

Cu-Pb-Zn复合污染对宿根花卉植物Sn富集特性的影响

刘雨霞, 徐玮丽, 黄盼盼, 程思雯, 张强斌, 周启星

引用本文:

刘雨霞, 徐玮丽, 黄盼盼, 等. Cu-Pb-Zn复合污染对宿根花卉植物Sn富集特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(6): 1190-1197.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1486>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强, 田康, 刘本乐, 张晓辉, 卞子金, 黄标, 袁旭音, 吴龙华, 罗栋源

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 987-998 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1338>

黄河湿地小白河片区优势植物重金属的富集特征

高静湉, 杜方圆, 李卫平, 韩剑宏, 王晓云, 鲍交琦, 樊爱萍

农业环境科学学报. 2016, 35(11): 2180-2186 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0335>

三种沉水植物对Cu、Pb复合污染底泥的修复效果

谢佩君, 李铭红, 晏丽蓉, 乔云蕾

农业环境科学学报. 2016, 35(4): 757-763 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.04.021>

利用针叶指示电子废物拆解区重金属的污染

张刚, 王俊霞, 徐峰, 张龙, 王雅珏, 张卫, 林匡飞

农业环境科学学报. 2015, 34(8): 1486-1492 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.08.008>

岷江下游11种杂草对重金属的富集特征

简毅, 张健, 杨万勤, 林静

农业环境科学学报. 2015, 34(11): 2063-2069 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.11.004>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘雨霞, 徐玮丽, 黄盼盼, 等. Cu-Pb-Zn 复合污染对宿根花卉植物 Sn 富集特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(6): 1190–1197.

LIU Yu-xia, XU Wei-li, HUANG Pan-pan, et al. Effects of combined Cu-Pb-Zn contaminants on Sn tolerance and accumulation in perennial flowers[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(6): 1190–1197.



开放科学 OSID

Cu-Pb-Zn 复合污染对宿根花卉植物 Sn 富集特性的影响

刘雨霞¹, 徐玮丽², 黄盼盼³, 程思雯⁴, 张强斌¹, 周启星^{2*}

(1. 中国石油大学(北京)化学工程与环境学院, 北京市油气污染防治重点实验室, 北京 102249; 2. 南开大学环境科学与工程学院, 环境污染过程与基准教育部重点实验室, 天津 300350; 3. 东营市海洋与渔业环境监测中心, 山东 东营 257091; 4. 武汉轻工大学化学与环境工程学院, 武汉 430023)

摘要:为探明锡矿开采区植物复合污染的生态效应,以宿根花卉植物玉簪(*Hosta plantaginea* Aschers)和金鸡菊(*Coreopsis basalis*)为对象,采用土培盆栽试验,对单一及复合污染条件下植物对 Sn 的吸收积累进行深入剖析。结果表明:单一 Sn 污染条件下,随 Sn 浓度升高,两种植物的生长均受到抑制,生物量逐渐减少。当 Cu-Pb-Zn 复合污染时,较低 Sn 浓度下,Sn 与 Cu-Pb-Zn 复合污染物产生的拮抗效应抑制了 Sn 对玉簪和金鸡菊的毒性;较高 Sn 浓度下,Sn 与 Cu-Pb-Zn 复合污染物产生的协同效应增加了 Sn 对金鸡菊的毒性。Cu-Pb-Zn 复合污染提高了土壤中可生物利用的 Sn 含量,使玉簪和金鸡菊中富集的 Sn 含量增加,同时也使玉簪和金鸡菊转移 Sn 的能力增强。在 Cu-Pb-Zn 复合污染胁迫下,玉簪和金鸡菊体内富集 Cu、Pb 和 Zn 的浓度顺序为 Zn>Pb>Cu。随着土壤中 Sn 浓度的增加,玉簪和金鸡菊对共存的 3 种重金属的富集量也相应增加,且对共存重金属的转移系数产生了较大影响。金鸡菊由于根部肥大、须根多,与土壤接触面广而对重金属的富集能力高于玉簪。研究表明,共存重金属污染物改变了 Sn 在宿根花卉植物体内的富集和转移能力,同时 Sn 的存在也改变了共存重金属污染物在宿根花卉植物体内的富集能力。

关键词:重金属;花卉植物;Sn 富集;污染土壤;复合污染

中图分类号:S682.1;X503.23;X753 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)06-1190-08 doi:10.11654/jaes.2020-1486

Effects of combined Cu-Pb-Zn contaminants on Sn tolerance and accumulation in perennial flowers

LIU Yu-xia¹, XU Wei-li², HUANG Pan-pan³, CHENG Si-wen⁴, ZHANG Qiang-bin¹, ZHOU Qi-xing^{2*}

(1. Beijing Key Laboratory of Oil and Gas Pollution Control, College of Chemical Engineering and Environment, China University of Petroleum(Beijing), Beijing 102249, China; 2. Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria(Ministry of Education), College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300350, China; 3. Dongying Municipal Bureau of Marine Development and Fisheries, Dongying 257091, China; 4. School of Chemistry and Environmental Engineering, Wuhan Polytechnic University, Wuhan 430023, China)

Abstract: In this study, *Hosta plantaginea* Aschers and *Coreopsis basalis*, two perennial flowers, were chosen to explore the ecological interactions and effects of combined heavy metal contaminants in a Sn mining field. Soil-culture experiments were performed to test the Sn tolerance and accumulative characteristics of the chosen perennial flowers. Results showed that the growth of the two plants was inhibited (presented as a reduction in biomass) with increasing Sn concentration in soil contaminated only with Sn. The toxicity of Sn contamination was relieved to some extent when combined with Cu-Pb-Zn contamination. The addition of combined Cu-Pb-Zn contaminants increased the amount of bioavailable Sn in the soil, which led to increased Sn accumulation in the two plants studied. Meanwhile, the ability of Sn to translocate to the two plants was also enhanced. Generally, combined Cu-Pb-Zn contaminants accumulated in the plants following the

