

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1027

谢倚慧,张明华,熊瑞,等.马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下的耐性和解毒机制[J].生态与农村环境学报,2021,37(9):1209-1217.

XIE Yi-hui, ZHANG Ming-hua, XIONG Rui, et al. Study on the Tolerance and Detoxification Mechanisms of *Lantana camara* under the Combined Stress of Cadmium, Lead and Zinc[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(9): 1209-1217.

马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下的耐性和解毒机制

谢倚慧¹, 张明华¹, 熊瑞¹, 李婷¹, 蒲玉琳¹, 徐小逊², 李云¹, 张世熔², 贾永霞¹ (1. 四川农业大学资源学院, 四川成都 611130; 2. 四川农业大学环境学院, 四川成都 611130)

摘要: 采用盆栽试验,研究了不同含量镉、铅、锌复合污染条件下马缨丹(*Lantana camara*)的生物量、相对电导率、重金属含量、亚细胞分布及形态特征,以期明确马缨丹在复合胁迫下的耐性及解毒机制。结果表明:(1)随着重金属复合污染含量升高,马缨丹生物量先增加后降低,直到T6[$w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为60、800和1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]处理,其生长开始明显受到抑制。(2)马缨丹根系和叶片相对电导率随复合污染含量升高而升高,T3[$w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为10、200和400 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]和T4[$w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为20、400和600 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]处理显著高于对照。(3)马缨丹各部位镉含量随污染程度加重,呈先增加后降低趋势;铅、锌含量则随污染程度加重而不断上升。复合胁迫下,马缨丹根系镉、锌含量均高于地上部,铅含量低于地上部。(4)马缨丹体内镉、铅主要分布于可溶性组分(45.2%~62.5%和44.2%~66.7%),其次为细胞壁(29.7%~44.0%和25.2%~44.1%),可溶性组分(39.2%~52.4%)和细胞壁(39.8%~50.4%)中锌含量则相差不大,3种重金属在细胞器中均分布较少(7.1%~12.2%、6.0%~13.1%和4.8%~11.6%)。(5)3种重金属在马缨丹各器官中均主要以氯化钠提取态和醋酸提取态等毒性较低的形式存在,其分别占总量的50.7%~73.2%、47.9%~58.9%和46.7%~63.2%,而毒性较高的乙醇提取态和去离子水提取态占比较少,分别仅占总量的14.2%~20.8%、14.6%~28.4%和19.6%~32.2%。可见,马缨丹在镉、铅、锌复合胁迫下具有较高的耐性,其主要耐性机制为根系对重金属的固持、细胞壁和可溶性组分的区隔化作用以及改变重金属化学形态,使其主要以低毒形态存在。

关键词: 马缨丹; 重金属; 复合污染; 亚细胞分布; 形态特征

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)09-1209-09

Study on the Tolerance and Detoxification Mechanisms of *Lantana camara* under the Combined Stress of Cadmium, Lead and Zinc. XIE Yi-hui¹, ZHANG Ming-hua¹, XIONG Rui¹, LI Ting¹, PU Yu-lin¹, XU Xiao-xun², LI Yun¹, ZHANG Shi-rong², JIA Yong-xia¹ (1. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. College of Environmental Sciences, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: *Lantana camara* is considered to have high tolerance to the Cd, Pb and Zn co-contaminated soil because it can grow normally in Pb-Zn mining area. However, its tolerance and detoxification mechanisms remain unknown. In this study, a pot experiment was conducted to investigate the biomass, relative electrical conductivity, heavy metal content, subcellular distribution and chemical forms of Cd, Pb and Zn in *L. camara*. The results reveal that: (1) With the increase in the concentrations of heavy metals compound pollution, the biomass of *L. camara* first increased and then decreased. And it was not until T6 [$w(\text{Cd})$ as 60 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Pb})$ as 800 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Zn})$ as 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] treatment that its growth was significantly inhibited; (2) The relative electrical conductivity in roots and leaves of *L. camara* gradually increased with the rising concentrations of heavy metals, and were significantly higher than that in the control in T3 [$w(\text{Cd})$ as 10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Pb})$ as 200 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Zn})$ as 400 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] and T4 [$w(\text{Cd})$ as 20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Pb})$ as 400 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $w(\text{Zn})$ as 600 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] treatments, respectively; (3) The Cd concentrations in various parts of *L. camara* showed a trend of first increasing and then decreasing with the increase of pollution; the Pb and Zn concentrations continued to rise. The content of Cd and Zn in roots of *L. camara* was higher than that in shoots, and the content of Pb was con-

收稿日期: 2020-12-21

基金项目: 国家自然科学基金(41101298); 四川农业大学双支计划

① 通信作者 E-mail: yongxiajia@163.com

trast; (4) Cd and Pb were mainly distributed in the soluble fraction (45.2%–62.5% and 44.2%–66.7%, respectively), followed by the cell wall (29.7%–44.0% and 25.2%–44.1%, respectively), while the concentration of Zn in the soluble fraction (39.2%–52.4%) was similar to that in the cell wall (39.8%–50.4%). A minor part of Cd, Pb and Zn (7.1%–12.2%, 6.0%–13.1% and 4.8%–11.6%, respectively) accumulated in the organelles; (5) Most of Cd, Pb and Zn in the plant organ were mainly in the forms of NaCl and HAc extractable, accounting for 50.7%–73.2%, 47.9%–58.9% and 46.7%–63.2% of total Cd, Pb and Zn, respectively, while the 80% ethanol extractable and deionized water extractable forms accounted for 14.2%–20.8%, 14.6%–28.4% and 19.6%–32.2%, respectively. These results show that *L. camara* has high tolerance to the Cd, Pb and Zn co-contaminated soil, and the retention of Cd and Zn in the roots, the store of a large amount of heavy metal in cell wall and soluble fraction, and the formation of less toxic chemical forms are important detoxification mechanisms in *L. camara*.

