方向为环境污染治理。E-mail: zhangxf@glut.edu.cn

*通信作者: 高波 E-mail: gaobo@glut.edu.cn

基金项目: 广西自然科学基金项目(2018GXNSFAA138045); 广西科技重大专项(桂科 AA17204047); 广西高等学校高水平创新团队及卓越学者计划项目(桂财教函[2018]319号); 国家重点研发计划项目(2016YFD0800800); 广西矿冶与环境科学实验中心(KH2012ZD004)

Project supported: The Natural Science Foundation of Guangxi (2018GXNSFAA138045); The Science and Technology Major Project of Guangxi (GuikAA17204047); Program for High Level Innovation Team and Outstanding Scholar of Universities in Guangxi (GuiCaiJiaoHan[2018]319); National Key R&D Program of China (2016YFD0800800); The Guangxi Scientific Experiment Center of Mining, Metallurgy and Environment (KH2012ZD004)

americanum × *P. thyphoideum* treatment significantly increased the Cd and Zn content in the shoots of *Pe. americanum* × *P. thyphoideum*. *Pt. indica* intercropped with *Pe. americanum* × *P. thyphoideum* treatment significantly increased the Cd and Zn content in the shoots of the two plants. The accumulation of Cd and Zn in the shoots of the two plants was significantly increased by *P. indica* intercropped with *Pe. americanum* × *P. thyphoideum*. In a single pot, the maximum values of Cd and Zn accumulation were produced by *Pt. indica* intercropped with *Pe. americanum* × *P. thyphoideum* ($397.65 \mu\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$ for Cd and $4\ 169.42 \mu\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$ for Zn), followed by *Sol. photeinocarpum* intercropped with *Pe. americanum* × *P. thyphoideum*. Pb accumulation was the highest in *Sol. photeinocarpum* intercropped with *Pe. americanum* × *Pe. thyphoideum* ($158.28 \mu\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$ for Pb). Pb accumulation in the intercropping of *Pt. indica* and *Pe. americanum* × *P. thyphoideum* was $98.17 \mu\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$. Therefore, *Pt. indica* intercropped with *Pe. americanum* × *P. thyphoideum* and *Sol. photeinocarpum* intercropped with *Pe. americanum* × *Pe. thyphoideum* can improve the phytoremediation efficiency of Cd-, Pb-, and Zn-contaminated soils.

Keywords: intercropping; phytoremediation; *Solanum photeinocarpum*; *Pterocypsela indica*; energy plants; heavy metals

土壤重金属污染问题已经成为危害农业生产和人类健康的全球性环境问题^[1-2]。《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国土壤Cd、Pb、Zn等重金属污染严重^[3]。植物修复技术作为目前国内外重金属污染土壤修复的有效方法和主流方向,已经成为土壤重金属污染修复的关键技术之一^[4-5],而超富集植物作为植物修复技术的核心载体,在清除土壤重金属污染物的过程中发挥了关键作用^[6-7],但也存在一些局限性,例如大部分超富集植物植株矮小、生物量低、生长缓慢、需要的修复时间较长,往往是数年甚至数十年^[8-10]。

为了克服植物修复技术的不足,近年来发展的植物间作修复技术得到了广泛的研究与应用^[11-12]。间作源自农业的立体种植,是指在同一土地上按照不同比例种植不同种类农作物的种植方式,通过提高养分、光、水等物质利用效率,从而提高作物产量和作物质量^[13-15]。许多研究表明,间作能够促进或者抑制植物对重金属的吸收。间作的植物不同,可能会出现协同效应或者拮抗效应^[16-17]。例如,Cd超富集植物龙葵与茄子间作可以增强龙葵对Cd的吸收,同时降低茄子对Cd的吸收^[17]。向日葵与蒜间作可以降低蒜苗中的重金属浓度^[18]。菊苣、籽粒苋、三叶草、紫花苜蓿及紫云英与空心菜间作会提高空心菜茎叶Cd含量,但是高丹草、苏丹草、狼尾草与空心菜间作会显著降低空心菜茎叶Cd含量^[19]。

能源植物通常是指利用光能效率高、具有合成较高还原性烃的能力、可产生接近石油成分和可替代石油使用的产品的植物以及富含油脂、糖类、淀粉类、纤维素等的植物^[20]。目前关于能源植物对重金属污染土壤修复潜力的研究正在积极开展^[21-24]。研究表明,甜高粱(*Sorghum dochna*)^[25]、皇草(*Pennisetum americanum* × *P. thyphoideum*)^[26]、芒草(*Miscanthus*

sinensis)^[27]等能源植物均对重金属具有较强的耐性和富集能力。在重金属污染土壤同时种植超富集植物与能源植物,不仅能够通过生态位互补作用更好地利用土壤养分和修复不同层次的土壤,还可以生产生物质获得经济效益,保证植物修复的经济可持续性,达到边修复边生产的目的。

目前关于超富集植物与能源植物的间作对重金属污染土壤修复潜力的研究鲜见报道。少花龙葵(*Solanum photeinocarpum*)生长速度快、适应能力强、种植简单,且对Cd有极强的耐性及较高的富集能力^[11]。翅果菊(*Pterocypsela indica*)是近年来西南地区常见高生物量牧草,在此前的Cd超富集植物筛选实验中发现其为一种潜在的Cd超富集植物^[28]。皇草(*Pennisetum americanum* × *P. thyphoideum*)是由南美洲象草与非洲狼尾草杂交选育而成的三倍体多年生直立丛生刈割型禾本科能源植物,对Cd、Pb、Zn污染土壤具有修复潜力^[26,29]。甜高粱(*Sorghum bicolor*)因其具有生长迅速、抗逆性强、乙醇转化率高等特点而成为一种优良的饲料作物、糖料作物和可再生能源植物,并对多种重金属具有很强的吸收能力,被认为是最具开发潜力的能源植物之一^[30]。本研究以广西壮族自治区桂林市阳朔县思的村铅锌尾矿附近的Cd、Pb、Zn复合污染农田土为研究对象,选用少花龙葵、翅果菊与能源植物皇草、甜高粱进行间作,研究间作对Cd、Pb、Zn累积的影响,找出修复Cd、Pb、Zn污染农田土壤的最佳间作组合。

1 材料与方法

1.1 实验材料

供试植物:少花龙葵和翅果菊种子采自野外;皇草购买于江西省新余市江西稻草人农业园;甜高粱品

种为大力士,购买于河北省邢台市恒力种子有限公司。

供试土壤:采自广西壮族自治区桂林市阳朔县思的村铅锌尾矿附近重金属污染农田,其理化性质为:pH 7.47,有机质 4.35%,全 N $2.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 P $301.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 K $15.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Cd $12.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Pb $699 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Zn $1104 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。与《土壤环境质量标准 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)的筛选值相比,实验用土中 Cd、Pb、Zn 含量分别超标 20.3、4.9 倍和 4.4 倍,因此,实验用土 Cd 污染最为严重,同时存在一定程度的 Pb 与 Zn 污染。