收稿日期:2020-11-24 录用日期:2020-12-30

作者简介:刘雨霞(1987—),女,甘肃金昌人,博士,讲师,从事生物修复和生态安全研究。E-mail:liuyuxia_mm@163.com

*通信作者:周启星 E-mail:zhouqx@nankai.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金项目(42007336);中央高校基本科研业务费专项(ZX20180412)

Project supported: The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China(42007336); The Fundamental Research Funds for the Central Universities(ZX20180412)

order of $Zn > Pb > Cu$. The ability of the combined heavy metal contaminants to accumulate and translocate showed a positive correlation with Sn concentration in the soil. The hypertrophic and profuse root system of *Coreopsis basalis* plants allowed them to have broad contact with the soil, and thus, accumulate a relatively greater amount of heavy metals than *Hosta plantaginea* Aschers. The results of this study suggest that combined heavy metal contaminants affect the ability of Sn to accumulate and translocate in perennial flowers, and vice versa.

Keywords: heavy metals; perennial flowers; Sn accumulation; contaminated soil; combined pollution

我国是锡(Sn)生产和消费大国。由于选矿回收能力有限,大量的Sn以及伴生铅(Pb)、铜(Cu)和锌(Zn)等重金属进入尾矿并缓慢释放到环境中,严重污染了土壤和地下水,形成重金属复合污染现象^[1-4]。有研究发现,我国云南个旧老厂锡矿开采地区,锡尾矿区播种的马铃薯和豌豆根际土壤中Pb、Cu和Sn的浓度分别为14 200~17 000、2 200~2 900 $mg \cdot kg^{-1}$ 和1 900~2 200 $mg \cdot kg^{-1}$,远高于土壤背景值,导致豌豆和马铃薯等作物中积累了丰富的重金属污染物^[5]。雷冬梅等^[6]研究发现,该地区Pb、Zn、Cu和Ni的污染指数分别为25.19、31.37、33.40和10.94,为重金属重度污染;此外,全N、有效P和速效K的含量都很低,分别为 $(0.004 \pm 0.002)\%$ 、 $(17.87 \pm 1.68) mg \cdot kg^{-1}$ 和 $(19.90 \pm 3.31) mg \cdot kg^{-1}$,土壤肥力低下可能与土壤中重金属积累有关。宋书巧^[7]研究发现,受上游广西大厂镇和车河镇矿山排放的尾砂和废水的影响,刁江沿岸的土壤受重金属污染严重,污染层厚度可达100 cm以上,As、Pb、Cd和Zn等污染物含量是国家土壤环境质量三级标准的数十倍至数百倍。马来西亚雪兰莪州的Bestari Jaya前矿湖地,锡矿开采后土壤中检测到Pb、Zn、Cu和Sn的浓度分别为103~122、100~127、105~130 $mg \cdot kg^{-1}$ 和271~298 $mg \cdot kg^{-1}$,这些重金属污染物的可移动性顺序为 $Sn > Cu > Zn > Pb$ ^[8]。重金属污染物在土壤、植物特别是作物中不断积累和富集,不仅破坏了生态系统安全,同时也威胁到人类健康和社会的可持续健康发展^[3,9]。

在重金属复合污染胁迫下,由于发生联合效应^[3],可能会增强重金属污染物对生物体的毒性,影响生物体的生长和新陈代谢等作用,并进一步影响生物体对重金属的吸收富集能力^[10-12]。在锡矿开采区,环境中各种重金属相互作用关系极其复杂,因此相关研究亟需开展。为此,本研究旨在模拟、探讨锡矿开采区花卉植物对Sn污染的耐性和对Sn的吸收富集特性,以及Sn与共存重金属元素的交互作用过程。选取宿根花卉植物为研究对象,进行单一Sn污染和Cu-Pb-Zn复合污染盆栽试验,探究不同浓度水平Sn对其他金属污染物在植物体内吸收富集及其交互作用

的规律。本研究选取的玉簪和金鸡菊栽培管理简单、生长发育速度快、生物量大、耐性强,且不与食物链相连,吸收富集的重金属污染物短期内不会释放到环境中^[3,13],因此在改善环境方面起到良好的作用,是城市绿化中常用的花卉植物。本研究对矿山实际污染土壤的植物修复和安全利用具有借鉴和指导意义。

1 材料与方法

1.1 供试植物

供试植物玉簪(*Hosta plantaginea* Aschers)和金鸡菊(*Coreopsis basalis*)属于宿根花卉植物,其自然属性见表1。

表1 供试植物自然属性

Table 1 Natural characteristics of tested perennial flowers

植物物种 Plant types	科属 Family and genera	生活型 Life-form	习性 Characteristics
玉簪	百合科、玉簪属	宿根草本	性强健,耐寒冷,性喜阴湿环境,不耐强烈日光照射
金鸡菊	菊科、金鸡菊属	多年生宿根草本	耐寒耐旱,对土壤要求不严,喜光,耐半阴,适应性强

1.2 试验方法

试验用土壤取自南开大学泰达学院后花园,以褐土为主,采样深度0~20 cm。将供试土壤风干、捣碎、剔除杂物过5目筛,储存待用。测定的土壤理化性质和重金属含量如表2所示。土壤理化性质和重金属含量的测定依据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)(GB 15618—2018)》。采用土培盆栽试验,每盆(塑料花盆,直径12 cm)装土2.5 kg,将固态分析纯 $SnCl_2 \cdot 2H_2O$ 加入塑料盆中混合均匀。参照国家土壤环境质量和国内外锡矿开采后尾矿和土壤中重金属污染物含量^[5,8],设置Sn的浓度(以 Sn^{2+} 计)分别为0(CK)、2 500(T1)、5 000 $mg \cdot kg^{-1}$ (T2)和10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ (T3)。对复合重金属污染,投加Sn、Pb、Zn和Cu的浓度($mg \cdot kg^{-1}$)分别为2 500×800×800×500(T4)和5 000×800×800×500(T5),其中Pb、Zn和Cu分别以分析纯 $Pb(NO_3)_2$ 、 $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$