Key words: *Lantana camara*; heavy metal; combined pollution; subcellular distribution; chemical form

近年来,矿产开采和冶炼导致大量重金属释放、迁移进入土壤,造成严重的土壤重金属污染^[1-2]。四川铅锌矿产资源丰富,是我国 5 大铅锌矿生产基地之一,分布有较多共生或伴生镉的铅锌矿^[3]。矿山开采带来经济效益的同时,也使矿区及周边土壤受到不同程度的重金属污染,其中以镉、铅、锌复合污染最为严重^[4]。土壤中过量的重金属易被植物吸收,抑制植物根系生长,影响植物养分吸收;同时,过量的重金属能破坏植物细胞结构,抑制叶绿素合成和多种生理代谢过程,造成植物黄化、枯萎,甚至死亡^[5-6]。

为提高自身对重金属的适应性,不少植物形成了独特的解毒机制,主要有外部排斥机制和内部耐受机制^[7]。前者指植物可通过某些途径以减少自身对重金属的吸收,或将吸收的重金属元素大部分固定在根系中,限制其向地上部运输。如石菖蒲^[8]以及木贼和蜈蚣草^[9]等可通过减少对铅、镉的吸收来提高自身耐性,而覆瓦栎^[10]以及香附子和土荆芥^[9]则是通过根系的固持作用来缓解镉、铅、锌对植物地上部的毒害。内部耐受机制指重金属在植物体内以不具生物活性的解毒形式存在。区隔化作用是重要的内部耐受机制之一,它主要是将重金属储存在液泡或细胞壁,使之与细胞中代谢活跃的器官分隔开,从而降低重金属对植物细胞的伤害^[11-12]。研究发现,蓖麻可将吸收的镉、锌固定在细胞壁上以缓解毒性^[13];而萱草^[14]和天蓝遏蓝菜^[15]体内的镉、铅则主要存在于可溶性组分中,通过液泡区隔化以降低毒害。植物体内的蛋白质、果胶酸盐、草酸盐等物质也可与重金属结合,改变其存在形态,影响其毒性和迁移能力^[16-17]。镉在华中蹄盖蕨^[18]和大豆^[19]中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态等毒性较低的形式存在,而圆叶无心菜^[20]和波斯菊^[21]体内的铅、锌则是以毒性更低的醋酸提取态和盐酸提取态存在。以上研究表明不同植物对

重金属的解毒机制不同,研究重金属在植物各器官中含量、亚细胞分布及化学形态特征对明确植物解毒机制具有重要意义。

马缨丹(*Lantana camara*)又名五色梅,为马鞭草科马缨丹属常绿小灌木,是一种花、叶两用的观赏性植物,广泛分布于我国四川、云南、浙江等地。马缨丹生长速度快,生物量大,且生态适应性强,不仅能在四川省汉源县富泉铅锌矿区自然生长,而且是该矿区的一种优势植物,表明马缨丹对镉、铅、锌复合污染可能具有较高耐性。前期研究^[22-23]发现,马缨丹在镉、铅单一污染条件下可通过减少镉、铅向地上部转运和区隔化作用来缓解重金属毒害。但马缨丹在镉、铅、锌复合污染条件下的耐性和解毒机制尚不明确。因此,以汉源县富泉铅锌矿区马缨丹为材料,通过盆栽试验,研究其在镉、铅、锌复合污染条件下,各部位重金属的含量、亚细胞分布模式和赋存形态,探讨马缨丹在复合污染条件下耐性和解毒机制,以期为矿区植被恢复和重金属污染土壤治理提供一定参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试马缨丹采自四川省汉源县富泉铅锌矿区。试验所用土壤采自四川省成都市温江区公平镇农用地。土壤基本理化性质:pH 值为 6.74,有机质含量为 21.1 mg · kg⁻¹,碱解氮含量为 65.4 mg · kg⁻¹,速效钾含量为 212.1 mg · kg⁻¹,速效磷含量为 47.5 mg · kg⁻¹,全镉含量为 0.072 mg · kg⁻¹,全铅含量为 68.4 mg · kg⁻¹,全锌含量为 94.8 mg · kg⁻¹,均低于 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险筛选标准(试行)》风险筛选值。

1.2 试验方法

试验于 2017 年 6—10 月在四川农业大学成都校区塑料大棚内进行。试验所用土壤经风干、压

碎、过 5 mm 孔径筛后,装入 40 cm×30 cm 塑料盆中,每盆装土 8.0 kg。试验共设置 8 个重金属处理含量(表 1),以不添加重金属为对照,每个处理重复 5 次。将相应量的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ (分析纯)、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (分析纯) 和 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (分析纯) 配制成溶液,与土壤混合均匀,放置 4 周,使重金属达到平衡状态。

表 1 不同 Cd、Pb、Zn 含量处理

Table 1 Different treatments of Cd, Pb, Zn concentration

| 处理 | $w/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ | | |
|----|--------------------------------------|-------|-------|
| | Cd | Pb | Zn |
| CK | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 1 | 50 | 100 |
| T2 | 5 | 100 | 200 |
| T3 | 10 | 200 | 400 |
| T4 | 20 | 400 | 600 |
| T5 | 40 | 600 | 800 |
| T6 | 60 | 800 | 1 000 |
| T7 | 80 | 1 000 | 1 500 |

马缨丹采用扦插方式育苗。剪取 10~15 cm 左右当年生马缨丹枝条作为插穗,待扦插成活长出 2~3 片新叶后,选取长势基本一致的幼苗进行移栽,每盆 3 株。在马缨丹生长期,定期浇水、除草,观察植物生长情况。于 90 d 后收获植株,进行各项指标测定。

1.3 测定方法

1.3.1 生物量的测定

将采集植物样品分为地上部和根系 2 个部分,经洗净、烘干后测定干重。

1.3.2 相对电导率的测定

电导率采用 DDS-12A 型电导率仪测定,相对

电导率为煮沸前电导率与煮沸后电导率的比值。

1.3.3 重金属含量的测定

植物样品中重金属含量测定参照 ZHANG 等^[24]的湿灰化法:采用 $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$ 的混合液将植物样品进行消化,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。

1.3.4 亚细胞分级

亚细胞组分的分离参照 FU 等^[25]的亚细胞分级方法:采用差速离心法将植物样品分离为细胞壁、细胞器和可溶性组分 3 个部分,分离出的各组分采用 $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$ 混合液消化后,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。

1.3.5 重金属形态测定

重金属形态测定参照白雪等^[26]的逐步提取法并进行改进:分别采用 w 为 80% 乙醇、去离子水、 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 氯化钠溶液、 w 为 2% 醋酸、 $0.6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐酸逐级提取植物样品中重金属,提取液及残渣采用 $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$ 混合液进行消化后,采用原子吸收光谱仪(AAS)测定重金属含量。各提取液对应形态分别为乙醇提取态、水提取态、氯化钠提取态、醋酸提取态和盐酸提取态,残渣经消化后为残渣态。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行数据统计与分析,采用最小显著差法(LSD)对差异显著性($P < 0.05$)进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 镉、铅、锌复合污染对马缨丹生物量的影响