1.2 实验设计

本实验设 8 个处理:少花龙葵单作(SP-M)、翅果菊单作(PI-M)、皇草单作(PP-M)、甜高粱单作(SB-M)、少花龙葵与皇草间作(少花龙葵+皇草,SP/PP)、少花龙葵与甜高粱间作(少花龙葵+甜高粱,SP/SB)、翅果菊与皇草间作(翅果菊+皇草,PI/PP)、翅果菊与甜高粱间作(翅果菊+甜高粱,PI/SB)。每组处理设 4 个重复。

采用温室种植实验,取 0~30 cm 表层土壤,自然风干后过 1 cm 筛,装入塑料盆(上、下口径分别为 22、18 cm,高 24 cm),每盆 4 kg 土壤,浇水,稳定 7 d 后播种。待植株长出 4 片真叶后进行间苗定植,其中少花龙葵、翅果菊单作每盆留苗 6 株,株距为 5 cm;能源植物每盆留苗 2 株,株距为 10 cm,间作时少花龙葵、翅果菊留苗 3 株,能源植物留苗 1 株,株距为 5 cm。每种植物的生长周期为 3 个月,生长温度为 $25 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (白天)和 $16 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (夜晚),种植期间定期浇水,使土壤含水量保持在田间含水率的 70% 左右,观察其生长状况。

1.3 指标测定

1.3.1 土壤基本理化性质及重金属有效态测定

土壤有机质测定参考鲍士旦《土壤农化分析》^[31],采用水合热重铬酸钾氧化-比色法。土壤 Cd、Pb、Zn 总量采用美国环保局(USEPA)推荐的 $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ 的电热板加热湿法消解体系(USEPA 3050B)进行消解,土壤有效态 Cd、Pb、Zn 含量采用 DTPA 法浸提。

1.3.2 植物生长指标

植株收获后,用直尺测定各植物株高和根长,将植物分解成根、地上部分,用去离子水将植物反复清洗 3 遍,之后将植物鲜样置于烘箱内, $105 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 杀青 30 min, $70 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒质量,称量得到植物根、地上部生物量。

1.3.3 植物中 Cd、Pb、Zn 含量测定

使用粉碎机将根、茎、叶干样粉碎,植物各部分

Cd、Pb 和 Zn 含量采用美国环保局(USEPA)推荐的 $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ 的电热板加热湿法消解体系(USEPA 3050B)进行消解测定,并计算各植物对土壤的富集系数、转运系数、植物重金属累积量及植物修复时间,其公式为:

富集系数=地上部分的重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)/土壤重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

转运系数=地上部的重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)/根部的重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

植物地上部重金属累积量=茎重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) $\times$ 茎生物量(g)+叶重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) $\times$ 叶生物量(g)

植物根部重金属累积量=根重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) $\times$ 根生物量(g)

假设修复植物 1 a 可以刈割 3 次,则植物修复时间=(需降低的土壤重金属浓度 $\times$ 土质量)/(植物地上部重金属累积量 $\times 3$)

1.4 数据处理

所有数据使用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行整理和统计分析,新复极差法(Duncan 法)进行均值比较和差异显著性检验($P < 0.05$),使用 Origin 8.5 作图。

2 结果与分析

2.1 土壤有机质

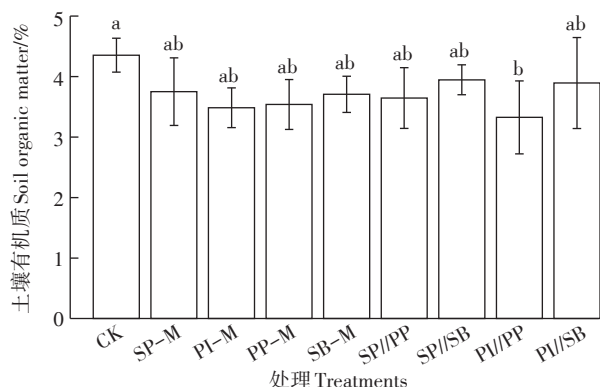
如图 1 所示,与无植物对照相比,仅翅果菊+皇草中土壤有机质含量显著下降;而单间作处理间没有显著差异。总体来说,各处理中土壤有机质含量较对照组下降,主要是植物生长过程中需要消耗土壤中的营养物质,有机质含量会发生改变。

2.2 土壤 Cd、Pb、Zn 有效态含量

由图 2 可知,与对照相比,能源植物皇草、甜高粱单作后土壤 Cd、Pb 和 Zn 有效态含量显著下降,少花龙葵和翅果菊的单作无显著差异;少花龙葵+皇草处理后土壤 Cd、Pb 和 Zn 有效态含量均高于皇草单作,但与少花龙葵单作没有显著差异;少花龙葵+甜高粱处理后土壤 Pb 有效态含量明显高于甜高粱单作;翅果菊+皇草处理土壤 Cd 有效态含量高于皇草单作;而翅果菊+甜高粱处理仅土壤 Zn 有效态含量高于甜高粱单作。4 种间作的土壤 Cd、Pb、Zn 有效态含量均高于两单作或介于两单作之间。

2.3 植物生长参数

由表 1 可知,重金属污染土壤胁迫下超富集植物和能源植物均能正常生长,表现出 4 种植物对 Cd、Pb



平均值±标准误差($n=4$),不同字母表示各处理间差异显著($P<0.05$)。下同
Mean $\pm$ standard error ($n=4$), different letters indicate significant difference among treatments ($P<0.05$). The same below

图1 不同处理下土壤有机质含量

Figure 1 Soil organic matter content under different treatments

和Zn的耐受能力。与单作相比,少花龙葵+皇草和少花龙葵+甜高粱处理中植物的株高均显著下降,显著增加少花龙葵地上部和根部的生物量,降低了皇草和甜高粱的生物量;对于翅果菊,翅果菊+皇草和翅果菊+甜高粱处理显著增加了其地上部和根部的生物量,而皇草和甜高粱地上部生物量均显著下降,且植物株高均显著下降。但间作对植物根长均无显著影响。

总体而言,间作能显著增加少花龙葵和翅果菊的总生物量,但显著降低能源植物皇草和甜高粱的地上部生物量,间作处理下各植物株高均显著下降。

2.4 植物Cd、Pb、Zn含量

图3为不同处理下植物Cd、Pb、Zn的含量变化。由图3(A)、图3(B)可知,少花龙葵+皇草处理后显著增加了皇草地上部Cd含量,为单作的5.19倍,对少花龙葵Cd含量没有显著影响;少花龙葵+甜高粱处理后少花龙葵和甜高粱地上部Cd含量均显著增加,分别为单作的1.34倍和3.95倍;与单作相比,翅果菊+皇草处理后两者地上部Cd含量显著增加,分别为单作的2.74倍和5.22倍,根部Cd含量分别为单作的3.19倍和2.45倍;翅果菊+甜高粱处理植物Cd含量较单作均无显著差异。