表2 土壤基本理化性质及复合重金属元素背景值

Table 2 Basic properties and background concentrations of selected heavy metals of tested soils

pH	全磷 Total P/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Olsen-K/ (mg·kg ⁻¹)	全氮 Total N/ (g·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	铜 Cu/ (mg·kg ⁻¹)	铅 Pb/ (mg·kg ⁻¹)	锌 Zn/ (mg·kg ⁻¹)	锡 Sn/ (mg·kg ⁻¹)
7.49	11.43	62.90	0.97	21.52	3.19	1.99	81.21	7.97

和CuCl₂·2H₂O形式加入。本试验共6个处理,每个处理3个重复。将土壤与重金属充分混匀后喷施自来水(未检测出Sn)平衡3周。

玉簪和金鸡菊两种宿根花卉幼苗购自天津市农林研究所,挑选长势一致的幼苗移栽至上述花盆中。根据植株的大小,玉簪每盆移栽2株,金鸡菊每盆移栽3株,各重复苗数一致。喷洒自来水至持水量为(65±3)%,根据盆中土壤的缺水状况不定期浇水(水中未检测出Sn),使盆内土壤保持潮湿,随机分组摆放。为了防止污染物淋溶渗漏损失,在盆下放置塑料托盘。盆栽试验场地在南开大学泰达学院环境大楼温室内,试验场地周围没有污染源,采用自然光照,昼/夜时间约为15 h/9 h,温度保持在23~30℃。

种植2个月后收获植株,将宿根花卉分为地下部(根)和地上部(茎和叶)。用自来水充分冲洗以去除黏附于植物样品上的泥土和杂质,再用蒸馏水冲洗,沥去水分。将样品置于105℃烘箱中杀青0.5 h,后于70℃下烘干,记录其生物量。再将根和叶粉碎研磨至粉末状,分别称取0.2 g植物样品放入消解罐中,加入7 mL浓HNO₃和1 mL H₂O₂混合液,用微波消解仪进行三步消解。待消解完全后,将溶液静置冷却,定容到10 mL容量瓶中,再用0.45 μm微孔滤膜过滤。用原子吸收分光光度计测定样品中Sn、Pb、Zn和Cu的含量。

1.3 数据分析

采用Microsoft Excel XP以及SPSS 17.0进行数据处理,数据以平均值±标准差(n=3)表示。采用ANOVA进行方差分析,LSD法和Duncan进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 宿根花卉植物的耐性及土壤复合污染对其生物量的影响

从植物生长表观情况看,金鸡菊在污染胁迫下受害现象随污染浓度升高愈加明显,随土壤中Sn浓度升高,金鸡菊的枝叶逐渐变矮小,叶子干枯发黄,移栽半个月后几乎停止生长。当Cu-Pb-Zn与Sn复合污染时,T4处理下金鸡菊的生长状况都优于T1处理,而

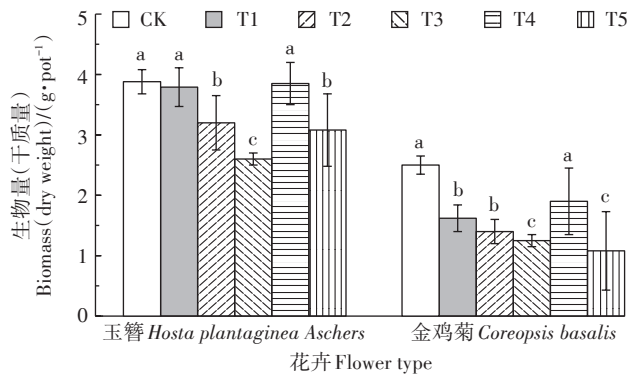
T5处理下金鸡菊的生长显著差于T2处理。

由图1可知,单一Sn污染条件下,随Sn浓度的升高,玉簪和金鸡菊的生长受抑制趋于明显,表现为生物量逐渐减小。当土壤中Sn浓度为5 000、10 000 mg·kg⁻¹时,玉簪生物量与对照相比显著下降(P<0.05);当土壤中Sn浓度≥2 500 mg·kg⁻¹时,金鸡菊的生物量即显著减少(P<0.05)。

当土壤中出现Cu-Pb-Zn复合污染现象后,较低Sn浓度(2 500 mg·kg⁻¹)下玉簪和金鸡菊的生物量都高于单一Sn污染时的情形;较高Sn浓度(5 000 mg·kg⁻¹)下,玉簪的生物量与单一Sn污染(T2)时相比没有明显变化,而金鸡菊的生物量显著降低。对于玉簪,Sn与其他重金属污染物之间产生了拮抗效应,一定程度上抑制了Sn对玉簪的毒害作用。对于金鸡菊,较低Sn浓度下Sn与其他重金属污染物之间产生了拮抗效应,极大地抑制了Sn对金鸡菊的毒害,而较高Sn浓度下Sn与其他重金属污染物之间产生了协同效应,增加了Sn对金鸡菊的毒害作用。

2.2 宿根花卉对重金属的富集作用与地上部转运及交互作用

单一和复合污染条件下,玉簪和金鸡菊中Sn的富集情况见表3。由表3可以看出,在重金属单一和



不同处理间不同字母表示显著差异(P<0.05)。下同
Different letters correspond to significant differences among different treatments(P<0.05). The same below