不同镉、铅、锌含量处理马缨丹生物量见表 2。

表 2 不同 Cd、Pb、Zn 含量处理马缨丹各部分生物量和相对电导率的变化

Table 2 The dry weight and relative electrical conductivity of *Lantana camara* under different treatments of heavy metal concentrations

| 处理 | 生物量/ $(\text{g} \cdot \text{株}^{-1})$ | | | 相对电导率/% | |
|----|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | 根系 | 地上部 | 全株 | 根系 | 叶片 |
| CK | 0.67±0.02 ^c | 3.03±0.10 ^c | 3.70±0.19 ^c | 17.94±2.11 ^d | 33.57±2.29 ^e |
| T1 | 1.06±0.11 ^a | 4.14±0.24 ^a | 5.20±0.45 ^a | 18.27±1.46 ^d | 34.20±3.32 ^{de} |
| T2 | 1.18±0.19 ^a | 4.82±0.44 ^a | 6.00±0.73 ^a | 18.65±2.18 ^d | 37.32±1.59 ^{de} |
| T3 | 0.88±0.06 ^b | 4.45±0.10 ^a | 5.33±0.16 ^a | 20.24±2.00 ^d | 38.39±2.17 ^d |
| T4 | 0.77±0.17 ^{bc} | 3.59±0.15 ^b | 4.36±0.32 ^b | 24.99±2.20 ^c | 42.16±1.54 ^c |
| T5 | 0.55±0.03 ^d | 2.77±0.28 ^{cd} | 3.32±0.21 ^{cd} | 27.81±3.39 ^{bc} | 47.11±2.06 ^b |
| T6 | 0.54±0.03 ^d | 2.71±0.14 ^d | 3.25±0.10 ^d | 32.50±2.14 ^{ab} | 49.53±1.97 ^b |
| T7 | 0.45±0.16 ^e | 2.46±0.18 ^d | 2.91±0.13 ^e | 37.45±2.97 ^a | 54.62±1.80 ^a |

同一列数据后英文小写字母不同表示不同处理间某指标差异显著($P < 0.05$)。

如表 2 所示,当镉、铅、锌含量从 CK 增至 T2 处理时,马缨丹根系、地上部和全株生物量随重金属

处理含量增加而增加,且以 T2 处理为最大,分别为 CK 的 1.76、1.59 和 1.62 倍;当污染含量大于 T2 处

理时,马缨丹各部位生物量随重金属含量增加而呈不断下降趋势,T5 处理马缨丹根系生物量较 CK 显著降低,T6 处理地上部和全株生物量较 CK 显著降低。T7 处理马缨丹根系、地上部和全株生物量最小,较对照分别降低 32.8%、18.9%和 21.4%。在高含量重金属复合污染条件下,马缨丹生长才会受到抑制,表明其对镉、铅、锌复合污染具有较好耐性。

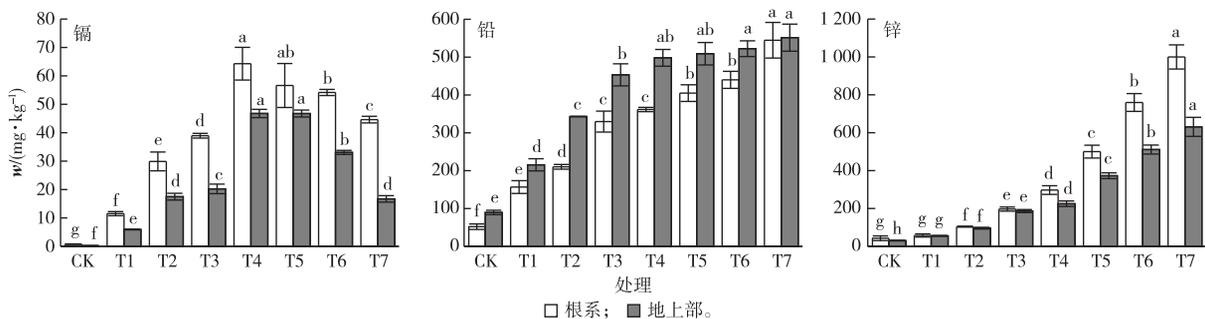
2.2 镉、铅、锌复合污染对马缨丹相对电导率的影响

不同镉、铅、锌复合处理马缨丹根系和叶片相对电导率变化情况见表 2。如表 2 所示,随着重金属处理含量增加,马缨丹根系和叶片相对电导率呈现逐渐上升趋势,分别于 T3 和 T4 处理时显著高于 CK,且均在 T7 处理时达到最大,分别为 CK 的 2.08

和 1.45 倍。由此可见,随着重金属复合污染程度加重,马缨丹细胞膜受损害程度不断加深。

2.3 马缨丹各部位中镉、铅、锌含量

马缨丹根系和地上部镉、铅、锌含量见图 1。如图 1 所示,随着镉、铅、锌复合污染程度加重,马缨丹地上部和根系镉含量先升高后降低,且在 T4 处理时达到最大值,分别为 CK 的 8.25 和 11.07 倍。马缨丹地上部和根系铅、锌含量则随着污染程度加重而逐渐上升,在 T7 处理时达到最大,分别为 CK 的 10.47、6.15 倍和 23.35、20.80 倍。各处理马缨丹根系镉、锌含量均高于地上部,而地上部铅含量则高于根系,表明马缨丹根系对镉、锌具有较好的固持能力。



同一幅图中,同一组直方柱上方英文小写字母不同表示马缨丹同部位不同处理间某指标差异显著($P < 0.05$)。

图 1 不同重金属含量处理马缨丹根系和地上部镉、铅、锌含量

Fig. 1 The contents of Cd, Pb and Zn in the root and shoot of *Lantana camara* under different treatments of heavy metal concentrations