由图3(C)、图3(D)可知,少花龙葵与翅果菊间作处理后植物的Pb含量较单作均无显著性差异。而少花龙葵+皇草处理降低了皇草根部Pb含量,降幅为54.4%;翅果菊+甜高粱处理下甜高粱地上部Pb含量为单作的1.56倍。

由图3(E)、图3(F)可知,与单作相比,间作处理

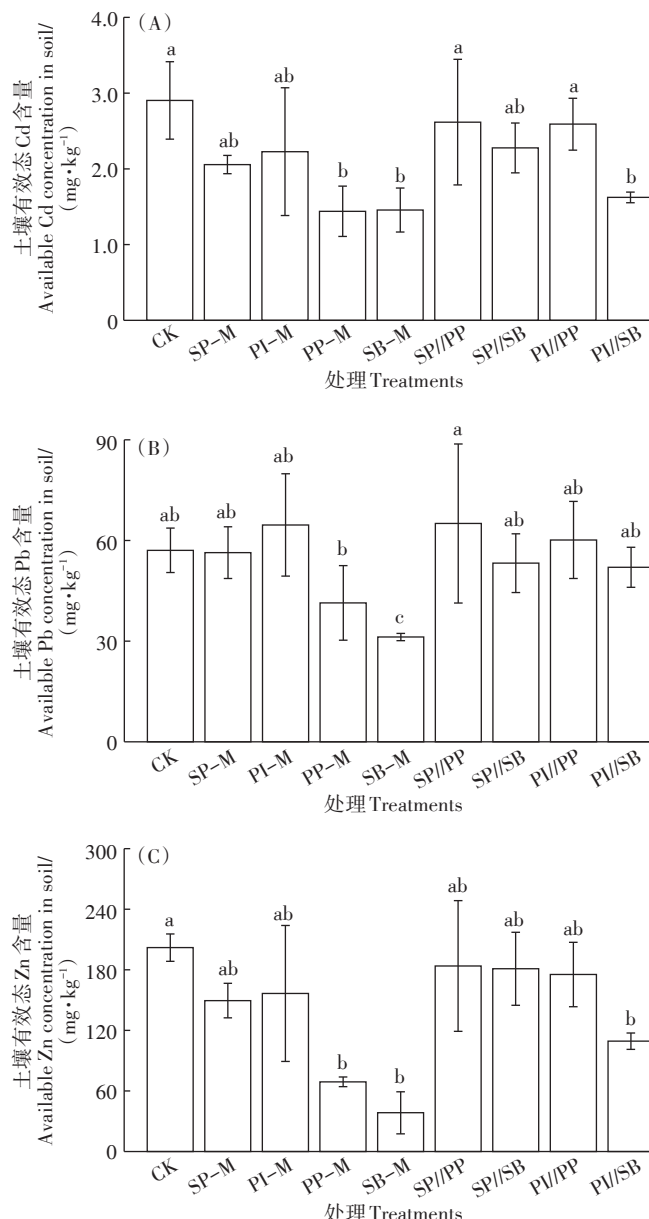


图2 不同处理下土壤Cd、Pb、Zn有效态含量

Figure 2 Contents of Cd, Pb and Zn in soil under different treatments

对少花龙葵Zn的吸收没有显著差异;少花龙葵+皇草处理后显著增加了皇草地上部Zn含量,为单作的2.85倍;少花龙葵+甜高粱处理后甜高粱地上部和根部Zn含量分别为单作的2.19倍和1.88倍;翅果菊+皇草处理后两者地上部Zn含量显著增加,分别为单作的2.49倍和2.55倍,且翅果菊根部Zn含量为单作的2.03倍。

2.5 植物对Cd、Pb、Zn的富集系数和转运系数

从表2可看出,间作提高了各植物对Cd的富集系数(BCF),对Pb、Zn的BCF没有明显影响,但各处

表1 不同处理条件下植物的生长参数

Table 1 Plant growth parameters under different treatment conditions

植物 Plants	处理 Treatments	株高 Plant height/cm	根长 Root length/cm	地上部生物量 Shoot biomass/(g·株 ⁻¹)	根部生物量 Root biomass/(g·株 ⁻¹)
少花龙葵	SP-M	82.33±5.13a	25.70±3.15a	2.49±0.14b	0.56±0.13b
	SP//PP	62.33±7.02b	31.80±5.57a	4.34±0.15a	0.74±0.12b
	SP//SB	73.33±6.11ab	24.80±3.66a	4.81±0.43a	1.03±0.14a
翅果菊	PI-M	73.67±3.79a	24.13±1.68a	2.11±0.10b	0.56±0.10b
	PI//PP	76.00±7.21a	23.37±4.26a	4.21±0.11a	0.97±0.07a
	PI//SB	69.00±7.94a	24.47±4.10a	4.20±0.36a	1.26±0.25a
皇草	PP-M	134.67±1.53a	47.33±10.06a	36.36±3.50a	6.63±0.50a
	SP//PP	100.00±2.65b	42.67±6.51a	24.12±1.11b	6.74±0.28a
	PI//PP	101.67±21.01b	46.00±14.18a	21.95±4.52b	6.45±0.49a
甜高粱	SB-M	147.67±6.66a	49.33±22.03a	40.06±6.71a	6.00±0.55a
	SP//SB	83.33±18.04b	46.00±7.21a	25.70±9.39b	6.37±1.30a
	PI//SB	73.33±7.09b	60.00±3.46a	15.98±3.91b	5.73±1.05a

注:平均值±标准误差(n=4),同列不同字母表示各处理间差异显著(P<0.05)。下同。

Note: Mean ± standard error (n=4), different letters in the same column indicate significant difference among treatments (P<0.05). The same below.