图1 复合重金属污染土壤中植物地上部的生物量(干质量)
Figure 1 Dry biomass of aerial part of plants grown in combined heavy metal polluted soils

表3 玉簪和金鸡菊中Sn的富集特征

Table 3 Accumulative characteristics of Sn for *Hosta plantaginea* Aschers and *Coreopsis basalis*

花卉 Flower type	处理 Treatment	地下部 Underground part/(mg·kg ⁻¹)	地上部 Aerial part/ (mg·kg ⁻¹)	土壤 Soil/ (mg·kg ⁻¹)	富集系数 Bioaccumulation factor	转移系数 Translocation factor
玉簪 <i>Hosta plantaginea</i> <i>Aschers</i>	CK	30.55±15.40b	32.67±6.30c	7.45±1.74c	4.10±0.78a	1.23±0.48b
	T1	49.78±19.20a	37.87±18.00c	2 489.00±260.00b	0.02±0b	1.00±0.94b
	T2	31.45±4.10b	27.90±15.90c	3 145.00±410.00b	0.01±0b	0.88±0.46b
	T3	37.83±17.30b	51.56±22.20b	7 566.00±460.00a	0.01±0b	1.47±0.59b
	T4	49.43±5.30a	73.20±1.10a	1 647.67±176.67b	0.03±0b	1.49±0.15b
	T5	43.46±24.80a	69.27±10.90b	3 104.29±172.00b	0.01±0b	1.99±1.38a
金鸡菊 <i>Coreopsis basalis</i>	CK	47.09±6.40b	37.38±22.90c	10.04±1.36c	4.69±2.90a	0.78±0.42c
	T1	51.96±13.20b	32.15±16.30c	2 696.00±320.00b	0.01±0b	0.67±0.46c
	T2	38.74±19.10b	53.84±5.40c	3 874.00±910.00b	0.01±0b	1.58±0.62b
	T3	64.58±6.60a	98.11±39.70a	6 589.80±673.00a	0.01±0b	1.49±0.47b
	T4	76.77±4.90a	74.44±23.10b	2 559.00±163.00b	0.03±0b	0.96±0.25c
	T5	43.51±32.20b	76.49±2.60b	2 900.67±146.00b	0.02±0b	2.35±1.22a

注:富集系数为重金属在植物地下部分的含量与土壤中含量的比值^[3,14];转移系数为重金属在植物地上部分的含量与地下部分含量的比值^[14-15]。同列不同字母表示处理间存在显著差异($P<0.05$)。

Note: Bioaccumulation factors corresponds to the ratio between the concentration of metal in plant root and the initial concentration of metal in substrate^[3,14]; Translocation factors corresponds to the ratio of the concentration of metal in aerial part and the concentration of metal in underground part (root)^[14-15]. The values in the same column followed by different letters are significantly different at $P<0.05$.

复合污染条件下,玉簪和金鸡菊对Sn的富集能力均较低。单一Sn污染条件下,随土壤中Sn浓度的升高,玉簪对Sn的富集没有明显的变化规律,低浓度时地下部富集的Sn高于地上部,高浓度时地上部富集的Sn高于地下部。金鸡菊地上部富集的Sn与土壤中Sn浓度呈正相关,地下部富集的Sn与土壤中Sn浓度没有明显的关系。复合污染条件下,随土壤中Sn浓度的升高,玉簪和金鸡菊对Sn的富集能力均降低。

单一Sn污染和同浓度Sn复合重金属污染条件下,玉簪和金鸡菊在复合污染时富集的Sn含量高于单一污染,即T4和T5处理中玉簪和金鸡菊地上部和地下部组织中Sn含量均高于T1和T2。该现象与花卉植物生物量变化相同,其原因可能与金属活动性强弱有关,根据金属还原性 $Zn>Sn>Pb>Cu$,土壤中Sn将盐类Pb和Cu置换后产生更多的可溶性Sn。虽然Zn将部分Sn转化,但是其有效态Sn含量依然高于单一Sn污染土壤中的有效态Sn。此外,其他重金属都是以可溶盐的形式出现,一定时间内,会显著提高土壤中可生物利用的重金属组分。植物吸收土壤中重金属的含量与土壤中重金属可生物利用性的相关性,要明显高于与土壤中重金属总量的相关性。因此可以得出,一定量的Cu-Pb-Zn复合污染有助于植物吸收富集Sn。除个别情况外,两种花卉植物地上部Sn含量大于地下部,转运系数大于1。两种宿根花卉虽然富

集能力弱,但向地上部转移Sn的能力却比较强。从表3可以看出,玉簪和金鸡菊的T4和T5处理的转移系数分别大于T1和T2处理,说明重金属的复合污染促进了两种花卉植物对Sn的转运。

由图2可知,金鸡菊对Cu、Pb和Zn的富集含量高于玉簪,这与金鸡菊根部肥大、须根多、与土壤接触面积广有一定的关系。两种宿根花卉对Cu、Pb和Zn的富集能力顺序为 $Zn>Pb>Cu$ 。随着Sn浓度的增加,玉簪地上部和地下部Cu含量无显著变化,Pb、Zn的地上部和地下部含量则升高。金鸡菊地上部和地下部Pb和Zn浓度随着Sn浓度的增加而显著增加,地下部Cu含量则显著下降。总体上随着土壤Sn浓度的增加,两种花卉对Cu、Pb和Zn的积累量也相应增加,但根据独立样本 t 检验,同种植物、同种元素、不同浓度处理条件下均值的这种变化并不显著($P>0.05$)。

图3和图4分别为土壤中Sn对共存重金属元素在花卉植物体内富集系数和转移系数的影响。在试验浓度范围内,Cu、Pb和Zn 3种重金属元素在玉簪和金鸡菊中的富集系数随土壤中Sn浓度的增加变化趋势一致。其中,玉簪和金鸡菊中Cu的富集系数变化较小,Pb的富集系数略有增加,而Zn的富集系数显著增大,且金鸡菊的增加幅度比玉簪更大。这说明土壤复合污染导致重金属元素间产生交互作用,影响了其在植物体内的迁移分配。随土壤中Sn浓度的增加,

