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 Bao-gang, QIN Li, ZHAN Fang-dong, et al. Effects of intercopping on Pb, Cd, and Zn compounds in *Cyperus glomeratus* and *Vicia faba*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(4): 621-631.

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*

(云南农业大学资源与环境学院,昆明 650201)

摘 要:通过室内盆栽实验,研究了莎草(*Cyperus glomeratus* L.)和蚕豆(*Vicia faba* L.)间作条件下两种植物体内 Pb、Cd、Zn 化学形态分布的变化,并进一步探讨了间作体系影响莎草与蚕豆对重金属 Cd、Pb、Zn 吸收累积的主要机制。结果表明:与单作相比,间作使莎草地上部生物量减少了 54.55%,根部生物量减少了 41.67%,叶绿素与可溶性糖含量分别减少了 33.33%与 36.39%;间作后蚕豆地上部的生物量提高了 11.71%。蚕豆根际土壤有效态 Pb、Cd 和 Zn 含量显著降低。Pb 在两种植物体内的化学形态以氯化钠提取态(F_{NaCl})为主,间作使莎草地上部乙醇提取态(F_E)Pb 含量显著增加了 23.43%,根部各化学形态 Pb 含量增加 6.92%~17.80%;间作后蚕豆地上部活性较强的 F_E-Pb 和 F_W-Pb 含量显著降低了 16.00%和 42.60%,根部各化学形态 Pb 含量降低了 1.32%~44.76%。Cd 在两种植物体内的化学形态以F_{NaCl}和 F_{HCl}为主,间作使莎草地上部残渣态(F_R)含量显著增加了 43.45%,根部 F_{HCl}和 F_{HCl} 令量显著降低了 26.37%,根部各化学形态 Cd 含量降低了 6.09%~68.33%;在两种植物体内的化学形态以 F_{HAC}、F_W 和 F_{HCl} 一Cd 含量显著降低了 26.37%,根部各化学形态 Cd 含量降低了 6.09%~68.33%;在两种植物体内的化学形态以 F_{HAC}、F_W 和 F_{HCl} 占优,间作使莎草地上部 F_E-Zn 含量显著增加了 12.5%,根部各化学形态 Zn 含量增加 5.32%~23.54%;间作后蚕豆地上部和根部各化学形态 Zn 含量均降低。蚕豆地上部和根部 Pb、Cd、Zn 均与土壤有效态 Pb、Cd、Zn 含量呈显著正相关,表明间作降低蚕豆 Pb、Cd、Zn 的含量与体系植物根际土壤有效态 Pb、Cd、Zn 含量下降密切相关。

关键词:间作;莎草;蚕豆;重金属;化学形态

中图分类号:X171.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)04-0621-11 doi:10.11654/jaes.2017-1483

Effects of intercropping on Pb, Cd, and Zn compounds in Cyperus glomeratus and Vicia faba

YU Bao-gang, QIN Li*, ZHAN Fang-dong, ZU Yan-qun, LI Bo, WANG Ji-xiu, LI Yuan*

(College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: Indoor pot experiments were performed to investigate the effects of *Cyperus glomeratus* L. and *Vicia faba* L. intercropping on the chemical forms of Cd, Pb, and Zn found in the plants and soil. Intercropping reduced the biomass of the shoots and roots, soluble sugar content, and chlorophyll content of *C. glomeratus* by 54.55%, 41.67%, 36.39%, and 33.33%, respectively, but increased the biomass of *V. faba* shoots by 11.71%. Intercropping reduced the amount of available Pb, Cd, and Zn in the soil. F_{NeCl} (NaCl extractable fraction) as the main form of Pb found in the plants. Intercropping increased the F_E -Pb(ethanol-extractable fraction-Pb) contents of *C. glomeratus* shoots by 23.43% and total Pb contents of *C. glomeratus* roots by 6.92%~17.80% but reduced the F_E -Pb and F_W -Pb contents of *V. faba* shoots by 16.00% and 42.60%, respectively, and total Pb contents of *V. faba* roots by 1.32%~44.76%. F_{NaCl} and F_{HCl} (HCl extractable fraction) were the main forms of Cd found in the plants. Intercropping increased the F_R -Cd (residue fraction-Cd) contents of *C. glomeratus* shoots by 43.45% and the F_{HCl} -Cd and F_R -Cd contents by 6.26% and 30.01% but reduced the F_{HCl} -Cd contents of *V. faba* shoots by 26.37% and

收稿日期:2017-09-29 录用日期:2018-01-18

作者简介:于保港(1996—),男,本科生,主要从事土壤重金属污染与修复生态学研究。E-mail:1391235609@qq.com

^{*}通信作者:秦 丽 E-mail:qinli2975@ynau.edu.cn;李 元 E-mail:liyuan@ynau.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金云南联合项目(U1202236);国家自然科学基金项目(31560163);大学生创新创业训练计划项目(2016106760018);云 南省农田无公害生产创新团队(2017HC015);环境保护部土壤污染综合治理重大专项(YNBY2016-002)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(U1202236, 31560163); Student Innovation and Entrepreneurship Training Program (2016106760018); The Innovation Team for Farmland Non-pollution Production of Yunnan Province(2017HC015); The China National Key Sciences and Technology Program for Soil Solution(YNBY2016-002)

622

农业环境科学学报 第37卷第4期

total Cd contents in *V. faba* roots by 6.09%~68.33%. F_{HAe} (HAc extractable fraction), F_w (water extractable fraction), and F_{NaCl} were the main forms of Zn found in the plants. Intercropping increased the F_E -Zn contents of *C. glomeratus* shoots by 12.5% and the total Zn contents of *C. glomeratus* roots by 5.32%~23.54% but decreased the levels of six Zn forms in *V. faba* shoots and roots. There was a significant positive correlation between soil available Pb, Cd, and Zn contents and the Pb, Cd, and Zn contents of the shoots and roots of intercropped *V. faba*. Intercropping reduced the Pb, Cd and Zn contents in the plants of *V. faba* and was closely related to the decrease in the available Pb, Cd and Zn content in the soil.