2.4 马缨丹各器官中镉、铅、锌的亚细胞分布

马缨丹各器官中镉、铅、锌的亚细胞分布情况见图 2。如图 2 所示,在不同含量镉、铅、锌复合污染条件下,马缨丹根、茎、叶中镉、铅主要存在于可溶性组分(45.2%~62.5%和 44.2%~66.7%)中,细胞壁(29.7%~44.0%和 25.2%~44.1%)次之,细胞器(7.1%~12.2%和 6.0%~13.1%)中分布最少。随着复合处理含量升高,马缨丹各器官中镉、铅在可溶性组分中占比降低,在细胞壁中占比提高,在细胞器中占比变化不明显。马缨丹各器官中锌主要分布于细胞壁和可溶性组分中,且两者占比相差不大,分别占总量的 39.8%~50.4%和 39.2%~52.4%,而在细胞器中占比较少,仅占总量的 4.8%~11.6%。提高重金属含量对锌在马缨丹各器官中占比的影响不明显。

2.5 马缨丹各器官中镉、铅、锌的化学形态特征

不同形态镉、铅、锌在马缨丹各器官中的分配存在差异(图 3)。镉在马缨丹根、茎、叶中主要以氯

化钠提取态和醋酸提取态(50.7%~73.2%)形式存在,乙醇提取态和水提取态(14.2%~20.8%)占比较少。当镉、铅、锌复合含量增加时,马缨丹根中氯化钠提取态镉占比增加,醋酸提取态镉占比降低,而在茎、叶中变化规律却相反,其他形态镉在根、茎、叶中占比变化不大。铅在马缨丹各器官中占比规律与镉相似,主要以氯化钠提取态和醋酸提取态为主,占总量的 47.9%~58.9%,乙醇提取态和水提取态较少,仅占总量的 14.6%~28.4%;随着污染程度加重,马缨丹叶片中乙醇提取态铅占比降低,水提取态铅占比上升,而在根、茎中两者变化不明显;在各器官中,氯化钠提取态铅占比随重金属含量增加而降低,醋酸提取态、盐酸提取态和残渣态铅占比却随重金属含量增加而增加。锌在马缨丹各器官中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态(46.7%~63.2%)形式存在,乙醇提取态和水提取态锌(19.6~32.2%)次之,残渣态和盐酸提取态锌(12.8%~21.1%)占比最小;随着重金属含量增加,

马缨丹根部乙醇提取态锌占比增加, 醋酸提取态锌占比降低, 而在茎、叶中, 前者变化不明显, 后者则有所上升; 在各器官中, 氯化钠提取态锌占比随重

金属含量增加而降低, 盐酸提取态、残渣态锌则相反, 而水提取态锌占比变化不明显。

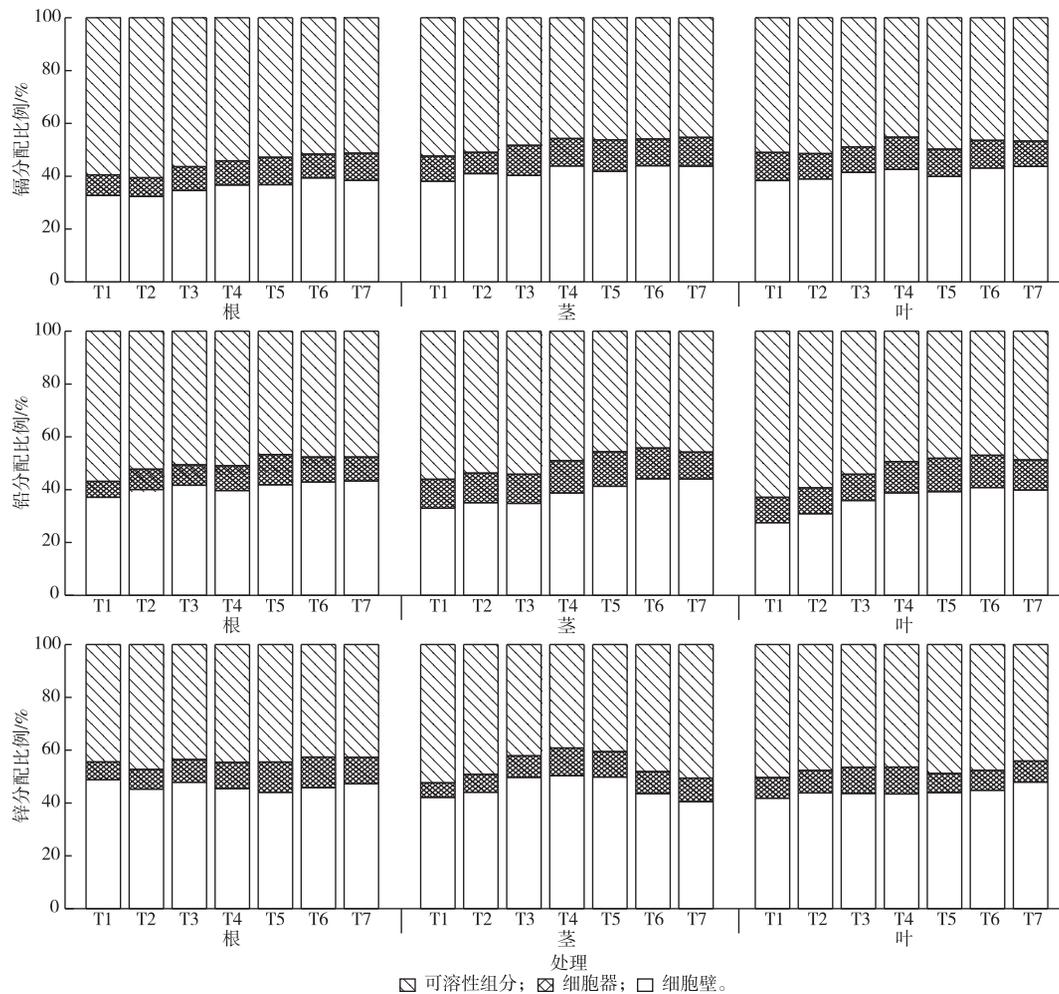


图2 不同重金属含量处理马缨丹各器官亚细胞组分中镉、铅、锌的分配比例

Fig. 2 Distribution ratio of Cd, Pb and Zn in subcellular components in various organs of *Lantana camara* under different treatment concentrations of heavy metals