表2 不同处理下植物对Cd、Pb、Zn的富集系数及转运系数

Table 2 BCF and TF of Cd, Pb and Zn by plants in different treatments

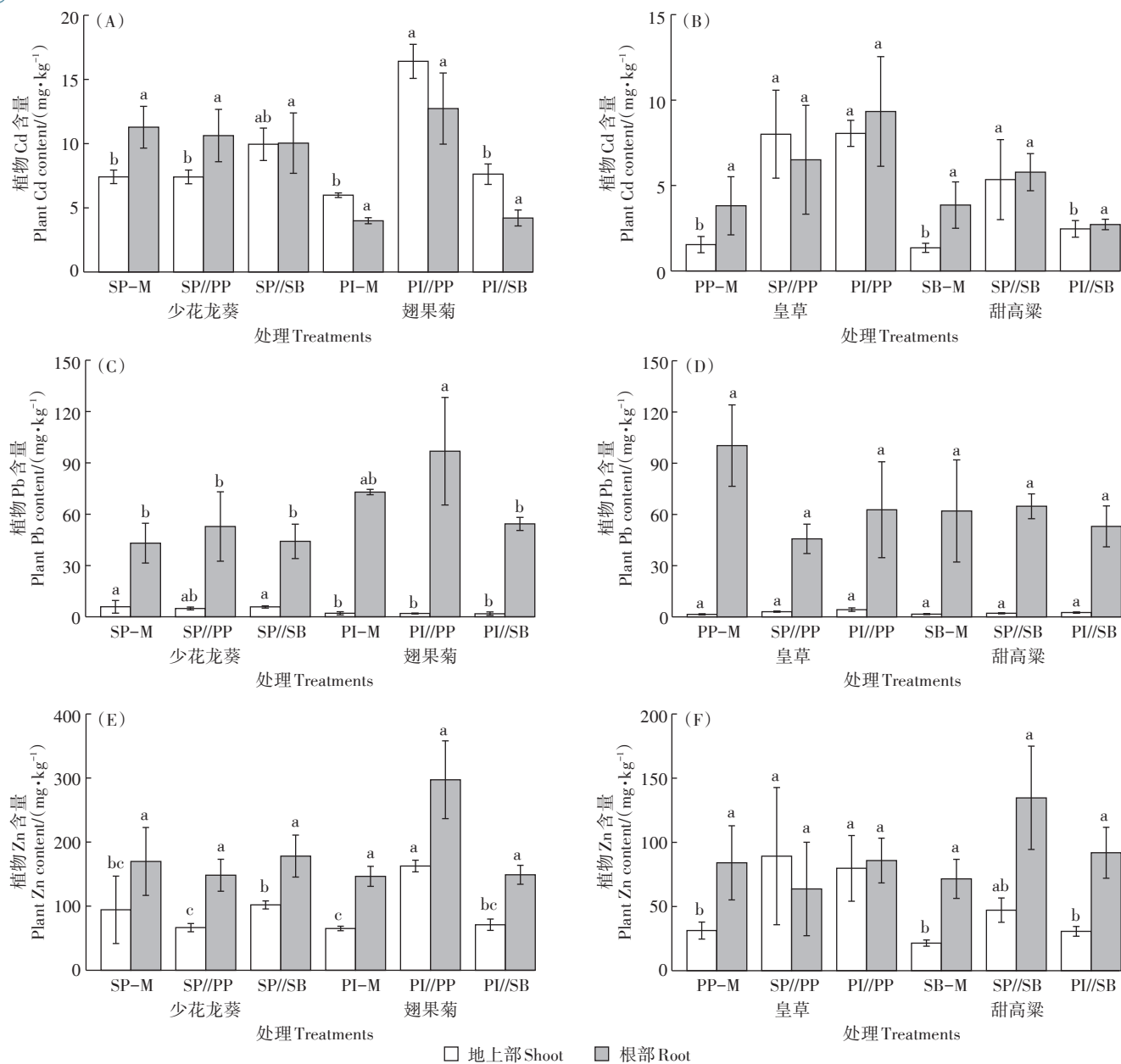
植物 Plants	处理 Treatments	Cd		Pb		Zn	
		BCF	TF	BCF	TF	BCF	TF
少花龙葵	SP-M	0.607	0.666	0.008	0.134	0.085	0.551
	SP//PP	0.606	0.707	0.007	0.103	0.060	0.453
	SP//SB	0.814	1.014	0.008	0.135	0.092	0.589
翅果菊	PI-M	0.490	1.501	0.003	0.029	0.059	0.447
	PI//PP	1.343	1.318	0.003	0.022	0.147	0.557
	PI//SB	0.624	1.820	0.003	0.033	0.064	0.481
皇草	PP-M	0.126	0.432	0.002	0.015	0.028	0.960
	SP//PP	0.655	0.929	0.004	0.068	0.081	1.797
	PI//PP	0.659	1.317	0.006	0.074	0.072	0.920
甜高粱	SB-M	0.111	0.364	0.002	0.032	0.019	0.313
	SP//SB	0.437	0.943	0.003	0.034	0.043	0.370
	PI//SB	0.202	0.906	0.004	0.050	0.028	0.348

理组的BCF均小于1。间作有效促进了植物对Cd和Zn的转运,而对Pb的转运影响较小;翅果菊Cd的转运系数(TF)均大于1,其余植物的TF大部分小于1。

2.6 植物地上部Cd、Pb、Zn累积量

图4为不同处理下单株植物地上部Cd、Pb和Zn的累积量变化。少花龙葵与皇草和甜高粱间作能显著增加3种植物地上部Cd累积量,其中少花龙葵+皇草地上部Cd累积量分别是少花龙葵和皇草单作的1.74倍和3.36倍;少花龙葵+甜高粱处理的地上部Cd累积量分别是两者单作处理的2.60倍和2.45倍;与单作相比,翅果菊的间作处理也存在明显的差异,其中

翅果菊+皇草处理的地上部Cd累积量分别是两者单作处理的5.37倍和3.12倍;翅果菊+甜高粱地上部Cd累积量是翅果菊单作的2.51倍。而间作对植物地上部Pb和Zn的累积存在不同的影响,如少花龙葵+甜高粱处理的地上部Pb和Zn累积量是少花龙葵单作处理的1.94倍和2.11倍;翅果菊+皇草处理的Zn累积量是翅果菊单作处理的4.91倍;而翅果菊+甜高粱处理的Zn累积量是翅果菊单作处理的2.16倍。因此,各间作都能显著提高少花龙葵、翅果菊和能源植物皇草、甜高粱的单株地上部Cd累积,对植物地上部Pb和Zn的累积影响存在差异。



不同字母表示同一部位不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)

Different letters indicate significant difference among different treatments in the same part ($P < 0.05$)

图3 不同处理下植物的Cd、Pb、Zn含量

Figure 3 Cd, Pb and Zn content of plants under different treatments

在所有处理中,单盆中Cd的累积量均存在显著差异 ($P < 0.05$) (图5A)。不同处理下,4种植物中Cd累积量在 $76.76 \sim 397.65 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$, Pb累积量在 $26.85 \sim 158.28 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$, Zn累积量在 $834.90 \sim 4169.42 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 。翅果菊+皇草处理时,对Cd ($397.65 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$)和Zn ($4169.42 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$)的累积量最大,其次为少花龙葵+皇草处理;同时少花龙葵+皇草处理对Pb ($158.28 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$)累积量最大,翅果菊+皇草对Pb累积量为 $98.17 \mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 。

2.7 达到修复目的所需时间

根据国家土壤环境质量标准《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)规定,使用1.3.3中植物修复时间计算公式计算了土壤Cd、Pb和Zn达到农用土壤的风险筛选值时所需修复时间。由图6比较可知,翅果菊+皇草处理所需修复时间最短(39 a),其次为少花龙葵+皇草处理(57 a)。因此,翅果菊与皇草间作和少花龙葵与皇草间作处理可应用于Cd、Pb、Zn污染土壤的修复。