Keywords: intercropping; Cyperus glomeratus L.; Vicia faba L.; heavy metal; chemical form

近年来,随着工业的快速发展,人们对矿产资源 的需求与日俱增,从而导致土壤重金属污染现象十分 严峻^[1],全国土壤污染超标率达16.1%^[2]。土壤中的重金 属被植物吸收、转运后,会使植物的生理代谢活动发生 紊乱,从一定程度上影响植物的正常生长发育,甚至可 能导致植物的死亡^[3]。重金属污染土壤的研究在环境科 学领域仍然面临着巨大的挑战^[4]。富集植物与作物间 作可促进富集植物吸收土壤中的重金属,抑制作物体 内重金属的累积量,同时不需中断农业生产,具有良 好的实施性和发展潜能^[5-7]。

重金属进入植物体内后,会以不同的化学结合形 态存在于不同的组织器官中,从而影响重金属在植物 体内的迁移转化[8-10]。植物体内的重金属与磷酸盐、硝 酸盐、蛋白质、草酸盐、果胶酸盐、氨基酸盐等结合后 会形成不同的化学形态,不同结合形态的重金属在植 物体内的迁移能力不同,这是植物耐重金属的重要机 理[11-12]。Cd在小麦、水稻和卷心菜体内以活性较低的 NaCl 提取态、醋酸提取态和盐酸提取态为主[13-14];Pb 在小麦、水稻、玉米和结缕草体内以活性较低的醋酸 提取态和盐酸提取态为主^[15-16]。Cd 富集植物长柔毛委 陵菜体内的 NaCl 提取态、去离子水提取态、乙醇提取 态 Cd 的含量占总 Cd 的 86%~96%, Cd 浓度的增加促 使活性较高的化学形态 Cd 向活性较低的形态转 变^[17]。随着 Zn 处理浓度的增加,再力花体内乙醇提取 态 Zn 的比例显著性降低,而氯化钠提取态、水提取态 Zn 的比例则提高^[18]。

莎草是云南本土的重金属富集植物,具有生长 快、生物量大等特点。盆栽和大田试验均表明,莎草对 土壤 Pb、Cd 有较强的吸收和转运能力^[19]。但是对于间 作体系中,两种植物体内不同化学形态的重金属含量 的生理机制仍不太清楚。本研究的内容是:(1)间作 对莎草和蚕豆生物量和生理指标的影响;(2)间作对 莎草与蚕豆根际有效态重金属含量与体内不同化学 形态重金属含量的差异与变化规律;(3)根际有效态 重金属含量与莎草和蚕豆体内不同化学形态的重金 属的相关性。其目的是探讨间作模式下莎草与蚕豆体内 Pb、Cd、Zn 的累积机制,从而为利用间作技术对重金属污染土壤的修复提供有益的参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物:莎草(Cyperus glomeratus L.)种子采自 于云南会泽铅锌矿区,于3月初育苗,播种前用10% 的H₂O₂对种子消毒30min,使用烤烟基质和漂盘育 苗,待苗长到6~7cm高时,选择长势良好、大小均一 的幼苗进行盆栽试验。蚕豆(Vicia faba L.)品种为"马 尼拉",购自会泽县者海镇某农贸市场,播种前用10% 的H₂O₂对种子进行消毒10min,然后播种到土壤中 进行盆栽试验。

供试土壤:将云南农业大学后山山地红壤与铅锌 矿矿渣土按 1:1 比例混匀,其理化性质为:pH 7.69,有 机质 26.12 g·kg⁻¹,全 N 1.73 g·kg⁻¹,全 P 1.92 g·kg⁻¹, 全 K 6.55 g·kg⁻¹,速效 P 27.6 mg·kg⁻¹,速效 K 211.9 mg·kg⁻¹,碱解 N 56.61 mg·kg⁻¹,总 Pb 3 427.2 mg·kg⁻¹, 总 Cd 40.0 mg·kg⁻¹,总 Zn 825.1 mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计

盆栽试验于 2016 年 4—7 月在云南农业大学东 校区温室大棚中进行,采用莎草单作、蚕豆单作、莎 草/蚕豆间作 3 种种植方式,每种种植方式设 3 个重 复。试验用盆长、宽、高分别为 50、30、30 cm,每盆装 风干过 2 mm 筛的土壤 5 kg。单作莎草和蚕豆留苗 2 株,株距均为 20 cm;莎草/蚕豆间作留苗 2 株,一株莎 草、一株蚕豆,莎草与蚕豆的株距为 20 cm,保证与单 作的密度相同。每 2 d 浇一次水,每次浇水以不渗漏 为准。移栽后种植 90 d,在植物生长旺期收获植物,收 获的同时采用抖土法采集植物根际土壤,混合均匀后 取适量土样带回实验室分析。

1.3 样品处理与分析

将莎草和蚕豆分成地上部和地下部(根部)两部 分,先分别用自来水冲洗,然后再用去离子水冲洗干

2018年4月 于保港,等:间作对莎草与蚕豆体内铅镉锌化学形态分布的影响

净,自然晾干后在 105 ℃条件下杀青 30 min,再于 70 ℃烘干至恒重,分别测定干物质量。烘干样品用粉碎 机全部粉碎、混匀,过 0.25 mm 筛并装袋备用。植物体 内丙二醛的含量采用硫代巴比妥酸法测定^[20],可溶性 糖含量采用蒽酮法测定^[20],叶绿素含量采用乙醇浸 提,分光光度法测定^[20]。

土壤有效态 Pb、Cd、Zn 含量用二乙烯三胺五乙酸(DTPA)提取(m:m=1:2),原子吸收分光光度法测定^[18]。植物体内不同化学形态 Pb、Cd、Zn 的测定:准确称取鲜样 0.500 0g,严格按照以下顺序加入相关试剂:

(1)加入 80%乙醇 20 mL,提取醇溶性蛋白质、氨 基酸盐等为主的物质(F_E)。

研磨匀浆后转入 50 mL 的塑料离心管,在 25 ℃ 恒 温振荡 22 h 后,5000 r·min⁻¹ 离心 10 min,倒出上清液。 再加入 10 mL 80%的乙醇,25 ℃恒温振荡 1 h,5000 r· min⁻¹ 离心 10 min,倒出上清液。合并两次上清液。

(2)向(1)中第2次离心得到的沉淀中加入去离子水,主要提取水溶性有机酸盐、重金属的磷酸二氢盐[M(H₂PO₄)₂]等(F_w)。

(3) 按上法依次再加入 1 mol·L⁻¹ 氯化钠,用于提 取以果胶酸盐、与蛋白质呈结合态或吸着态的重金属 等(F_{NaCl});加入 2% 醋酸,用于提取难溶的重金属磷酸 盐等(F_{HAc});加入 0.6 mol·L⁻¹盐酸,主要提取草酸盐等 (F_{HCl})。

经 5 次提取后的残渣(F_R)用少量去离子水转移 至三角瓶中,于电热板蒸干,加入 2 mL 浓硝酸和几 滴高氯酸,消煮至澄清,定容至 50 mL。提取液中 3 种 重金属形态的测定以提取剂为对照,火焰原子吸收 法测定。

植物 Cd、Pb、Zn 累积特征用富集系数(Enrichment coefficient, EC)、转移因子(Transfer factor, TF)和 生物转移因子(Biological transfer factor, BTF)表示:

富集系数(EC)=植物体内重金属含量(mg·kg⁻¹)/ 土壤中重金属含量(mg·kg⁻¹)

转运系数(TF)=植物地上部重金属含量(mg·kg⁻¹)/ 地下部重金属含量(mg·kg⁻¹)

生物转移因子(BTF)=植物地上部重金属含量 (mg·kg⁻¹)×地上部生物量(g)/根部重金属含量(mg· kg⁻¹)×根部生物量(g)

1.4 数据处理

采用 Duncan 氏新复极差法对数据进行差异显著 性分析,采用 Microsoft Excel 软件进行常规分析,利 用 Origin 9.0 作图软件绘图,并采用 SPSS 软件进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 间作对莎草、蚕豆生物量与生理指标的影响

与蚕豆间作后,莎草地上部和根部生物量与单作 相比显著减少(图1),地上部减少了54.55%(P<0.05), 根部减少了41.67%(P<0.05)。无论单作还是间作,莎 草生物量均表现为地上部>根部。与莎草间作后,蚕豆 地上部生物量相比于单作显著增加了11.71%(P< 0.05),而根部无显著变化(图1)。无论单作还是间作, 蚕豆生物量均表现为地上部>根部。

与单作相比,间作蚕豆后莎草叶片可溶性糖含量显著减少了36.39%(P<0.05),叶绿素含量显著减少了33.33%(P<0.05),丙二醛含量无明显变化(图2)。与莎草间作后,蚕豆叶片的叶绿素含量、丙二醛含量与可溶性糖的含量相比于单作而言均无显著变化(图2)。

2.2 间作对土壤有效态 Pb、Cd、Zn 含量的影响

与蚕豆间作后, 莎草根际土壤有效态 Pb 的含量 与单作相比显著增加了 9.45%(图 3), 而 Cd 和 Zn 含



图1 间作对莎草、蚕豆生物量的影响

Figure 1 Effects of intercropping on the biomass of Cyperus glomeratus L. and Vicia faba L.



Figure 2 Effects of intercropping on the physiological index of *Cyperus glomeratus* L. and *Vicia faba* L.

量均无显著性变化。与莎草间作后,蚕豆根际土壤有 效态 Pb、Cd 和 Zn 含量与单作相比均显著降低(图3), 分别降低了 14.88%、24.50%和 12.38%。

2.3 间作体系中植物体内各化学提取态 Pb、Cd、Zn 的 含量

2.3.1 Pb 化学提取态含量

单作莎草地上部 Pb 提取态分布为 $F_{NaCl}(37.84\%)$ > $F_{R}(21.21\%)$ > $F_{HAc}(15.73\%)$ > $F_{HCl}(12.77\%)$ > $F_{E}(10.56\%)$ > $F_{W}(1.89\%)$;间作莎草地上部 Pb 提取态分布为 $F_{NaCl}(33.60\%)$ > $F_{R}(22.27\%)$ > $F_{E}(13.90\%)$ > $F_{HAc}(12.86\%)$ > $F_{HCl}(12.44\%)$ > $F_{W}(4.93\%)$ 。与单作相比,莎草地上部 F_{E} -Pb 的含量显著增加了 23.43%, F_{NaCl} -Pb、 F_{HAc} -Pb 和 F_{HCl} -Pb 的含量显著减少了 20.11%、30.54%、8.64% (图4)。无论单作还是间作,莎草根部 Pb 提取态分布 为 $F_{NaCl}(34.49\%)$ > $F_{R}(18.33\%)$ > $F_{HCl}(16.31\%)$ > $F_{E}(13.42\%)$ > $F_{HAc}(12.56\%)$ > $F_{W}(4.88\%)$,与单作相比,间 作使莎草根部 F_{E} 、 F_{NaCl} 、 F_{HAc} 、 F_{HCl} 和 F_{R} Pb 的含量显著 增加了 6.92%、15.48%、14.37%、17.80%、9.06%(图 4)。

单作蚕豆地上部 Pb 提取态分布为 F_{NaCl}(37.15%)> F_R(21.21%)>F_{HAc}(16.21%)>F_E(11.99%)>F_{HCl}(9.67%)> F_W(3.78%);间作蚕豆地上部 Pb 提取态分布为 F_{NaCl}



Figure 3 Available Pb, Cd and Zn contents in rhizosphere soil of *Cyperus glomeratus* L. and *Vicia faba* L.

(42.32%)> $F_R(23.93\%)$ > $F_E(11.66\%)$ > $F_{HCI}(10.81\%)$ > $F_{HAc}(8.74\%)$ > $F_W(2.51\%)$,与单作相比,间作蚕豆地上 部 F_E -Pb、 F_W -Pb和 F_{HAc} -Pb的含量显著减少了 16%、 42.6%和 53.42%(图 4)。无论单作还是间作,蚕豆根 部 Pb提取态分布为 $F_{NaCI}(36.88\%)$ > $F_R(20.39\%)$ > $F_{HCI}(14.93\%)$ > $F_E(12.46\%)$ > $F_{HAc}(11.79\%)$ > $F_W(3.55\%)$, 与莎草间作后,蚕豆根部 F_E -Pb、 F_W -Pb、 F_{HAc} -Pb和 F_{HCI} -Pb的含量显著减少了 23.78%、16.02%、14.35%、 44.76%(图 4)。

2.3.2 Cd 化学提取态含量

无论单作还是间作,莎草地上部和根部 F_{E} -Cd 均 未检出。单作莎草地上部 Cd 提取态分布为 F_{NaCl} (48.40%)> F_{HCl} (23.39%)> F_{W} (14.08%)> F_{HAc} (8.97%)> F_{R} (5.26%);间作后莎草地上部 Cd 提取态分布为 F_{NaCl} (49.06%)> F_{HCl} (24.35%)> F_{W} (15.52%)> F_{R} (8.84%)> F_{HAc} (2.22%);与单作相比,间作使莎草地上部 F_{HAc} -Cd 的含量显著减少了 78.92%, F_{R} -Cd 的含量显著提高 了 43.45%(图 5)。无论单作还是间作,莎草根部 Cd 提取态分布为 F_{NaCl} (37.69%)> F_{HCl} (33.77%)> F_{W} (18.86%)> F_{R} (5.00%)> F_{HAc} (4.67%);与蚕豆间作后, 莎草根部 F_{NaCl} -Cd 和 F_{R} -Cd 的含量显著增加 了 291.67%、30.01%和 26.14%(图 5)。



 F_{HG} : HCl extractable fraction, F_R : residue fraction. The same below

图 4 植物体内 Pb 各化学提取态含量

Figure 4 Concentration of Pb in different chemical forms of Cyperus glomeratus L. and Vicia faba L.