3 讨论

镉、铅、锌等重金属易被植物吸收并积累, 积累超过一定程度时, 会对植物产生毒害作用, 使植物表现出叶片失绿、生长迟缓、植株矮小等症状; 然而, 少量重金属却对植物生长有一定促进作用^[16,27]。研究^[28]表明, 低水平重金属复合污染可刺激玉米幼苗生长, 高水平污染才会对玉米幼苗生长表现出抑制作用, 且随着胁迫水平增加, 抑制作用逐渐增强。笔者试验发现, 低含量镉、铅、锌复合污染条件下马缨丹生物量显著高于CK, 在高含量污染条件下, 马缨丹生物量才随污染程度加重表现出逐渐降低趋势, 直至T6 [$w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分

别为60、800和1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]处理, 土壤重金属含量远高于GB 15618—2018中风险筛选值 [$w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Pb})$ 和 $w(\text{Zn})$ 分别为0.3、120和250 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]和风险管理值 [$w(\text{Cd})$ 和 $w(\text{Pb})$ 分别为3.0和700 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]时才较CK显著降低。这表明马缨丹能在高含量镉、铅、锌复合污染条件下正常生长, 对镉、铅、锌具有较高耐性。T7处理马缨丹根系和地上部生物量均达到最小, 且根系生物量下降幅度(32.8%)大于地上部(18.9%), 表明在同样高含量复合污染水平下, 马缨丹地上部受到的毒害作用小于根系。

重金属离子可与巯基和磷脂类物质反应, 破坏细胞膜蛋白和磷脂类结构, 使得细胞膜透性增加,

大量电解质外渗,引起离子平衡失调和细胞代谢紊乱^[29]。相对电导率是表征膜透性的重要指标之一。研究^[30]发现,在镉、铅、锌单一污染条件下,天竺葵叶片相对电导率随重金属含量上升而显著上升。笔者试验结果表明,随着镉、铅、锌复合污染程度加重,马缨丹根系和叶片相对电导率不断上升,但直到 T3 处理才与 CK 表现出显著差异,表明马缨丹对

低含量重金属胁迫有一定耐受能力,但随着污染程度加重,马缨丹细胞膜损害程度加深。T7 处理马缨丹根系和叶片相对电导率均达到最大,且根系相对电导率上升幅度(2.08 倍)大于叶片(1.45 倍),表明在高含量镉、铅、锌复合胁迫下,马缨丹叶片损害程度小于根系。这可能是马缨丹地上部受重金属毒害作用低于根系的原因。

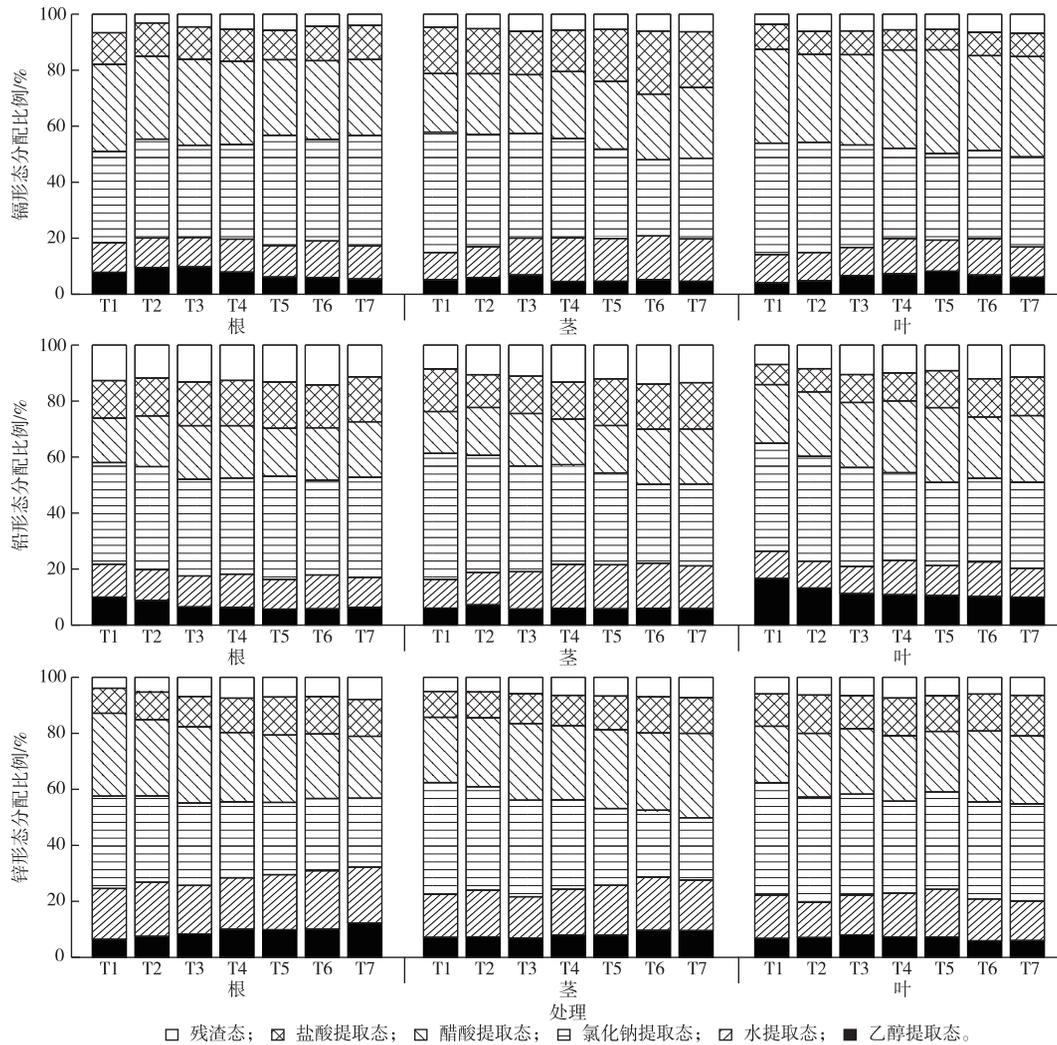


图3 不同重金属含量处理马缨丹各器官中镉、铅、锌的形态特征
 Fig.3 Morphological characteristics of Cd, Pb and Zn in various organs of *Lantana camara* under different treatment concentrations of heavy metals