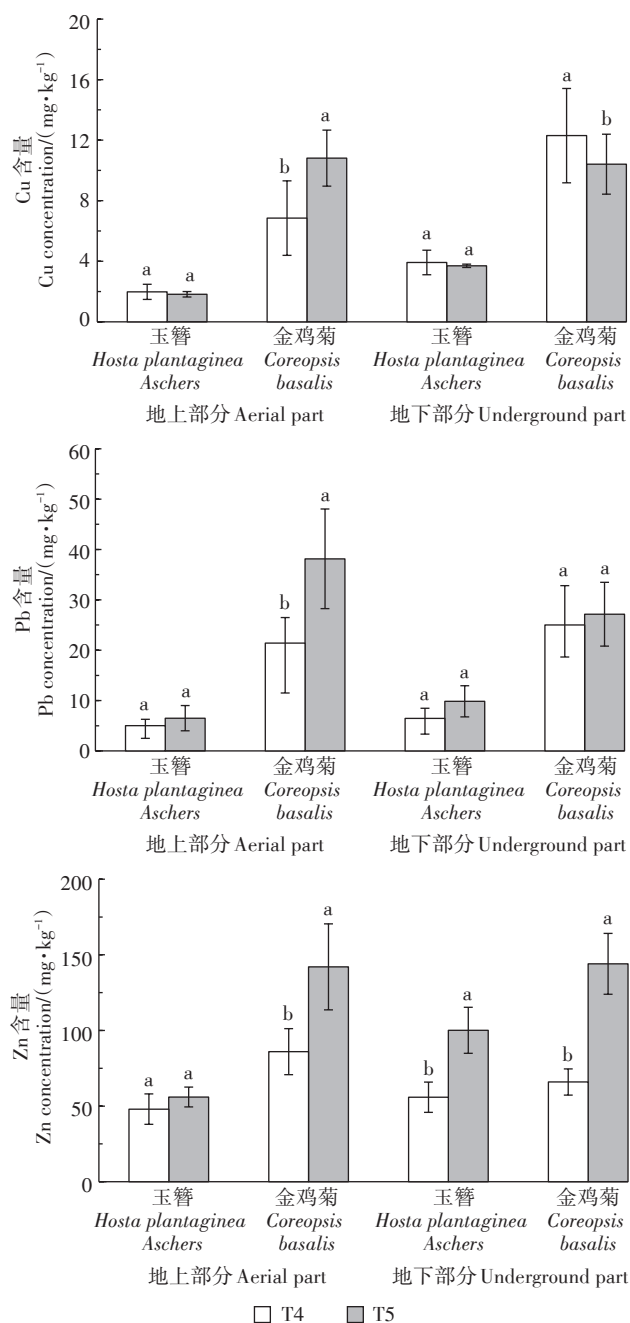


图2 玉簪和金鸡菊对Cu-Pb-Zn复合重金属的积累特征

Figure 2 Accumulative characteristics of co-existed combined heavy metals in *Hosta plantaginea* Ashers and *Coreopsis basalis*

玉簪中Cu的转移系数没有显著变化,Pb的转移系数增大,Zn的转移系数减小;金鸡菊中Cu和Pb的转移系数均增大,而Zn的转移系数急剧减小(从1.31降到0.10)。总体上,金鸡菊各重金属转移系数变化趋势与玉簪相同,但变化幅度都大于玉簪。可见,在重金属复合污染条件下,Sn对其他重金属共存元素的转移系数,尤其对生物量大的植物产生的影响较大。

3 讨论

在重金属单一和复合污染胁迫条件下,宿根花卉玉簪和金鸡菊对Sn的富集能力均较低。重金属污染物在生物体内的富集程度与重金属在土壤中的形态分布、迁移转化行为以及重金属的生物可利用性相关^[16-17]。通过对土壤中Sn的形态分析以及迁移转化行为的研究表明,土壤中Sn主要以残渣态(58%)和金属氧化物结合态(23%)等稳定性强、难以被植物吸收利用的形态为主,离子交换态和碳酸盐结合态等稳定性差、易被植物吸收利用的形态含量较少^[18-19]。Sn在土壤中较稳定,较难发生迁移转化,生物可利用性较低,这也是本研究筛选的花卉植物对Sn富集含量较低的主要原因。

复合污染条件下,两种宿根花卉体内Cu、Pb和Zn的富集能力顺序依次为Zn>Pb>Cu,对Zn有较强的富集能力。樊佳奇等^[20]的研究表明,Cu、Pb和Zn等重金属在云南地区园林植物中以及不同园林植物相同器官中的含量大小依次也表现为Zn>Pb>Cu。其原因一方面与介质中Zn、Cu和Pb的浓度和化学形态有关,Zhao等^[21]根据风险评价编码法(RAC)认为这3种重金属的化学形态风险等级为Zn>Cu>Pb;另一方面可能因为Zn和Cu是植物生长必需元素,且植物对Zn的需求量远大于Cu,植物的叶绿素合成和光合作用等生理过程都需要Zn^[22-23]。