无论单作还是间作,蚕豆地上部和根部 F_{E} -Cd 均 未检出。蚕豆地上部 Cd 提取态分布为 $F_{HCl}(45.46\%)$ > $F_{W}(24.87\%)$ > $F_{NaCl}(16.15\%)$ > $F_{HAc}(8.82\%)$ > $F_{R}(4.70\%)$ 。 与单作相比,间作使蚕豆地上部 F_{HCl} -Cd 的含量显著 降低了 10.76%(图 5)。单作蚕豆根部 Cd 提取态分布 为 $F_{NaCl}(31.68\%)$ > $F_{HCl}(31.26\%)$ > $F_{W}(17.63\%)$ > $F_{HAc}(13.63\%)$ > $F_{R}(5.80\%)$;间作后蚕豆根部 Cd 提取态分 布为 $F_{HCl}(44.63\%)$ > $F_{NaCl}(24.75\%)$ > $F_{W}(19.26\%)$ > $F_{HAc}(8.66\%)$ > $F_{R}(2.70\%)$ 。与莎草间作后,蚕豆根部 F_{W} -Cd、 F_{NaCl} -Cd 和 F_{HAc} -Cd 的含量显著减少了 25.59%、46.80% 和 56.74%(图 5)。

2.3.3 Zn 化学提取态含量

无论单作还是间作,莎草地上部 Zn 提取态分布 为 $F_{HAc}(28.92\%) > F_{W}(22.19\%) > F_{NaCl}(19.68\%) > F_{HCl}(18.94\%) > F_{E}(7.23\%) > F_{R}(3.05\%); 与单作相比,间作$ $使莎草地上部 <math>F_{E}$ -Zn 的含量显著增加了 12.5%,而 F_{NaCl} -Zn 和 F_{HAc} -Zn 的含量显著减少了 46.37%和 29.49%(图 6)。单作莎草根部 Zn 提取态分布为 $F_{HAc}(26.79\%) > F_{NaCl}(24.18\%) > F_{W}(23.16\%) > F_{HCl}(15.85\%) >$ $F_{E}(6.82\%) > F_{R}(3.21\%); 间作莎草根部 Zn 提取态$ 分布为 F_{HAc}(27.54%)>F_W(22.69%)>F_{NaCl}(22.11%)> F_{HCl}(17.31%)>F_E(7.07%)>F_R(3.28%)。与蚕豆间作后, 莎草根部 F_E-Zn、F_{HAc}-Zn 和 F_{HCl}-Zn 的含量显著增加 了 17.22%、16.24%和 23.54%(图 6)。

单作蚕豆地上部 Zn 提取态分布为: $F_{HAe}(27.93\%)$ > $F_{W}(22.06\%) > F_{NaCl}(21.79\%) > F_{HCl}(18.75\%) > F_{E}(6.63\%) >$ $F_{R}(2.84\%); 间作蚕豆地上部 Zn 提取态分布为: F_{HAe}(30.29\%) > F_{W}(22.37\%) > F_{HCl}(19.20\%) > F_{NaCl}(16.74\%) >$ $F_{E}(8.05\%) > F_{R}(3.34\%)_{\circ} 与单作相比, 间作使蚕豆地上$ 部 F_{NaCl} —Zn 和 F_{HAe} —Zn 的含量显著减少了 44.64% 和 21.86%(图 6)_{\circ}单作时蚕豆根部 Zn 提取态分布为 $F_{HAe}(27.94\%) > F_{NaCl}(24.75\%) > F_{W}(19.22\%) > F_{HCl}(18.03\%) >$ $F_{E}(7.00\%) > F_{R}(3.07\%); 间作蚕豆根部 Zn 的提取形$ $态分布为: <math>F_{HAe}(36.02\%) > F_{HCl}(19.71\%) > F_{NaCl}(17.44\%)$ $> F_{W}(16.89\%) > F_{E}(8.31\%) > F_{R}(1.62\%)_{\circ} = 5\%$ 草间作后, 蚕豆根部 F_{E} —Zn、 F_{W} —Zn、 F_{NaCl} —Zn、 F_{HCl} —Zn 和 F_{R} —Zn 的 含量显著减少了 14.90%、37.05%、49.52%、21.68% 和 62.31%(图6)_{o}

2.4 间作对莎草和蚕豆重金属累积特征的影响

由表1可以看出,蚕豆与莎草间作后,Cd、Pb和



图 5 植物体内 Cd 各化学提取态含量 Figure 5 Concentration of Cd in different chemical forms of *Cyperus glomeratus* L. and *Vicia faba* L.



图 6 植物体内 Zn 各化学提取态含量

Figure 6 Concentration of Zn in different chemical forms of Cyperus glomeratus L. and Vicia faba L.

2018年4月 丁保港,等:间作刈沙旱与蚕豆体内铅镝锌化学形态分布的影响								627		
表 1 莎草与蚕豆的 Cd、Pb、Zn 累积特征 Table 1 Accumulation characteristics of Pb, Cd and Zn in <i>Cyperus glomeratus</i> L. and <i>Vicia faba</i> L.										
种植方式	Cd			Pb			Zn			
	EC	TF	BTF	EC	TF	BTF	EC	TF	BTF	
莎单	$0.52 \pm 0.03 \mathrm{b}$	1.23±0.55a	1.30±0.65a	0.42±0.21a	1.69±0.41a	0.08±0.02a	0.63±0.03a	1.20±0.41a	1.23±0.34a	
莎 蚕	0.79±0.05a	1.24±0.40a	$1.81 \pm 0.41 \mathrm{b}$	0.42±0.16a	1.69±0.39a	$0.09 \pm 0.02a$	$0.64 \pm 0.02a$	$0.67 \pm 0.11 \mathrm{b}$	1.24±0.27a	
蚕单	0.16±0.04a	0.08±0.20a	0.27±0.10a	0.15±0.02a	0.11±0.02a	0.45±0.01a	0.18±0.02a	0.10±0.02a	0.23±0.12a	
蚕 莎	$0.09 \pm 0.03 \mathrm{b}$	0.07±0.15a	0.26±0.05a	$0.07 \pm 0.03 \mathrm{b}$	0.10±0.01a	0.45±0.02a	$0.11 \pm 0.01 \mathrm{b}$	0.09±0.02a	$0.19 \pm 0.09 \mathrm{b}$	

注:表中的不同字母表示用 Duncan 法测试时 5%水平上的差异性显著。EC:富集系数;TF:转运系数;BTF:生物转移因子。

Note: The different letter means significant differences between the treatments at 0.05 leve1. EC: Enrichment coefficient, TF: Transfer factor, BTF: Biological transfer factor.