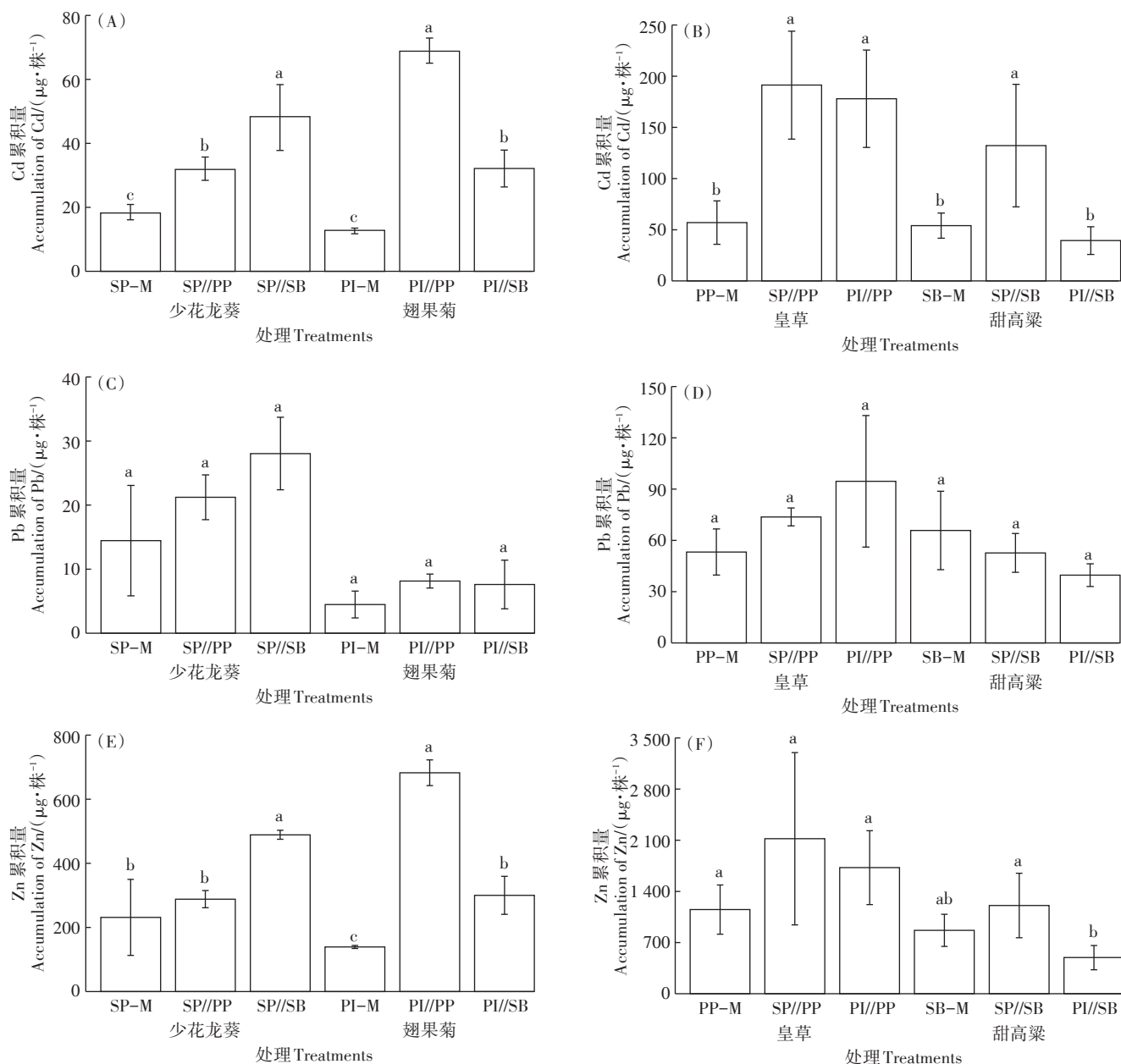


图4 不同处理下单株植物地上部Cd、Pb、Zn累积量

Figure 4 Cd, Pb and Zn accumulation in the shoot of single plant under different treatments

3 讨论

间作组合的不同会对土壤的理化性质产生不同程度的影响^[32-33]。本研究有机质含量下降,主要是植物生长过程中需要消耗土壤中的营养物质,但可能由于4种植物对生长环境需求的复杂性,各处理间有机质含量没有显著性差异。间作处理下植物之间的相互作用可能会促进根系分泌有机酸或酶类物质,与重金属结合形成复合物,以提高或降低重金属的生物有效性^[34-36]。ZHAN等^[37]研究了续断菊与蚕豆间作对

Cd、Pb积累的影响,单作蚕豆后土壤有效态Cd含量降低,有效态Pb含量无明显变化,而两者间作后土壤Cd和Pb的有效态含量均显著降低。3种Cd积累植物互相间作时,仅碎米芥和球序卷耳的间作显著提高土壤pH;小飞蓬和碎米芥间作后土壤有效Cd含量介于两单作之间,而小飞蓬和球序卷耳间作土壤有效态Cd含量仅显著高于小飞蓬单作^[38]。本研究中,单种两种Cd富集植物少花龙葵和翅果菊对土壤Cd、Pb和Zn有效态含量无显著影响,主要是由于在弱碱性条件下,富集植物会对根际土壤中的重金属产生活化作

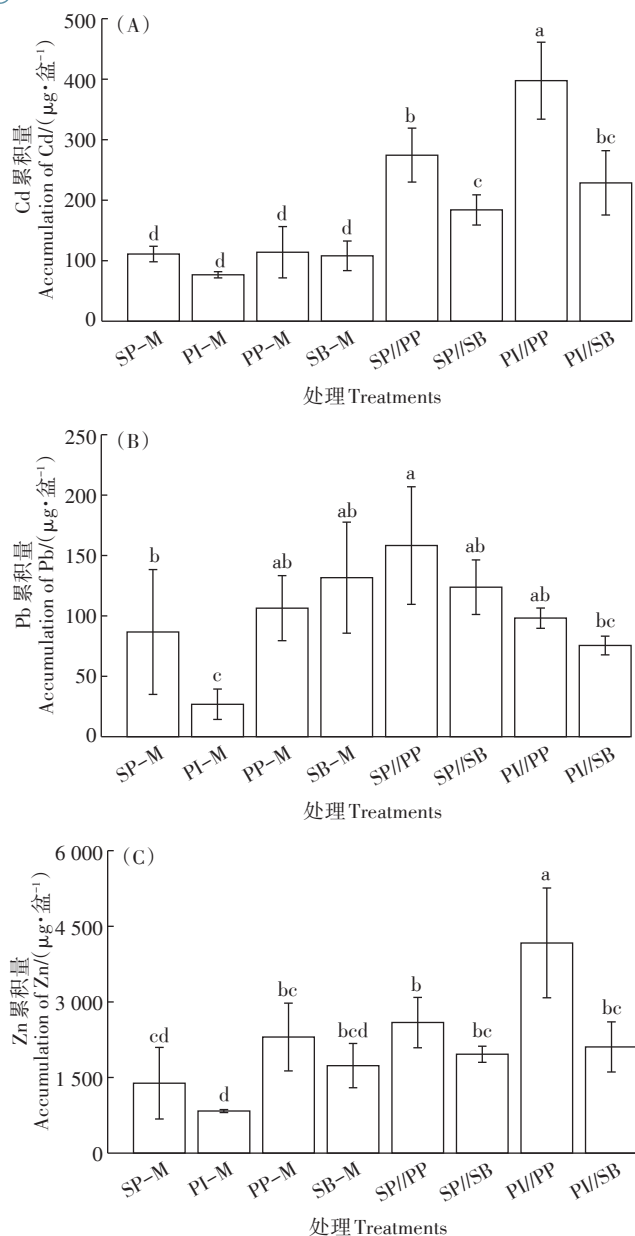


图5 不同处理下单盆植物地上部Cd、Pb、Zn累积量

Figure 5 Cd, Pb and Zn accumulation in the shoot of single pot under different treatments