植物体内重金属含量与投加的重金属浓度有极密切的关系,并且由于重金属相互之间以及土壤之间存在极其复杂的关系,不同重金属元素通过络合、吸附及氧化-还原等各种理化作用相互制约,进而影响重金属污染物的移动性、生物有效性和生理毒性^[3,24-25]。为探究重金属在土壤-玉簪和土壤-金鸡菊系统中积累分配的交互作用,以土壤中污染重金属含量为自变量,玉簪和金鸡菊不同部位中的Sn积累为因变量,进行多元线性回归分析,结果如表4所示。表4显示,玉簪和金鸡菊体内各部位积累的Sn含量与土壤中添加的Zn和Sn有一定的线性关系,但是与Cu和Pb不存在交互作用。玉簪地上部Sn含量与Zn的积累呈现显著正相关,因为土壤中的Zn、Pb和Cu主要以残渣态、铁锰氧化物结合态和有机态存在,土壤中可溶态的Zn与Sn不发生置换反应,但Sn能将可溶盐类Pb和Cu置换产生更多的可溶性Sn,导致植物体内同时积累较高浓度的Sn和Zn。同时,植物体内积累的Zn能降低叶部的脂质过氧化和总抗氧化活性,

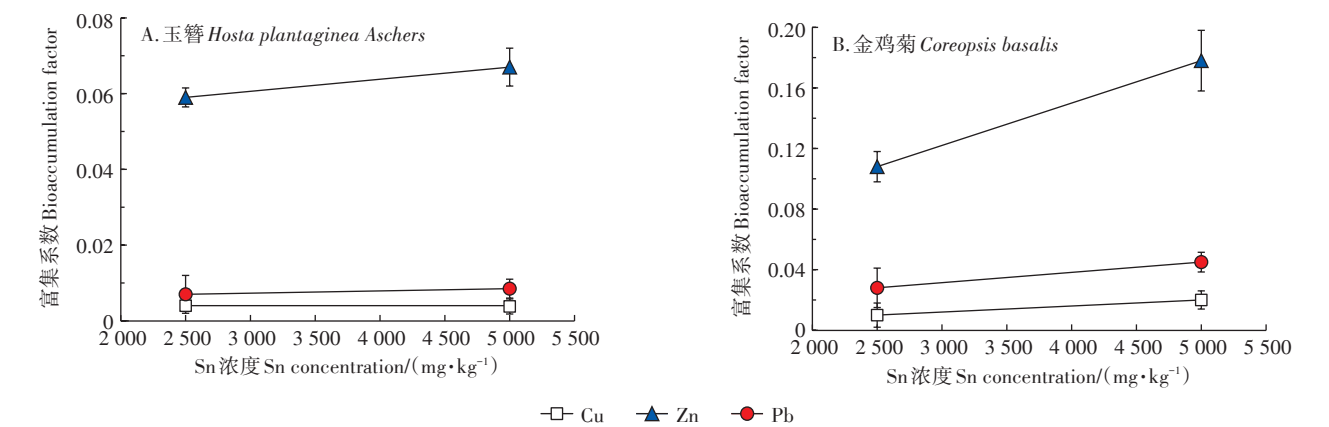


图3 Sn对土壤中共存重金属富集系数的影响

Figure 3 Effect of Sn on bioaccumulation factors of co-existed heavy metals

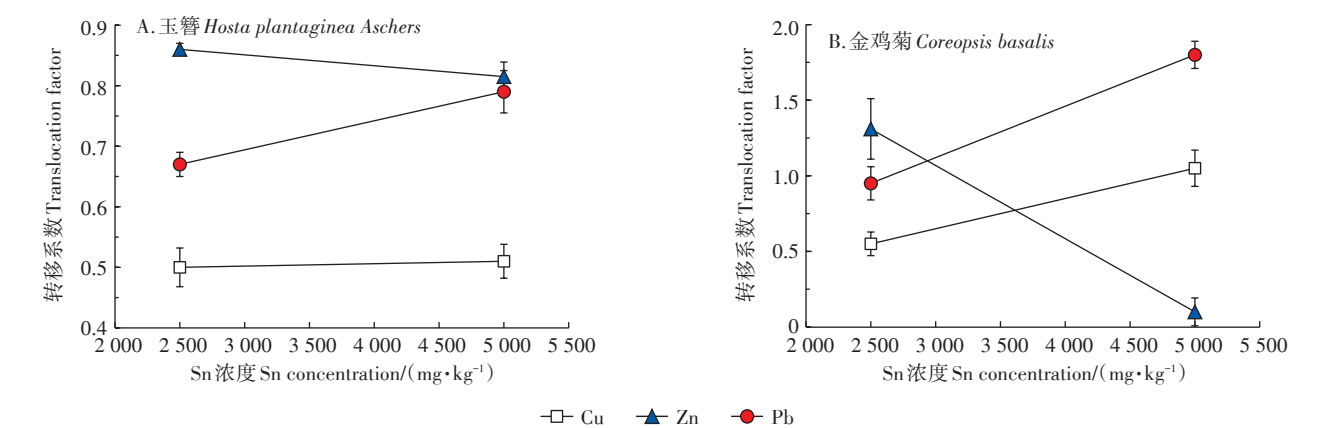


图4 Sn对土壤中共存重金属转移系数的影响

Figure 4 Effect of Sn on translocation factors of co-existed heavy metals

表4 玉簪和金鸡菊体内富集Sn与土壤中复合重金属之间的多元回归分析							
Table 4 Stepwise multiple regression analysis between accumulated Sn concentrations in <i>Hosta plantaginea</i> Aschers and <i>Coreopsis basalis</i> and heavy metals in soil							
花卉 Type	部位 Plant organ	因变量 Variance	多元回归方程 Stepwise multiple regression analysis	R^2	x_3 偏相关系数 x_3 partial correlation coefficient	x_4 偏相关系数 x_4 partial correlation coefficient	
玉簪 <i>Hosta plantaginea</i> Aschers	地上部	Sn 含量	$y=0.043x_3+0.002x_4+27.264$	0.899	0.909*	0.234	
	地下部	Sn 含量	$y=0.011x_3-3.569\times10^{-5}x_4+36.643$	0.301	0.546	-0.017	
金鸡菊 <i>Coreopsis basalis</i>	地上部	Sn 含量	$y=0.030x_3+0.006x_4+25.328$	0.877	0.811	0.923*	
	地下部	Sn 含量	$y=0.013x_3+0.001x_4+46.360$	0.149	0.363	0.186	