Zn的富集系数与蚕豆单作相比显著减少了43.75%、 53.33%和39%,Zn的生物转移因子显著降低了 17.39%,而转运系数均无显著性变化。莎草与蚕豆间 作后,Cd的富集系数与生物转移因子与莎草单作相 比显著增加了51.92%和39.23%。

2.5 土壤有效态 Pb、Cd、Zn 与植物体内 Pb、Cd、Zn 含 量的回归分析

土壤有效态 Cd 的含量与蚕豆根部总 Cd、F_{NaCl}-Cd、F_{HAc}-Cd 和 F_R-Cd 含量呈极显著正相关(表 2),与 地上部总 Cd、F_{HCl}-Cd 和 F_w-Cd 呈显著正相关,与莎 草根部 F_w-Cd 呈极显著性正相关。土壤有效态 Pb 的 含量与蚕豆根部总 Pb、F_w-Pb、F_{HCl}-Pb,与莎草根部总 Pb、F_E-Pb、F_{NaCl}-Pb、F_{HCl}-Pb,与蚕豆地上部 F_E-Pb、F_w-Pb、F_{HAc}-Pb,与莎草地上部总 Pb、F_{NaCl}-Pb 的含量均具 有显著的正相关性。土壤有效态 Zn 的含量与蚕豆根 部总 Zn、F_E-Zn、F_w-Zn、F_{NaCl}-Zn、F_{HCl}-Zn、F_R-Zn,与蚕 豆地上部总 Zn、F_{NaCl}-Zn、F_{HAc}-Zn 的含量均具有显著 的正相关性,而与莎草体内的总 Zn 和不同化学形态 的 Zn 含量均无显著的相关性。

3 讨论

3.1 间作对生物量与生理指标的影响

不同的植物品种、类别以及植物的不同组织、器 官都会对重金属的耐性机理产生显著性的差异^[21],并 且大量研究表明,间作会对植物的生长发育产生两种 作用:促进或者抑制。本次实验中,于单作而言,莎草 与蚕豆间作后,莎草地上部和根部的生物量显著减少 了 54.55%和 41.67%,而蚕豆地上部的生物量显著增 加了 11.71%,产生这种现象的原因可能是,蚕豆的竞 争能力更强,莎草与蚕豆间作之后,蚕豆能够在竞争 中获得更多的生长空间,并且能最大限度地获取土壤中 的氮、磷、钾和水分等能源与物质,而莎草在竞争中处于 劣势的状态,所以导致了其生物量显著性降低^[7]。重金 属会对植物的细胞膜产生强烈的破坏作用,导致细胞 的选择透性功能丧失,而使植物体内发生一系列对自 身生长不利的生理生化反应^[22],间作后莎草叶片叶绿 素含量显著减少了 33.33%、可溶性糖含量显著减少 了 36.39%,产生这种现象的原因可能是莎草与蚕豆 间作后,莎草体内吸收累积了大量的重金属,Pb、Cd、 Zn 与叶绿体中的蛋白质结合或者取代了叶绿体中的 Fe²⁺、Mg²⁺等,使得叶绿体结构与功能遭到严重的破 坏、叶绿素被分解、叶绿素的合成酶被抑制^[23],从而导 致莎草的光合作用系统被损坏,造成体内不溶性糖和 蛋白质的分解以及运输受阻^[24]。本次实验中,间作相 比单作对两种植物体内丙二醛的含量均无显著性的 变化,表明间作对两种植物的膜系统伤害程度与单作 相比影响是不显著的。

3.2 间作对 Pb、Cd、Zn 在莎草与蚕豆体内化学形态分配的影响

研究表明,重金属离子在植物细胞中不能以大量 游离态的形式存在,多是与多肽、氨基酸、磷酸盐、有 机酸、蛋白质等有机物结合,以螯合物的形式存在,这 些有机化合物都含有大量的金属离子配位基团,在维 持重金属对植物的毒害方面具有显著性意义^[25]。采用 差速离心技术与化学试剂逐步提取的方法,可将 Pb、 Cd、Zn 的化学提取态分为乙醇提取态、去离子水提取 态、氯化钠提取态、醋酸提取态、盐酸提取态、残渣态。 随着提取剂极性的增强,所提取出来的 Pb、Cd、Zn 的 活性和在植物体内迁移转化的能力逐渐减弱^[26]。本实 验中,莎草与蚕豆体内的 Pb 以中性的氯化钠提取态 为主,其次是残渣态与醋酸提取态,说明莎草与蚕豆 体内 Pb 主要以果胶酸盐、蛋白质结合或吸着态的化 学形态存在^[1]。间作后,莎草根部各化学形态 Pb 含量 显著增加,且莎草体内 Pb 的总量(各种化学形态之

表 2 土壤有效态 Pb、Cd、Zn 与植物体内 Pb、Cd、Zn 含量的回归分析(n=6)

Table 2 Regression analysis between available Pb, Cd and Zn contents in rhizosphere soil and contents of Pb, Cd and Zn in

Cyperus glomeratus L. and Vicia faba L.(n=6) F Р X Y 公式 R 土壤有效态 Cd 蚕豆根部总 Cd 0.942** < 0.01 Y = -6.3 + 18.435X31.461 Y = -7.423 + 8.514X25.266 0.929** < 0.01 蚕豆根部 F_{NaCl}-Cd 蚕豆根部 FHAG-Cd Y = -4.992 + 4.569X25.183 0.929** < 0.01 蚕豆根部 F_R-Cd 0.99** Y = -3.063 + 2.417X201.877 < 0.01 蚕豆地上部总 Cd Y = 11.47 + 5.345X10.606 0.852* < 0.05 蚕豆地上部 Fw-Cd Y = 6.372 + 1.236X21.031 0.901* < 0.05 蚕豆地上部 FHCI-Cd Y=1.611+4.481X 15.864 0.894* < 0.05 0.957** 莎草根部 Fw-Cd Y = -2.558 + 4.129X43.336 < 0.01 土壤有效态 Pb 蚕豆根部总 Pb Y = 365.301 + 1.008X16.243 0.896* < 0.05 Y = 5.582 + 0.052X0.931** < 0.01 蚕豆根部 Fw-Pb 26.184 蚕豆根部 Fuci-Pb Y = -128.146 + 0.552X81.401 0.976** < 0.01 蚕豆地上部 F_E-Pb Y=180.173-0.214X 8.712 0.828* < 0.05 蚕豆地上部 Fw-Pb Y = -43.07 + 0.159X14.004 0.882* < 0.05 蚕豆地上部 F_{HAc}-Pb Y = -289.227 + 0.913X36.763 0.95** < 0.01 莎草根部总 Pb Y = 264.346 + 1.521X18.942 0.909* < 0.05 莎草根部 F_E-Pb Y = -58.672 + 0.415X42.187 0.956** < 0.010.907* < 0.05 莎草根部 F_{NaCl}-Pb Y = 152.308 + 0.382X18.508 莎草根部 F_{HCI}-Pb < 0.05 Y = -26.184 + 0.41X9.588 0.84* 莎草地上部总 Pb $Y=2\ 222.49+1.709X$ 15.078 0.889* < 0.05 莎草地上部 F_{NaC}-Pb Y=1 256.251+1.605X 10.105 0.846* < 0.05 土壤有效态 Zn 蚕豆根部总 Zn Y=-3 139.636+31.608X 35.277 0.948** < 0.01 蚕豆根部 F_E-Zn Y = -29.133 + 1.155X40.101 0.954** < 0.01 蚕豆根部 Fw-Zn Y = -896.48 + 7.683X22.288 0.921** < 0.01 蚕豆根部 F_{NaCl}-Zn Y=-1 881.999+13.967X 25.709 0.93** < 0.01 蚕豆根部 F_{HCI}-Zn Y = -352.479 + 4.526X9.642 0.841*< 0.05 蚕豆根部 F_R-Zn Y = -310.481 + 2.159X587.514 0.997** < 0.01 蚕豆地上部总 Zn Y = -3.702.77 + 37.382X207.867 0.991** < 0.01 0.942** < 0.01 蚕豆地上部 F_{NaCl}-Zn Y = -1.638.401 + 12.741X31.405 蚕豆地上部 FHAG-Zn Y = -554.731 + 7.755X11.613 0.862* < 0.05