用,使土壤中有有效态重金属含量增加^[39],而富集植物主要吸收土壤中有有效态重金属,两者叠加导致植物富集量增加。于保港等^[40]的研究中,蚕豆与莎草间作后,蚕豆根际土壤有效态Pb、Cd和Zn的含量显著增加,而体内Pb、Cd和Zn累积量显著降低。在本研究中能源植物单作显著降低了土壤重金属含量,表现出能源植物单作时对重金属的累积明显高于其他两种植物单作。

植物的生长状况和产量是反映土壤环境质量的重要指标^[41]。间作可能产生的效应是相互促进或相

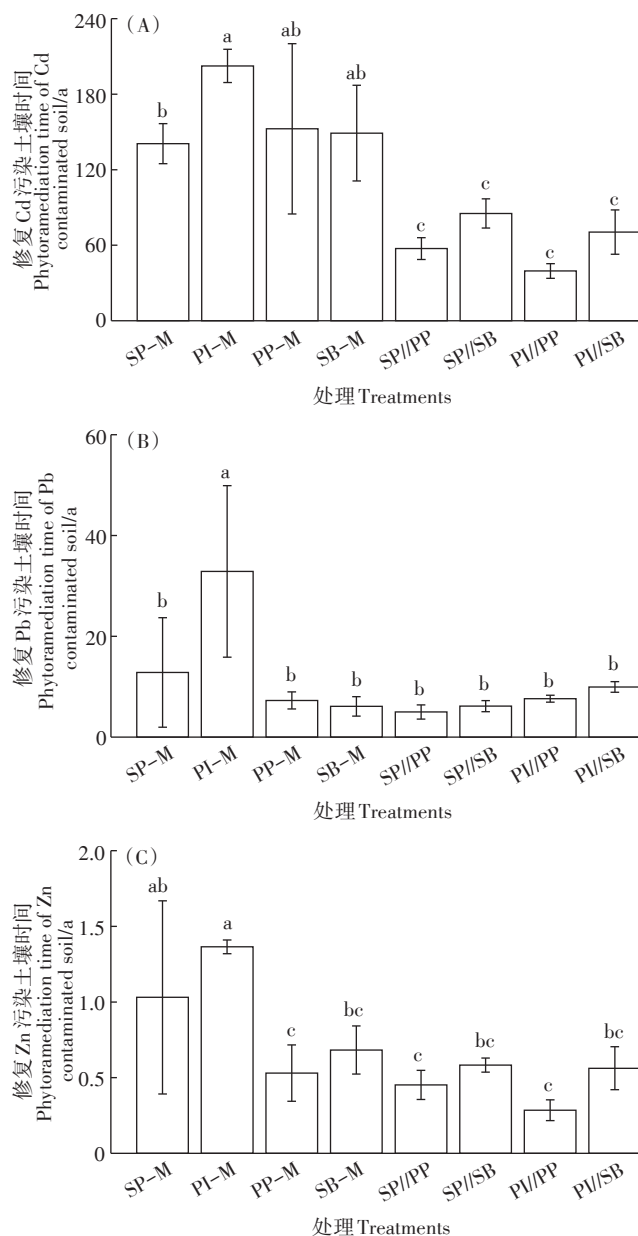


图6 达到修复目的所需时间

Figure 6 Time required for phytoremediation

互竞争,分析的指标不同,产生的结果也不同。本研究发现,4种植物在重金属污染土壤中生长速度较快,没有出现中毒症状,表明这些植物都能适应该受污染的土壤条件(表1)。间作使少花龙葵和能源植物株高下降,显著提高了少花龙葵和翅果菊的生物量,但显著降低了能源植物生物量。研究表明在间作中超富集植物竞争力强,而能源植物处于劣势,生长受抑制,可能是根的交错和对微量元素竞争的结果。类似的研究中花卉Cd富集植物(向日葵、硫华菊、凤仙花等)与葡萄间作,其中花卉植物充分利用了营养

等资源而抑制了葡萄的生长^[42];玉米和6种不同的豆科类植物间作,玉米生物量都有所下降^[43],表现了间作中植物种间对水和肥料等的竞争^[44]。

不同植物间作时,对重金属的吸收存在差异。与单作相比,间作可以改变植物根系环境,如不同种类和比例的根系分泌物,可能会直接固定或溶解土壤中的重金属,进而增加或减少植物对重金属的吸收^[45-47]。蒋成爱等^[48]发现超富集植物东南景天与玉米间作时,东南景天地上部Pb和Zn含量比单作增加13%~22%,同时显著增加了玉米的Pb含量,降低了玉米Cd和Zn的含量。伴矿景天与早竹间作后,伴矿景天地上部Cu含量上升,Cd和Zn含量下降,而早竹地上部Cd含量上升,Cu和Zn含量下降^[49]。本研究发现,所有处理中,少花龙葵+甜高粱的地上部Cd含量显著高于两植物单作处理,地上部Zn含量仅显著高于甜高粱单作;翅果菊+皇草的地上部Cd和Zn含量均显著高于其单作处理;而翅果菊+甜高粱间作提高了翅果菊地上部Pb含量,不同植物间作处理表现出较明显的差异。研究表明不同植物物种间作对重金属吸收的差异可能是由分泌物和酶的类型、数量和功能的变化引起的,也可能是由植物间和植物内对各种元素的竞争引起的^[50]。TF值越高,则吸收的重金属越能集中在易于收获的地上部,这类植物用于修复重金属污染的土壤优势越大^[51]。本研究中,单间作处理下翅果菊Cd的TF均大于1,表明翅果菊修复Cd污染的能力较高;间作提高了4种植物对Cd的转运能力,主要表现为4种植物对Cd较强的富集能力。但总体上,根部Cd、Pb、Zn含量明显高于地上部。VERKLEIJ等^[52]指出根系一般是植物储存金属的首选,与其他研究结果一致。