重金属在植物体内各器官中的积累和分布与其耐性密切相关。研究^[31-32]发现,在复合污染条件下,铅、锌可抑制川芎和天蓝遏蓝菜对镉的吸收,提高植物耐性。对比前期研究,镉、铅、锌单一污染条件下,马缨丹各部位中重金属含量随污染含量升高而升高^[22-23,33];而笔者研究中,随着镉、铅、锌复合含量增加,马缨丹各部位中铅、锌含量逐渐增加,镉含量则表现出先增加后降低的趋势。这可能是由

于镉、铅、锌均为二价阳离子,较多的铅、锌离子会占据根系表面的吸附位点^[34],使得在复合污染条件下,马缨丹根系对镉的吸收减少,减轻了镉对马缨丹的毒害,增强了马缨丹对复合污染的耐性。在不同含量镉、铅、锌单一污染条件下,马缨丹根系中镉含量始终高于地上部;在低铅含量条件下较地上部更高,在高铅含量条件下较地上部更低;锌含量则相反^[22-23,33]。笔者试验中,在复合污染条件下,马

马缨丹根系铅含量低于地上部,而镉、锌含量均高于地上部,表明在重金属胁迫下,马缨丹可将大部分镉、锌固定在根系中,减轻其对地上部的伤害,增强自身耐性。对比马缨丹在单一和复合污染条件下各部位重金属分布情况,发现复合污染时镉含量与单一污染时相同,复合污染时铅、锌含量则与单一污染时不同,复合污染条件下,马缨丹地上部铅含量均高于根系,锌含量均低于根系,表明复合污染对铅在马缨丹体内的转运有一定促进作用;对锌则有一定抑制作用。简敏菲等^[35]发现,镉、铅复合处理时,镉可促进丁香蓼体内铅的转运;而在镉、锌复合污染条件下,镉会抑制柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii*)体内锌向地上部转移^[36]。这是因为一方面,植物根系中核酸、蛋白质和多糖可与重金属结合形成大分子物质或不易溶解的有机分子沉积,将其固定在根部,提高自身耐性。但马缨丹根系对重金属的固持能力有限,在复合污染条件下, Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 与 Pb^{2+} 间相互竞争,抢占结合位点,从而促进铅向地上部转运;另一方面,重金属离子向地上部的运输通过某些载体完成,不同金属离子可能是由相同的转运蛋白介导,因此,在镉、铅、锌复合污染条件下, Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 可能会抢夺同一运输载体,从而抑制锌向地上部的转运^[37]。由此可见,重金属离子由根系转运至地上部时,相互之间的作用是复杂的,具体作用机制还有待进一步探究。

区隔化作用是植物在重金属胁迫下重要的内部耐受机制之一。植物细胞壁上含有大量果胶酸、多糖和蛋白质等物质,可与重金属离子结合,将其固定在细胞壁中,限制重金属在细胞内的跨膜运输,维持细胞的正常生理代谢过程。然而,细胞壁并不能完全阻隔重金属,部分重金属离子仍可进入原生质体。已进入原生质体的金属离子大多会被运送到液泡中,与富硫肽和有机酸等物质结合,贮存于液泡中,减少对细胞器造成的伤害^[11-12]。朱光旭等^[38]发现,野艾蒿、胜红蓟和野苘蒿3种菊科植物根、茎、叶中镉、铅、锌主要分布于细胞壁和可溶性组分中,在细胞器中分布较少。笔者研究中,镉、铅主要储存于可溶性组分(45.2%~62.5%和44.2%~66.7%)中,细胞壁(29.7%~44.0%和25.2%~44.1%)次之,这表明细胞壁对镉、铅的固持能力有限,进入植物体内的镉、铅主要被转运至液泡中以缓解毒害;锌在马缨丹细胞壁(39.8%~50.4%)和可溶性组分(39.2%~52.4%)中占比较高,且相差不大,表明相较于镉、铅,马缨丹细胞壁对锌的固持作用更强,细胞壁固持和液泡区隔化作

用均是马缨丹降低锌毒害的重要机制。细胞器作为植物细胞内代谢最活跃的部位,其重金属含量越多,植物受到的损害越大^[15]。笔者试验发现,在复合污染条件下,只有极少数镉、铅、锌分布于细胞器中,分别仅占总量的7.1%~12.2%、6.0%~13.1%和4.8%~11.6%,这与马缨丹在镉、铅、锌单一污染条件下的研究结果^[22-23,33]一致,表明在单一或复合污染条件下,区隔化作用都是增强马缨丹耐性、维持其正常生长的重要途径。马缨丹根系及其细胞器中重金属总含量大于地上部,这可能是马缨丹根系在镉、铅、锌复合胁迫下受抑制程度高于地上部的重要原因。

重金属在植物体内的毒性和迁移能力与其存在形态密切相关。乙醇提取态(主要提取无机盐和氨基酸盐)和水提取态(主要提取有机酸盐和水溶性磷酸盐)重金属具有较强迁移能力和较高毒性,氯化钠提取态(主要提取蛋白质和果胶酸盐)和醋酸提取态(主要提取难溶性磷酸盐)次之,盐酸提取态(主要提取草酸盐)和残渣态的迁移能力和毒性最弱^[16-17]。笔者研究发现,镉、铅、锌在马缨丹各器官中主要以氯化钠提取态和醋酸提取态形式存在,这与XIN等^[39]对荻的研究结果相似,表明重金属在马缨丹体内主要与蛋白质、果胶酸盐和难溶性磷酸盐结合,形成毒性较低的复合物以提高自身耐性。随着重金属处理含量增加,马缨丹茎、叶中醋酸提取态镉,醋酸提取态、盐酸提取态和残渣态铅、锌占比增加,表明马缨丹地上部可通过将重金属转变为毒性较低的形态以减轻镉、铅、锌的毒害。同时,马缨丹茎、叶中乙醇提取态和水提取态锌较同形态镉、铅占比更高,这可能是由于锌是植物生长的必需营养元素之一,在植物体内迁移能力较强,能被转移至生理代谢所需部位,满足植物生长发育需要。

4 结论

(1) 马缨丹对镉、铅、锌复合污染具有较好耐性,能够忍耐 $w(Cd)$ 、 $w(Pb)$ 和 $w(Zn)$ 分别为40、600和800 $mg \cdot kg^{-1}$ 的复合污染,可用于锌矿区植被恢复和重金属污染土壤治理。

(2) 镉、铅、锌复合胁迫下,马缨丹可将大部分重金属,尤其是镉、锌滞留在根系中,限制其向地上部转运以提高自身耐性;同时,马缨丹根系中重金属总量高于地上部,这是地上部受毒害程度低于根系的重要原因。