和)大于单作(表 3),说明间作促进了莎草对土壤中 Pb 的吸收,吸收的 Pb 主要积累在根部。同时,间作 后,莎草根际土壤有效态 Pb 含量显著增加,回归分析 表明,莎草地上部和根部 Pb 含量均与土壤有效态 Pb 含量显著正相关,所以可以推断出,莎草与蚕豆的间 作体系在一定程度上改变了莎草的根际环境,活化了 莎草根际土壤中的 Pb,从而促使莎草吸收更多土壤 中的 Pb^[27]。与单作相比,间作后蚕豆根部Pb、Cd、Zn 的各种化学形态含量显著降低,根部 Pb、Cd、Zn 总量 (各种化学形态含量之和)均显著降低(表 3),且与蚕 豆根际土壤有效态 Cd、Zn 含量显著正相关(表 2);间 作蚕豆地上部各种化学形态 Pb、Zn 含量和总量(表 3)均显著减少,且与蚕豆根际土壤有效态Pb、Cd、Zn

含量显著正相关(表 2)。同时蚕豆体内 Pb、Cd、Zn 的 富集系数也显著降低,说明与莎草间作后,蚕豆体内 无论是活性较强还是较弱的提取态 Pb、Zn 含量均显 著降低,间作抑制了蚕豆对土壤 Pb、Cd、Zn 的吸收。 同时,间作后蚕豆体内 Pb、Cd、Zn 的总吸收量降低了 2.4%、2.5%和 21.8%(表 4)。

植物对重金属的累积量为植物体内重金属含量与植物生物量的乘积。由于蚕豆生物量较大,因此,无论单作还是间作,蚕豆地上部和根部 Pb、Cd、Zn 的累积量均大于莎草(表4)。这说明间作促进了蚕豆的生长,在一定程度上稀释了蚕豆体内 Pb、Cd、Zn 的浓度。

Cd具有毒性强、污染范围广、累积过程不可逆等

表 3 莎草与蚕豆体内 Pb、Cd 和 Zn 的含量(mg·kg-1)	
-------------------------------------	--

Table 3 Contents of Pb, Cd and Zn in *Cyperus glomeratus* L. and *Vicia faba* L.(mg·kg⁻¹)

神体之子	Р	b	(Cd	Zn		
种植刀式	地上部	根部	地上部	根部	地上部	根部	
莎单	1 475.7±3.5a	928.3±1.6a	68.2±1.2a	30.6±0.8a	3 786.7±225.8a	3 174.1±122.8b	
莎∥蚕	$1 383.7 \pm 28.0 \mathrm{b}$	$1 012.2 \pm 17.1 \mathrm{b}$	$58.2 \pm 0.9 \mathrm{b}$	69.2±1.6b	2 537.3 \pm 617.5b	3 823.3±172.5a	
蚕单	797.9±13.9a	831.2±13.2a	22.0±0.6a	31.0±0.8a	3 036.4±77.0a	2 563.3±130.1a	
蚕∥莎	$718.4\pm25.6b$	$750.6\pm6.5\mathrm{b}$	19.7±1.5a	21.1±0.8b	$2 187.2 \pm 64.9 b$	$1~836.0{\pm}90.1{\rm b}$	

表 4 莎草与蚕豆体内 Pb、Cd、Zn 的累积量(µg·盆-1)

Table 4 Accumulation of Pb, Cd and Zn in Cyperus glomeratus L. and Vicia faba L.(µg·pot⁻¹)

种植方式	Pb			Cd			Zn		
	地上部	根部	总累积量	地上部	根部	总累积量	地上部	根部	总累积量
莎单	208.3	106.8	315.1	22.8	3.5	26.3	1 272.5	364.6	1 637.1
莎 蚕	493.6	71.4	565.0	8.8	6.6	15.4	639.7	268.8	908.5
蚕单	886.7	177.3	1 064.0	24.5	6.6	31.1	3 374.3	547.4	3 931.7
蚕Ⅱ莎	891.2	146.8	1 038.0	24.5	4.1	28.6	2 716.9	359.6	3 076.5

特点,是农作物生长发育的非必需元素,过量的 Cd 不仅会对植物的正常生理功能造成损坏,进入食物链 后还会对人体健康造成严重的威胁^[29]。本实验中,Cd 在莎草和蚕豆体内的化学形态以氯化钠提取态和盐 酸提取态为主,说明 Cd 在植物体内与多肽、草酸盐、 果胶酸盐等多种金属配位体结合,这样既可以使游离 态 Cd 的含量有所减少,从而使 Cd 的有效性和移动 性显著降低,还可以使 Cd2+沉积在细胞壁上或者将金 属复合物从细胞质转移到液泡中,是植物对 Cd 具有 较强耐性的重要机理^[30]。植物对 Cd 的耐受性与氯化 钠提取态的含量具有显著的正相关性[29],莎草与蚕豆 体内氯化钠提取态 Cd 分别占总 Cd 的 43.05% 与 23.92%,说明莎草对 Cd 具有较强的耐受性。与单作 相比,莎草体内去离子水提取态、盐酸提取态和残渣 态 Cd 含量均有显著增加现象,蚕豆体内去离子水提 取态、氯化钠提取态、醋酸提取态、盐酸提取态、残渣 态 Cd 含量均有显著减少的现象,同时,间作后,蚕豆 Cd 的富集系数显著降低,而转移系数与生物转移因 子的变化不明显,此现象说明重金属 Cd 主要存在于 蚕豆根部,而可食部分(地上部)的含量显著减少。