植物修复土壤重金属的效率主要由植物对重金属的累积量决定,而累积量决定于对重金属的吸收能力和生物量两个方面^[53]。重金属的累积在植物物种间和单个物种的栽培品种之间差异很大,并且受不同的间作组合的影响^[54-55]。在本研究中,大部分间作处理对单株Cd和Zn累积都有积极影响,然而,对单株Pb积累没有表现出规律性的变化(图5)。因此,不同物种间作也可能不会促进富集植物对重金属的积累。如3种Cd富集植物繁缕、牛繁缕和猪殃殃两两间作中,繁缕或牛繁缕和猪殃殃间作时不能显著提高植物对Cd的富集能力^[16]。单盆植物中地上部Cd和Zn的累积量最大的为翅果菊与皇草间作,其次为少花龙葵与皇草间作;单盆植物地上部Pb累积量最大为少花

龙葵与皇草间作。通过计算修复时间后发现(图6),翅果菊与皇草间作所需修复时间最短(39年),其次为少花龙葵与皇草间作处理(57年)。所以,翅果菊与皇草间作和少花龙葵与皇草间作可应用于Cd、Pb、Zn污染土壤的修复。

4 结论

(1)能源植物皇草和甜高粱单作显著降低了土壤Cd、Pb、Zn有效态含量,而两种Cd富集植物少花龙葵和翅果菊单作或与能源植物间作时,均对土壤Cd、Pb和Zn有一定的活化作用。

(2)与单作相比,间作显著促进了少花龙葵和翅果菊的生长,但抑制了能源植物皇草和甜高粱的生长。

(3)少花龙葵与甜高粱间作显著提高了两种植物地上部Cd含量,翅果菊与皇草间作显著提高了两种植物地上部Cd和Zn含量。

(4)翅果菊与皇草间作和少花龙葵与皇草间作处理能够实现边修复边生产的修复模式。

参考文献:

- [1] YAN D, HU X F, WU X H, et al. Affects of mining activities on Cd pollution to the paddy soils and rice grain in Hunan Province, Central South China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185 (12):9843-9856.
- [2] GU J F, ZHOU H, TANG H L, et al. Cadmium and arsenic accumulation during the rice growth period under *in situ* remediation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 171(4):451-459.
- [3] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 环境保护部,国土资源部, 2014. Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. National survey bulletin on soil pollution[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014.
- [4] HE B, YUN Z J, SHI J B, et al. Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58:134-140.
- [5] MARQUES A, RANGEL A, CASTRO P. Remediation of heavy metal contaminated soils: Phytoremediation as a potentially promising clean-up technology[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2009, 39(8):622-654.
- [6] 龙新宪, 杨肖娥, 倪吾钟. 重金属污染土壤修复技术研究的现状与展望[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6):757-762. LONG X X, YANG X E, NI W Z. Current situation and prospect on the remediation of soils contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(6):757-762.
- [7] DANH L T, TRUONG P, MAMMUCARI R, et al. A critical review of the arsenic uptake mechanisms and phytoremediation potential of *Pter-*

- is vittata[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2014, 16(5): 429-453.
- [8] WEI S H, ZHOU Q X, WANG X, et al. A newly-discovered Cd-hyper-accumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(1):33-38.
- [9] ZHANG X F, XIA H P, LI Z A, et al. Identification of a new potential Cd-hyperaccumulator *Solanum photeinocarpum* by soil seed bank-metal concentration gradient method[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189(1/2):414-419.
- [10] 张杏峰, 高波, 桂林理工大学. 一种治理土壤镉污染的植物修复方法:201810694274.3[P]. 2018-06-29. ZHANG X F, GAO B, Guilin University of Technology. A phytoremediation method for soil cadmium pollution:201810694274.3[P]. 2018-06-29.
- [11] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(6):881-893. LIAO X Y, CHEN T B, YAN X L, et al. Enhancement of heavy metal removal in phytoremediation of soils contaminated with heavy metals[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(6):881-893.
- [12] SHAHID M, AUSTRUY A, ECHEVARRIA G, et al. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metals: A review[J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2014, 23(4):389-416.
- [13] KUMAR G P, YADAV S K, THAWALE P R, et al. Growth of *Jatropha curcus* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and azotobacter: A greenhouse study[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(6):2078-2082.
- [14] WAN X M, LEI M, CHEN T B. Cost-benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 563:796-802.
- [15] LI C Y, HE X H, ZHU S S, et al. Crop diversity for yield increase[J]. *PLoS One*, 2009, 4(11):e8049.
- [16] LU Q, LI J, CHEN F, et al. Effects of mutual intercropping on the cadmium accumulation in accumulator plants *Stellaria media*, *Malachium aquaticum*, and *Galium aparine*[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 189:622.
- [17] TANG Y, HE J, YU X N, et al. Intercropping with *Solanum nigrum* and *Solanum photeinocarpum* from two ecoclimatic regions promotes growth and reduces cadmium uptake of eggplant seedlings[J]. *Pedosphere*, 2017, 27(3):638-644.
- [18] ZHANG Y, HU J L, BAI J F, et al. Intercropping with sunflower and inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi promotes growth of garlic chive in metal-contaminated soil at a WEEE-recycling site[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2019, 167:376-384.
- [19] 孟楠, 王萌, 陈莉, 等. 不同草本植物间作对Cd污染土壤的修复效果[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(7):2618-2624. MENG N, WANG M, CHEN L, et al. Remediation efficiency of Cd polluted soil by intercropping with herbaceous plants[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(7):2618-2624.
- [20] 于辉, 向佐湘, 杨知建. 草本能源植物资源的开发与利用[J]. *草业科学*, 2008, 25(12):46-50. YU H, XIANG Z X, YANG Z J. Development and utilization of herbaceous energy plant resources[J]. *Prata-cultural Science*, 2008, 25(12):46-50.
- [21] DASTYAR W, RAHEEM A, HE J, et al. Biofuel production using thermochemical conversion of heavy metal-contaminated biomass (HMCB) harvested from phytoextraction process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 358:759-785.
- [22] WITTERS N, MENDELSON R O, VAN S S, et al. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I : Energy production and carbon dioxide abatement[J]. *Biomass & Bioenergy*, 2012, 39:454-469.
- [23] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力[J]. *中国草地学报*, 2012, 34(1):59-64. HOU X C, FAN X F, WU J Y, et al. Potentiality of herbaceous bioenergy plants in remediation of soil contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2012, 34(1):59-64.
- [24] 余海波, 宋静, 骆永明, 等. 典型重金属污染农田能源植物示范种植研究[J]. *环境监测管理与技术*, 2011, 23(3):71-76. YU H B, SONG J, LUO Y M, et al. Field demonstration of energy plants production on heavy metal contaminated farm land[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2011, 23(3):71-76.
- [25] 薛忠财, 李纪红, 李十中, 等. 能源作物甜高粱对镉污染农田的修复潜力研究[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(4):1621-1627. XUE Z C, LI J H, LI S Z, et al. Study on the phytoremediation potential of energy crop sweet sorghum to Cd-contaminated agriculture soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(4):1621-1627.
- [26] ZHANG X F, ZHANG X H, GAO B, et al. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of an energy crop, king grass (*Pennisetum americanum* × *P. purpureum*) [J]. *Biomass & Bioenergy*, 2014, 67:179-187.
- [27] 李勤奋, 杜卫兵, 李志安, 等. 金属矿区芒草种群对重金属的积累及其与土壤特性的关系[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(3):255-258. LI Q F, DU W B, LI Z A, et al. Heavy metals accumulation in mining area's *Miscanthus sinensis* populations and its relationship with soil characters[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(3):255-258.
- [28] ZHANG X F, WU C S, NIE X Q, et al. Identification of a new potential Cd-accumulator *Pterocypselia indica*(L.) Shih[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021.
- [29] 易自成, 贺俊波, 程华, 等. Cd对皇竹草构件生长及生理特性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(2):276-282. YI Z C, HE J B, CHENG H, et al. Effects of Cd on growth and physiological characteristics of *Phyllostachys heterocycla*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(2):276-282.
- [30] DANIELA D, VIANA B M, DOS SANTOS J V, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi favor the initial growth of *Acacia mangium*, *Sorghum bicolor*, and *Urochloa brizantha* in soil contaminated with Zn, Cu, Pb, and Cd[J]. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology*, 2018, 101(3):386-391.
- [31] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [32] LIU T J, Cheng Z H, Meng H W, et al. Growth, yield and quality of spring tomato and physicochemical properties of medium in a tomato/garlic intercropping system under plastic tunnel organic medium culti-