注:y代表植株体内各部位的Sn含量,mg·kg⁻¹;x₁,x₂,x₃和x₄分别代表土壤中添加的Cu、Pb、Zn和Sn的浓度,mg·kg⁻¹;*代表P<0.05;x₁和x₂不具有统计学意义,从分析中剔除了两个变量。

Note:y corresponds to the Sn concentrations accumulated in plant, mg·kg⁻¹;x₁,x₂,x₃ and x₄ correspond to the concentrations of Cu,Pb,Zn, and Sn in soil, respectively, mg·kg⁻¹;* represents the significance of P<0.05. x₁ and x₂ are dropped during the stepwise multiple regression analysis because of non-statistical meaning.

并且增加叶部的自由脯氨酸含量^[26],因而Zn降低了重金属污染物对植物的胁迫;地下部Sn含量与Zn的积累无显著相关性,而与投加的Sn具有负交互作用。金鸡菊地上部Sn含量与投加的Sn呈显著正相关,地下部积累Sn含量与投加Sn呈正相关但不显著。已有的研究表明,环境中复合重金属污染物之间交互作用的表现,与各重金属的浓度及其组合关系、作物种类、作用部位和暴露方式等密切相关,相同种类和浓度的

重金属在不同种类的作物及其不同作用器官中所表现的交互作用都可能不同^[3,27]。例如,简敏菲等^[28]研究发现,Cd和Pb复合污染物一定程度上抑制了湿地植物丁香蓼的生长,使其叶绿素含量和抗氧化酶活性等降低。朱娜等^[29]研究发现不同品种蔬菜由于生理机制的不同,对Cd和Pb复合污染物的耐性和吸收规律差异很大,400 mg·kg⁻¹ Pb和5 mg·kg⁻¹ Cd复合污染胁迫下,相比其他蔬菜品种,青梗大叶空心菜和半青白空心菜地上可食部分生物量大,吸收富集Cd和Pb能力低,是Cd和Pb复合污染土壤中栽培的较好选择。

生物体暴露在复合污染物中,其对机体同时作用产生的生物效应与任何一种单独化学污染分别作用所产生的生物学效应完全不同^[3,30]。未来还需要深入探究各种重金属污染物相互作用的效应及其与植物种类和作用部位的关系。

4 结论

(1)在单一Sn污染土壤中,随Sn浓度的升高玉簪和金鸡菊的生长受到抑制,生物量减少,特别是当土壤中Sn浓度高达5 000 mg·kg⁻¹和10 000 mg·kg⁻¹时,玉簪和金鸡菊的生物量显著减少。

(2)低浓度Sn污染条件下Sn与Cu-Pb-Zn复合污染物产生拮抗效应,一定程度上抑制了Sn对玉簪和金鸡菊的毒性;高浓度Sn污染条件下Sn与Cu-Pb-Zn复合污染产生协同效应,增加了Sn对金鸡菊的毒性。Cu-Pb-Zn复合污染提高了土壤中可生物利用的Sn含量,使玉簪和金鸡菊中富集的Sn含量增加,同时也使玉簪和金鸡菊转移Sn的能力增加。

(3)在重金属复合污染胁迫下,总体上玉簪和金鸡菊体内富集Cu、Pb和Zn的浓度顺序为Zn>Pb>Cu。随着土壤中Sn浓度的增加,玉簪和金鸡菊对共存的3种重金属污染物的富集量也相应增加,且对共存重金属的转移系数产生了较大影响。

(4)玉簪和金鸡菊地上部和地下部积累Sn的含量与土壤中Zn和Sn的污染浓度有一定线性关系,但与Cu和Pb不存在交互作用。共存重金属污染物改变了Sn在宿根花卉植物体内的富集和转移能力,同时Sn的存在也改变了共存重金属污染物在宿根花卉体内的富集能力。

参考文献:

[1] Hou X Y, Liu S L, Cheng F Y, et al. Vegetation community composition

along disturbance gradients of four typical open-pit mines in Yunnan Province of southwest China[J]. *Land Degradation and Development*, 2019, 30(4):437-447.

[2] Shao J P, Song X B, Li G X, et al. Evaluation of soil fertility and heavy metal contamination in abandoned regions of tin mine, China[C]//Proceedings of the 2015 International Forum on Energy, Environment Science and Materials, 2015:1298-1306.

[3] 周启星. 复合污染生态学[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1995. ZHOU Qi-xing. Ecology of combined pollution[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995.

[4] Cui S, Zhou Q X, Chao L. Potential hyperaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in enduring plants distributed in an old smelter, northeast China[J]. *Environmental Geology*, 2007, 51(6):1043-1048.

[5] 甘凤伟, 方维萱, 王训练, 等. 锡矿尾矿库土壤-食用马铃薯和豌豆中重金属污染状况[J]. 生态环境, 2008, 17(5):1847-1852. GAN Feng-wei, FANG Wei-xuan, WANG Xun-lian, et al. The heavy metal contamination in soil-potato and pea of tin tailings[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(5):1847-1852.

[6] 雷冬梅, 段昌群, 王明. 云南不同矿区废弃地土壤肥力与重金属污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2):612-616. LEI Dong-mei, DUAN Chang-qun, WANG Ming. Soil fertility and heavy metal contamination in abandoned regions of different mine tailings in Yunnan Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2):612-616.

[7] 宋书巧. 矿山开发的环境响应与资源环境一体化研究[D]. 广州:中山大学, 2004. SONG Shu-qiao. Environmental effects of mining and strategies for integration of mine resources and environment[D]. Guangzhou: Sun Yat-Sen University, 2004.