Zn 是植物生长发育的必需元素之一,参与植物 细胞内某些酶的合成,在植物的生理代谢过程中有 着不可忽视的重要作用,过多或过少都会导致生长 发育受阻^[31]。在本次实验中,Zn 在莎草和蚕豆体内的 化学形态以醋酸提取态、去离子水提取态和氯化钠提 取态占优,说明莎草与蚕豆体内的 Zn 以多种形态存 在,可能与植物络合素、有机酸、多糖和金属硫蛋白等 多种金属螯合物结合。与单作相比,莎草体内乙醇提 取态、醋酸提取态和盐酸提取态 Zn 均有显著性增加 的现象, 蚕豆体内在5种化学提取形态下的Zn含量 均有显著减少的现象,其原因可能是 Zn 在植物体中 能与多种金属配位体结合,这些配位体通过联合作 用,共同参与植物体内Zn的分布与解毒[18]。表明间作 体系会产生有机酸、蛋白质以及氨基酸等水溶态和酯 溶态有机配位体,这些有机配位体在解毒 Zn 毒害过 程中起重要作用^[32]。并且据前人研究表明:重金属 Cd和Zn之间存在某种特定的交互作用,Zn能够与 Cd 竞争非专性粘膜上的吸附点,因此 Zn 含量的这 种变化也可能是由于重金属 Cd、Zn 的复合污染造成 的^[3]。因此,富集植物莎草与作物蚕豆间作,可以在一 定程度上减轻重金属 Pb、Cd、Zn 对蚕豆的毒害作用, 但 Pb、Cd、Zn 在莎草和蚕豆体内主要与何种配位体 结合,还有待进一步研究。

4 结论

(1)间作后莎草生物量显著降低,可溶性糖与叶 绿素含量显著减少;蚕豆地上部的生物量增加。

(2)与蚕豆间作后,莎草根际土壤有效态 Pb 的含 量显著增加。莎草体内 Pb、Cd 以氯化钠提取态为主, Zn 以醋酸、去离子水和氯化钠提取态为主;间作后莎 草体内乙醇提取态 Pb、Zn 含量、残渣态 Cd 含量显著 增加。

(3)与莎草间作后,蚕豆根际土壤有效态Pb、Cd、 Zn的含量显著增加。蚕豆体内Pb、Cd、Zn的含量和累积量,Pb、Cd、Zn的富集系数都显著降低,Pb、Cd在蚕 豆各部位的化学形态以活性较低的氯化钠提取态和 盐酸提取态为主,Zn在蚕豆各部位的化学形态以醋 酸提取态、去离子水提取态和氯化钠提取态为主。

参考文献:

- 周芙蓉,王进鑫,张 青,等. 侧柏和国槐叶片中铅的化学形态与分布研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(11):2121-2127.
 ZHOU Fu-rong, WANG Jin-xin, ZHANG Qing, et al. Chemical forms and distribution of Pb in the leaves of *Platycladus orientalis* and *Sophora japonica*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(11):2121-2127.
- [2] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报.http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm, 2014-04-17.

Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China. National soil pollution survey bulletin. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/ qt/201404/t20140417_270670.htm, 2014-04-17.

[3] 谭建波, 湛方栋, 刘宁宁, 等. 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[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(1): 53-60.

TAN Jian-bo, ZHAN Fang-dong, LIU Ning-ning, et al. Soil chemical properties and Cd form distribution in *Vicia faba* and *Sonchus asper* intercropping system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35 (1):53–60.

- [4] Yan X L, Zhang M, Liao X Y, et al. Influence of amendments on soil arsenic fractionation and phytoavailability by *Pteris vittata* L.[J]. *Chemo-sphere*, 2012, 88(2):240–244.
- [5] 王激清, 茹淑华, 苏德纯. 印度芥菜和油菜互作对各自吸收土壤中 难溶态镉的影响[J]. 环境科学学报, 2004, 24(5):890-894. WANG Ji-qing, RU Shu-hua, SU De-chun. Effects of Indian mustard and oilseed rape co-cropping on absorbing insoluble cadmium of contaminated soil[J]. Environmental Science, 2004, 24(5):890-894.
- [6] 向言词, 官春云, 黄 璜, 等. 作物间作对油菜积累镉与铅的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3):50-55.
 XIANG Yan-ci, GUAN Chun-yun, HUANG Huang, et al. Effects of in-

tercropping on accumulation of Cd and Pb in oilseed rape[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2010, 24(3):50–55.

[7] 李新博,谢建治,李博文,等.印度芥菜-苜蓿间作对镉胁迫的生态
 响应[J].应用生态学报,2009,20(7):1711-1715.
 LI Xin-bo, XIE Jian-zhi, LI Bo-wen, et al. Ecological responses of

Brassica juncea-alfalfa intercropping to cadmium stress[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(7):1711–1715.

[8] 刘云惠, 魏显有, 王秀敏, 等. 土壤中铅镉的作物效应研究[J]. 河北农 业大学学报, 1999, 22(1):26-30.

LIU Yun-hui, WEI Xian-you, WANG Xiu-min, et al. Research on crop effects of lead and cadmium in soil[J]. *Journal of A gricultural University* of Hebei, 1999, 22(1):26-30.

[9] 孙贤斌,李玉成,王 宁. 铅在小麦和玉米中活性形态和分布的比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(4):666-669.
 SUN Xian-bin, LI Yu-cheng, WANG Ning. Comparisons on active

chemical form and distribution of lead in wheat and corn[J]. *Journal of Agro–Environment Science*, 2005, 24(4):666–669.