- vation[J]. *Scientia Horticulturae*, 2014, 170:159–168.
- [33] LI X, SUN M L, ZHANG H, et al. Use of mulberry-soybean intercropping in salt-alkali soil impacts the diversity of the soil bacterial community[J]. *Microbial Biotechnology*, 2016, 9(3):293–304.
- [34] YANG Y Y, JUNG J Y, SONG W Y, et al. Identification of rice varieties with high tolerance or sensitivity to lead and characterization of the mechanism of tolerance[J]. *Plant Physiology*, 2000, 124(3):1019–1026.
- [35] GRAMLICH A, TANDY S, ANDRES C, et al. Cadmium uptake by cocoa trees in agroforestry and monoculture systems under conventional and organic management[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 580:677–686.
- [36] 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 X Y, LIU H Y, LIU Y P, et al. Changes of microbial quantity and enzyme activity in phytoremediation soil contaminated by heavy metals and antibiotics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6):1248–1255.
- [37] ZHAN F D, QIN L, GUO X H, et al. Cadmium and lead accumulation and low-molecular-weight organic acids secreted by roots in an intercropping of a cadmium accumulator *Sonchus asper* L. with *Vicia faba* L.[J]. *RSC Advances*, 2016, 6(40):33240–33248.
- [38] XIA H, LIANG D, CHEN F, et al. Effects of mutual intercropping on cadmium accumulation by the accumulator plants *Conyza canadensis*, *Cardamine hirsuta*, and *Cerastium glomeratum*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2018, 20(9):855–861.
- [39] ZHU S, MA X, GUO R, et al. A field study on heavy metals phytoattenuation potential of monocropping and intercropping of maize and/or legumes in weakly alkaline soils[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18(10):1014–1021.
- [40] 于保港, 秦丽, 湛方栋, 等. 间作对莎草与蚕豆体内铅镉锌化学形态分布的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(4):621–631. YU B G, QIN L, ZHAN F D, et al. Effects of intercropping on chemical speciation distribution of lead, cadmium and zinc in sedge and broad bean[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(4):621–631.
- [41] 赵宁宁, 邱丹, 韦燕燕, 等. 蜈蚣草-玉米套作模式对玉米砷胁迫的缓解效应[J]. 生态环境学报, 2019, 28(5):1021–1028. ZHAO N N, QIU D, WEI Y Y, et al. Alleviating effect of centipede corn intercropping mode on arsenic stress in maize[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(5):1021–1028.
- [42] CHEN H Q, LIN L J, LIAO M, et al. Effects of intercropping with floral-cultural accumulator plants on cadmium accumulation in grapevine[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(24):24474–24481.
- [43] LIU Y, ZHUANG P, LI Z A, et al. Cadmium accumulation in maize monoculture and intercropping with six legume species[J]. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 2013, 63(4):376–382.
- [44] GITARI H I, KARANJA N N, GACHENE C K K, et al. Nitrogen and phosphorous uptake by potato (*Solanum tuberosum* L.) and their use efficiency under potato-legume intercropping systems[J]. *Field Crops Research*, 2018, 222:78–84.
- [45] YUAN M Z. The mechanisms of root exudates of maize in improvement of iron nutrition of peanut in peanut/maize intercropping system by ^{14}C tracer technique[J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2004, 18(1):43–46.
- [46] GUO X F, LI H S, CHEN H. The effects of biochar and intercropping on the Cd, Cr and Zn speciation in soils and plant uptake by *Machilus pauhoi*[J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2017, 98(4):1–8.
- [47] 闫仁俊, 韩磊, 赵亚萍, 等. 玉米与龙葵间作模式对植物生长及Cd富集特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10):2162–2171. YAN R J, HAN L, ZHAO Y P, et al. Effects of intercropping patterns of maize and *Solanum nigrum* on plant growth and Cd accumulation characteristics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10):2162–2171.
- [48] 蒋成爱, 吴启堂, 吴顺辉, 等. 东南景天与不同植物混作对土壤重金属吸收的影响[J]. 中国环境科学, 2009, 29(9):985–990. JIANG C G, WU Q T, WU S H, et al. Effects of *Sedum alfredii* and different plants on soil heavy metal uptake[J]. *Chinese Environmental Science*, 2009, 29(9):985–990.
- [49] BIAN F Y, ZHONG Z K, WU S C, et al. Comparison of heavy metal phytoremediation in monoculture and intercropping systems of *Phyllanthus praecox* and *Sedum plumbizincicola* in polluted soil[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2018, 20(5):490–498.
- [50] BRUCE E P. Ground water issue phytoremediation of contaminated soil and groundwater at hazardous waste sites[J]. *Environmental Protection Agency*, 2001, 540:1–36.
- [51] MALIK R N, SYED A, HUSAIN Z. Classification and ordination of vegetation communities of the Lohibehr reserve forest and its surrounding areas, Rawalpindi, Pakistan[J]. *Pakistan Journal of Botany*, 2006, 38(3):543–558.
- [52] VERKLEIJ J A C, SCHAT H, SHAW A J. Mechanisms of metal tolerance in higher plants[J]. *Heavy Metal Tolerance in Plants Evolutionary Aspects*, 1990.
- [53] MCGRATH S P, ZHAO F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, 14(3):277–282.
- [54] LIN L J, LUO L, YANG D Y, et al. Effects of intercropping with accumulator on cadmium accumulation of *Galinsoga parviflora*[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28(6):319–324.
- [55] WEN W, ZHAO H, MA J, et al. Effects of mutual intercropping on Pb and Zn accumulation of accumulator plants *Rumex nepalensis*, *Lolium perenne* and *Trifolium repens*[J]. *Chemistry and Ecology*, 2018, 34(3):259–271.