[8] Ashraf M A, Maah M J, Yusoff I. Chemical speciation and potential mobility of heavy metals in the soil of former tin mining catchment[J]. *Scientific World Journal*, 2012, 2012:125608.

[9] 周启星, 魏树和, 刁春燕. 污染土壤生态修复基本原理及研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2):419-424. ZHOU Qi-xing, WEI Shu-he, DIAO Chun-yan. Basic principles and researching progress in ecological remediation of contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2):419-424.

[10] Wang C Y, Wu B D, Jiang K, et al. Effects of different types of heavy metal pollution on functional traits of invasive redroot Pigweed and native red Amaranth[J]. *International Journal of Environmental Research*, 2018, 12(4):419-427.

[11] Zhou J H, Cheng K, Zheng J Y, et al. Physiological and biochemical characteristics of *Cinnamomum camphora* in response to Cu- and Cd-contaminated soil[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2019, 230(1):15.

[12] Sun R L, Zhou Q X, Sun F H, et al. Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L.[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 60(3):468-476.

[13] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京:科学出版社, 2004. ZHOU Qi-xing, SONG Yu-fang. Remediation of contaminated soils: Principles and methods[M]. Beijing: Science Press, 2004.

[14] Chandrasekhar C, Ray J G. Lead accumulation, growth responses and

- biochemical changes of three plant species exposed to soil amended with different concentrations of lead nitrate[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 171:26-36.
- [15] Wei S H, Zhou Q X, Zhan J, et al. Potential of *Taraxacum mongolicum* Hand-Mazz for accelerating phytoextraction of cadmium in combination with eco-friendly amendments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 181(1/2/3):480-484.
- [16] 章明奎, 夏建强. 土壤重金属形态对径流中重金属流失的影响[J]. 水土保持学报, 2004, 18(4):1-3, 88. ZHANG Ming-kui, XIA Jian-qiang. Effects of soil heavy metal fractions on transport of metals in surface runoff[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18(4):1-3, 88.
- [17] Jing F, Chen X M, Yang Z J, et al. Heavy metals status, transport mechanisms, sources, and factors affecting their mobility in Chinese agricultural soils[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(3):104.
- [18] 姚娜. 外源 Ag、Bi、Pb、In、Sb 和 Sn 在土壤中的吸附特性和迁移转化研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2004. YAO Na. Study on adsorption property, vertical movement and transformation of extraneous Ag, Bi, Pb, In, Sb and Sn in soils[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2004.
- [19] 文方, 姚娜, 周友亚, 等. 我国 3 种自然土壤中稀有金属的化学形态分布特征研究[J]. 环境科学, 2011, 32(5):1422-1429. WEN Fang, YAO Na, ZHOU You-ya, et al. Chemical speciation of rare metals in three natural soils of China[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(5):1422-1429.
- [20] 樊佳奇, 牛来春, 庞磊. 云南地区不同园林植物对土壤重金属的吸收富集特征[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(7):467-472. FAN Jia-qi, NIU Lai-chun, PANG Lei. Accumulative characteristics of heavy metals for various garden plants in Yunnan[J]. *Chinese Journal of Jiangsu Agricultural Science*, 2016, 44(7):467-472.
- [21] Zhao J, Liu R, Jin J, et al. Vertical distribution and speciation characteristics of heavy metals in wetlands soils of Ziyaxin River downstream [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35(10):2044-2050.
- [22] Olivari I, Paz S, Gutierrez A J, et al. Macroelement, trace element, and toxic metal levels in leaves and infusions of yerba mate (*Ilex paraguariensis*) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(17):21341-21352.
- [23] Yadegari M. Effects of Zn, Fe, Mn and Cu foliar application on essential oils and morpho-physiological traits of lemon balm (*Melissa Officinalis* L.) [J]. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*, 2017, 20(2):485-495.
- [24] Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals[M]. Second edition, Springer-Verlag New York Berlin Heidelberg, 2001.
- [25] Teng Y, Zhou Q. Metal status in soils within a developing education park: Potential risk of land development[J]. *Land Degradation & Development*, 2020, 31(4):430-438.
- [26] Farooq M, Ullah A, Usman M, et al. Application of zinc and biochar help to mitigate cadmium stress in bread wheat raised from seeds with high intrinsic zinc[J]. *Chemosphere*, 2020, 260:127652.
- [27] 郭观林, 周启星. 土壤-植物系统复合污染研究进展[J]. 应用生态学报, 2003, 14(5):823-828. GUO Guan-lin, ZHOU Qi-xing. Advances of research on combined pollution in soil-plant systems[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(5):823-828.
- [28] 简敏菲, 史雅甜, 陈涛, 等. 重金属镉、铅胁迫下湿地植物丁香蓼的生理生化特征研究[J]. 江西师范大学学报(自然科学版), 2017, 41(1):94-98. JIAN Min-fei, SHI Ya-tian, CHEN Tao, et al. The physiological and biochemical characteristics of the wetland plant *Ludwigia prostrata* Roxb under the heavy metal pollution stress of cadmium lead[J]. *Journal of Jiangxi Normal University(Natural Science)*, 2017, 41(1):94-98.
- [29] 朱娜, 李富荣, 李敏, 等. 铅镉复合污染对不同品种蕹菜生长和重金属累积特性的影响[J]. 热带农业科学, 2016, 36(6):66-70. ZHU Na, LI Fu-rong, LI Min, et al. Effects of combined Pb and Cd pollution on growth and heavy metal accumulation characteristics of different *Ipomoea aquatica* cultivars[J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*, 2016, 36(6):66-70.
- [30] Liu J, He X X, Lin X R, et al. Ecological Effects of combined pollution associated with E-waste recycling on the composition and diversity of soil microbial communities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(11):6438-6447.