- [10] Zhao Y, Wu J, Shang D, et al. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in the edible seaweed, *Porphyra yezoensis*[J]. *Food Chemistry*, 2015, 168:48–54.
- [11] 许嘉琳, 鲍子平, 杨居荣, 等. 农作物体内铅、镉、铜的化学形态研究
 [J]. 应用生态学报, 1991, 2(3):244–248.
 XU Jia-lin, BAO Zi-ping, YANG Ju-rong, et al. Chemical forms of Pb, Cd, Cu in crops[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1991, 2(3): 244–248.
- [12] Barceló J, Poschenrieder C. Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: A review[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2002, 48(1):75–92.
- [13] He J Y, Zhu C, Ren Y F, et al. Uptake, sobcellular distribution, and chemical forms of cadmium in wild-type and mutant rice[J]. *Pedo-sphere*, 2008, 18(3):371-377.
- [14] 徐勤松, 施国新, 周耀明, 等. 镉在黑藻叶细胞中的亚显微定位分布 及毒害效应分析[J]. 实验生物学报, 2004, 37(6):461-468.
 XU Qin-song, SHI Guo-xin, ZHOU Yao-ming, et al. Distribution and toxicity of cadmium in *Hydrilla verticillata*(L. F.) royle[J]. *Acta Biologiae Experimentalis Siniea*, 2004, 37(6):461-468.
- [15] 徐卫红,黄 河,王爱华,等. 根系分泌物对土壤重金属活化及其机 理研究进展[J]. 生态环境, 2006, 15(1):184–189.
 XU Wei-hong, HUANG He, WANG Ai-hua, et al. Advance in studies on activation of heavy metal by root exudates and mechanism[J]. *Ecol*ogy & Environment, 2006, 15(1):184–189.
- [16] Mench M, Morel J L, Guche A, et al. Metal binding with root exudates of low molecular weight[J]. *Journal of Soil Science*, 1988, 39(4):521– 527.
- [17] 郭天荣, 王元元, 刘金川,等. 铝、镉胁迫下不同大麦品种根际的铝、 镉形态分析[J]. 麦类作物学报, 2013, 33(2):377-381.
 GUO Tian-rong, WANG Yuan-yuan, LIU Jin-chuan, et al. Forms of aluminum and cadmium in the rhizosphere of two barley genotypes with aluminum tolerances under aluminum and cadmium stress[J]. Journal of Triticeae Crops, 2013, 33(2):377-381.
- [18] 李冬香,陈清西. 锌在再力花体内的富集性及亚细胞分布和化学 形态研究[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(9):1114–1118.
 LI Dong-xiang, CHEN Qing-xi. Determinating zinc accumulation, subcellular distribution and chemical forms of *Thalia dealbata* Fraser[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(9):1114–1118.
- [19] Lai H Y. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in Impatiens walleriana in relation to its phytoextraction potential [J]. Chemosphere, 2015, 138:370–376.
- [20] 张以顺, 陈云凤. 植物生理学实验教程[M]. 北京:高等教育出版社, 2009.

ZHANG Yi-shun, CHEN Yun-feng. The tutorial of plant physiology

2018年4月

[M]. Beijing: Higher Education Press, 2009.

[21] 夏建国, 兰海霞, 吴德勇. 铅胁迫对茶树生长及叶片生理指标的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1):43-48.

XIA Jian-guo, LAN Hai-xia, WU De-yong. Lead stress on growth of tea trees and physiological index in leaves of tea[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1):43–48.

- [22] 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 Cheng-ai, WU Qi-tang, WU Shun-hui, et al. Effects of cocropping Sedum alfredii with different plants on metal uptake[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2009, 29(9):985–990.
- [23] 乔 琳,盛东风,邓 艳.重金属铜、锌、铁、铅污染对白菜幼苗鲜重及叶绿素含量的影响[J]. 广东农业科学, 2010, 37(2):34-36, 41.
 QIAO Lin, SHENG Dong-feng, DENG Yan. Effects of Cu, Zn, Fe and Pb pollution on the fresh weight and chlorophyll content of cabbage seedling[J]. *Guangdong Agricultural Science*, 2010, 37(2):34-36, 41.
- [24] 任安芝,高玉葆,刘 爽. 铬、镉、铅胁迫对青菜叶片几种生理生化 指标的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2000, 6(2):112-116. REN An-zhi, GAO Yu-bao, LIU Shuang. Effects of Cr, Cd and Pb on free proline content etc in leaves of *Brassica Chinesnsis* L.[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2000, 6(2):112-116.
- [25] 张义贤, 张丽萍. 重金属对大麦幼苗膜脂过氧化及脯氨酸和可溶性糖含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4):857-860.
 ZHANG Yi-xian, ZHANG Li-ping. Effects of heavy metals on membrane lipid peroxidation, proline and soluble sugar in roots of *Hordeum vulgare*[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(4):857-860.
- [26] 周建民,党 志,陈能场,等. NTA 对玉米体内 Cu Zn 的积累及化学 形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2):453-457.
 ZHOU Jian-min, DANG Zhi, CHEN Neng-chang, et al. Influence of NTA on accumulation and chemical form of copper and zinc in maize
 [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(2):453-457.

[27] 王学锋,杨艳琴. 重金属镉锌铜在蔬菜体内的形态分布研究[J]. 环境科学与技术,2005,28(1):34-35,60.
 WANG Xue-feng, YANG Yan-qin. Study of chemical forms and distri-

bution of Cd, Zn and Cu in vegetable[J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 28(1):34–35, 60.

- [28] 侯晓龙,陈加松,刘爱琴,等. Pb 胁迫对金丝草体内 Pb 化学形态及 细胞分布的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(3):271-276. HOU Xiao-long, CHEN Jia-song, LIU Ai-qin, et al. Effects of Pb stress on fractionation and distribution of Pb in *Pogonatherum crinitum* [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2012, 28(3):271-276.
- [29] 秦 丽, 湛方栋, 祖艳群, 等. 土荆芥和蚕豆/玉米间作系统中 Pb、 Cd, Zn 的累积特征研究[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2017, 32(1):153-160.

QIN Li, ZHAN Fang-dong, ZU Yan-qun, et al. Accumulation characteristics of Pb, Cd and Zn by *Chenopodium ambrosioides* L. intercropping with maize and broad bean[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2017, 32(1):153-160.

- [30] Salt D E, Smith R D Raskini. Phytoremediation[J]. Annu Rev Plant Mol, Biol, 1998, 49(1):643–668.
- [31] 江巧君,周 琴, 韩亮亮,等. 有机肥对镉胁迫下不同基因型水稻镉 吸收和分配的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1):9-14. JIANG Qiao-jun, ZHOU Qin, HAN Liang-liang, et al. Effects of organic manure on uptake and distribution of cadmium in different rice genotypes under cadmium stress[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(1):9-14.
- [32] Gyana R R, Premananda D. Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc[J]. A gronomic, 2003, 23(1): 3-11.
- [33] 郝艳茹, 劳秀荣, 孙伟红, 等. 小麦/玉米间作作物根系与根际微环 境的交互作用[J]. 农村生态环境, 2003, 19(4):18-22.
 HAO Yan-ru, LAO Xiu-rong, SUN Wei-hong, et al. Interaction of roots and rhizmphere in the wheat-maize intercropping system[J]. *Rural Eco-Environment*, 2003, 19(4):18-22.