(3) 细胞壁固持和液泡区隔化作用是马缨丹增强自身耐性的重要途径,且相较于锌而言,马缨丹

对镉、铅的耐性主要依赖于液泡区隔化作用。同时,通过螯合作用将镉、铅、锌转变为毒性较低的氯化钠提取态和醋酸提取态也是马缨丹重要的耐性和解毒机制之一。

参考文献:

- [1] KALYVAS G, GASPARATOS D, LIZA C A, *et al.* Single and Combined Effect of Chelating, Reductive Agents, and Agro-industrial By-product Treatments on As, Pb, and Zn Mobility in a Mine-affected Soil over Time[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(5): 5536–5546.
- [2] 宋波, 田美玲, 庞瑞, 等. 桂北某铅锌矿影响区土壤和柑橘中重金属含量及柑橘产业再优化研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(10): 1268–1273. [SONG Bo, TIAN Mei-ling, PANG Rui, *et al.* Concentrations of Heavy Metal Contents in Soil and Citrus, and Citrus Industry Optimization near a Lead and Zinc Mine in Northern Guangxi[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(10): 1268–1273.]
- [3] 文金磊, 朱一民, 周菁, 等. 铅锌矿产资源特征及浮选工艺研究现状[J]. *矿产综合利用*, 2015(6): 1–6. [WEN Jin-lei, ZHU Yi-min, ZHOU Jing, *et al.* Research Status of Pb-Zn Mineral Resource Characteristics and Flotation Technology [J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2015(6): 1–6.]
- [4] 冯乾伟, 王兵, 马先杰, 等. 黔西北典型铅锌矿区土壤重金属污染特征及其来源分析[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2020, 39(4): 863–870. [FENG Qian-wei, WANG Bing, MA Xian-jie, *et al.* Pollution Characteristics and Source Analysis of Heavy Metals in Soils of Typical Lead-zinc Mining Areas in Northwest Guizhou, China[J]. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2020, 39(4): 863–870.]
- [5] COJOCARU P, GUSIATIN Z M, CRETESCU I. Phytoextraction of Cd and Zn as Single or Mixed Pollutants from Soil by Rape (*Brassica napus*) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(11): 10693–10701.
- [6] HUANG L K, WANG Q, ZHOU Q Y, *et al.* Cadmium Uptake from Soil and Transport by Leafy Vegetables: A Meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114677.
- [7] SARWAR N, IMRAN M, SHAHEEN M R, *et al.* Phytoremediation Strategies for Soils Contaminated with Heavy Metals: Modifications and Future Perspectives[J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710–721.
- [8] 杨俊兴, 胡健, 郭庆军, 等. 铅胁迫对不同湿地植物耐性和吸收的影响[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(10): 2738–2744. [YANG Jun-xing, HU Jian, GUO Qing-jun, *et al.* Effects of Lead Stress on Tolerance and Uptake of Different Wetland Plant Species[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, 35(10): 2738–2744.]
- [9] 刘足根, 彭昆国, 方红亚, 等. 江西大余县荡坪钨矿尾矿区自然植物组成及其重金属富集特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(2): 220–224. [LIU Zu-gen, PENG Kun-guo, FANG Hong-ya, *et al.* Characteristics of Composition and Accumulation of Heavy Metal of Natural Plant on Dangping Wolfram Mine Tailing Wasteland Areas of Dayu County in Jiangxi Province[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, 19(2): 220–224.]
- [10] 施翔, 王树凤, 陈益泰, 等. 5 种栎树幼苗对铅锌尾矿砂的耐性与植被恢复前景[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(12): 4091–4098. [SHI Xiang, WANG Shu-feng, CHEN Yi-tai, *et al.* Tolerance and Vegetation Restoration Prospect of Seedlings of Five Oak Species for Pb/Zn Mine Tailing[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(12): 4091–4098.]
- [11] PAN G, YAN W D, ZHANG H P, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms Involved in Manganese Accumulation and Detoxification for *Xanthium strumarium* L. [J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124531.
- [12] CHENG Y R, WANG C, CHAI S Y, *et al.* Ammonium N Influences the Uptakes, Translocations, Subcellular Distributions and Chemical Forms of Cd and Zn to Mediate the Cd/Zn Interactions in Dwarf Polish Wheat (*Triticum polonicum* L.) Seedlings[J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 1164–1171.
- [13] HE C Q, ZHAO Y P, WANG F F, *et al.* Phytoremediation of Soil Heavy Metals (Cd and Zn) by Castor Seedlings: Tolerance, Accumulation and Subcellular Distribution [J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126471.
- [14] 李红婷, 董然. 2 种萱草对铅、镉的吸收累积及其在亚细胞中的分布和化学形态特征[J]. *华南农业大学学报*, 2015, 36(4): 59–64. [LI Hong-ting, DONG Ran. Pb & Cd Absorption and Accumulation Characteristics, Subcellular Distribution and Chemical Forms in Two Types of Hemerocallis Plants[J]. *Journal of South China Agricultural University*, 2015, 36(4): 59–64.]
- [15] COSIO C, DESANTIS L, FREY B, *et al.* Distribution of Cadmium in Leaves of *Thlaspi caerulescens* [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, 56(412): 765–775.
- [16] XIAO Z H, PAN G, LI X H, *et al.* Effects of Exogenous Manganese on Its Plant Growth, Subcellular Distribution, Chemical Forms, Physiological and Biochemical Traits in *Cleome viscosa* L. [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 198: 110696.
- [17] YANG L P, ZHU J, WANG P, *et al.* Effect of Cd on Growth, Physiological Response, Cd Subcellular Distribution and Chemical Forms of *Koeleria paniculata* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 160: 10–18.
- [18] ZHANG S J, LI T X, HUANG H G, *et al.* Phytoremediation of Cadmium Using Plant Species of *Athyrium wardii* (Hook.) [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2014, 11(3): 757–764.
- [19] WANG P, DENG X J, HUANG Y A, *et al.* Comparison of Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium among Four Soybean Cultivars at Young Seedlings[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(24): 19584–19595.
- [20] ZU Y Q, LI Y, MIN H, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Form of Pb in Hyperaccumulator *Arenaria orbiculata* and Response of Root Exudates to Pb Addition [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2015, 9(2): 250–258.
- [21] DU J, ZENG J, MING X Y, *et al.* The Presence of Zinc Reduced Cadmium Uptake and Translocation in *Cosmos bipinnatus* Seedlings under Cadmium/Zinc Combined Stress [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2020, 151: 223–232.
- [22] 罗弦, 方继宇, 张春梅, 等. 马缨丹对铅的生理响应及铅在亚细

- 胞中的分布特征[J].生态学杂志,2016,35(9):2442-2448. [LUO Xian, FANG Ji-yu, ZHANG Chun-mei, *et al.* Physiological Response of *Lantana camara* L. under Lead Stress and Subcellular Distribution of Lead[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(9): 2442-2448.]
- [23] 方继宇,贾永霞,张春梅,等.马缨丹对镉的生长响应及其富集、转运和亚细胞分布特点研究[J].生态环境学报,2014,23(10):1677-1682. [FANG Ji-yu, JIA Yong-xia, ZHANG Chun-mei, *et al.* Effects of Cadmium on Growth Response of *Lantana camara* L. and Its Accumulation, Translocation and Subcellular Distribution of Cd[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(10):1677-1682.]
- [24] ZHANG S R, LIN H C, DENG L J, *et al.* Cadmium Tolerance and Accumulation Characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. [J]. Ecological Engineering, 2013, 51: 133-139.
- [25] FU X P, DOU C M, CHEN Y X, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium in *Phytolacca americana* L. [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(1): 103-107.
- [26] 白雪,陈亚慧,耿凯,等.镉在三色堇中的积累及亚细胞与化学形态分布[J].环境科学学报,2014,34(6):1600-1605. [BAI Xue, CHEN Ya-hui, GENG Kai, *et al.* Accumulation, Subcellular Distribution and Chemical Forms of Cadmium in *Viola tricolor* L. [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(6): 1600-1605.]
- [27] LIU L, LI Y F, TANG J J, *et al.* Plant Coexistence Can Enhance Phytoextraction of Cadmium by Tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) in Contaminated Soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(3): 453-460.
- [28] 陆干,李磊明,陶祥运,等.Pb、Cu胁迫对玉米(*Zea mays* L.)生长、细胞色素合成以及重金属吸收特性的影响[J].安徽农业大学学报,2017,44(5):905-911. [LU Gan, LI Lei-ming, TAO Xiang-yun, *et al.* Effects of Lead and Copper Stress on Growth, Pigment Content and Heavy Metal Absorption in Corn (*Zea mays* L.) [J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2017, 44(5): 905-911.]
- [29] YUE L, LIAN F, HAN Y, *et al.* The Effect of Biochar Nanoparticles on Rice Plant Growth and the Uptake of Heavy Metals: Implications for Agronomic Benefits and Potential Risk[J]. Science of the Total Environment, 2019, 656: 9-18.
- [30] 牟祚民,姜贝贝,潘远智,等.重金属胁迫对天竺葵生长及生理特性的影响[J].草业科学,2019,36(2):434-441. [MU Zuomin, JIANG Bei-bei, PAN Yuan-zhi, *et al.* Effect of Heavy Metal Stress on the Growth and Physiological Characteristics of *Pelargonium hortorum* [J]. Pratacultural Science, 2019, 36(2): 434-441.]
- [31] 李笑媛,陈润芍,许安妮,等.川芎对镉、铅及其复合处理的生理响应[J].应用与环境生物学报,2019,25(2):321-327. [LI Xiao-yuan, CHEN Run-shao, XU An-ni, *et al.* Physiological Response to Cadmium, Lead, and Their Combination Stress in *Ligusticum chuanxiong* Hort [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2019, 25(2): 321-327.]
- [32] ZHAO F J, JIANG R F, DUNHAM S J, *et al.* Cadmium Uptake, Translocation and Tolerance in the Hyperaccumulator *Arabidopsis halleri* [J]. New Phytologist, 2006, 172(4): 646-654.
- [33] 张春梅.马缨丹对镉、铜的生理响应和富集特征研究[D].雅安:四川农业大学,2016. [ZHANG Chun-mei. Study on Physiological Response and Enrichment Characteristics of Zinc, Copper in *Lantana camara* L. [D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2016.]
- [34] ZARE A A, KHOSHGOFTARMANESH A H, MALAKOUTI M J, *et al.* Root Uptake and Shoot Accumulation of Cadmium by Lettuce at Various Cd: Zn Ratios in Nutrient Solution[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 148: 441-446.
- [35] 简敏菲,张乖乖,史雅甜,等.土壤镉、铅及其复合污染胁迫对丁香蓼(*Ludwigia prostrata*)生长和光合荧光特性的影响[J].应用与环境生物学报,2017,23(5):837-844. [JIAN Min-fei, ZHANG Guai-guai, SHI Ya-tian, *et al.* Effects of Single and Combined Pollution Stress of Cadmium and Lead in Soil on the Growth and Photosynthetic Fluorescence Characteristics of *Ludwigia prostrata* [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2017, 23(5): 837-844.]
- [36] QIU R L, THANGAVEL P, HU P J, *et al.* Interaction of Cadmium and Zinc on Accumulation and Sub-cellular Distribution in Leaves of Hyperaccumulator *Potentilla griffithii* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2/3): 1425-1430.
- [37] PENCE N S, LARSEN P B, EBBS S D, *et al.* The Molecular Physiology of Heavy Metal Transport in the Zn/Cd Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. PNAS, 2000, 97(9): 4956-4960.
- [38] 朱光旭,肖化云,郭庆军,等.铅锌尾矿污染区3种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征[J].环境科学,2017,38(7):3054-3060. [ZHU Guang-xu, XIAO Hua-yun, GUO Qing-jun, *et al.* Subcellular Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in Three Types of Compositae Plants from Lead-zinc Tailings Area [J]. Environmental Science, 2017, 38(7): 3054-3060.]
- [39] XIN J P, ZHANG Y, TIAN R N. Tolerance Mechanism of *Triarrhena sacchariflora* (Maxim.) Nakai. Seedlings to Lead and Cadmium: Translocation, Subcellular Distribution, Chemical Forms and Variations in Leaf Ultrastructure [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 165: 611-621.

作者简介: 谢倚慧(1997—),女,四川内江人,主要从事土壤污染生态修复方面的研究。E-mail: 2711437187@qq.com

(责任编辑:王昌群)