文章编号:1001-1498(2016)04-0515-06

# 藤本植物中具镉超积累特征植物的筛选

周杰良[1,2], 葛大兵[1], 李树战[3], 邓沛怡[2], 高 霞[1], 何丽波[1,4*]

(1. 湖南农业大学,湖南 长沙 410127; 2. 湖南生物机电职业技术学院,湖南 长沙 410127;
3. 中南林业科技大学,湖南 长沙 410004; 4. 中国林业科学研究院亚热带林业研究所,浙江 杭州 311400)

**摘要:**[**目的**]筛选出对重金属镉(Cd)具有强富集作用的植物,以修复被镉污染的土壤。[**方法**]以湖南常见的25种藤本植物为参试样本,采用室内水培和室外盆栽相结合的方法,设置不同浓度的重金属镉溶液处理参试植株当年生扦插苗,定量测定供试植物根部、茎部和叶片三部分的镉含量及生物量,分析参试植物对重金属镉的耐性和富集特性。[**结果**]水培筛选试验表明:蔓长春花对Cd污染的耐性较强,转移系数和富集系数均大于1,具备了镉超富集植物的基本特征。盆栽浓度梯度试验结果表明:当土壤中Cd投加浓度为25、50 mg $kg^{-1}$时,蔓长春花地上部分生物量没有明显下降,且地上部分Cd含量均大于其根部,叶片中Cd含量均大于Cd超积累植物应达到的临界含量标准(100 mg · $kg^{-1}$)。[**结论**]从25种参试植物中筛选出的蔓长春花具有重金属镉超富集植物的基本特征,是一种新的镉超积累植物,建议在重金属镉污染土壤中进一步测试。

**关键词:**蔓长春花;重金属富集;镉;土壤污染
**中图分类号:**S714.6 **文献标识码:**A

# Selection for Cd-hyperaccumulator Plant from 25 Lianas Species

*ZHOU Jie-liang*[1,2], *GE Da-bing*[1], *LI Shu-zhan*[3], *DENG Pei-yi*[2], *GAO Xia*[1], *HE Li-bo*[1,4]

(1. Hunan Agricultural University, Changsha 410127, Hunan, China; 2. Hunan Biological and Electromagnetic Polytechnic, Changsha 410127, Hunan, China; 3. Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, Hunan, China; 4. Research Institute of Subtropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Hangzhou 311400, Zhejiang, China)

**Abstract:**[**Objective**] To select the cadmium (Cd) -hyperaccumulator plant for remediating the soil polluted by Cd. [**Method**] 25 lianas species were sampled in Hunan Province, China. The method of indoor hydroponics and outdoor pot experiment were designed. The Cd content from root, stem and leaf were analyzed by quantitative analyzing. [**Result**] The results showed that *Vinca major* had stronger tolerance to Cd, and both the enrichment coefficient and transfer coefficient were higher than 1 and provided with the basic characteristics of Cd-hyperaccumulator plant in water cultivation. In pot experiment, the aboveground biomass was not significant reduced and the Cd content was higher than underground when the concentration of Cd in soil was 25, 50 mg · $kg^{-1}$, respectively, meanwhile, the cumulant ability reached to the standard of 100 mg $kg^{-1}$ in leaf. [**Conclusion**] *V. major* is a species for Cd hyperaccumulator, deeply further test should be carried out.

**Keywords:** *Vinca major*; heavy metal hyperaccumulator; Cd; soil pollution

随着现代工农业生产的发展,农药化肥施用量、工业“三废”、城市垃圾产生量不断增加,导致土壤中镉(Cd)含量增高[1]。镉不易被土壤微生物分解,易被植物吸收积累,其污染为不可逆的累积过程,还

收稿日期:2015-12-22
基金项目: 湖南省教育厅科学研究项目(10C0214);湖南省科技计划重点项目(2012FJ4565);湖南省科技计划项目(2012SK3177)
作者简介: 周杰良(1972—),男,湖南隆回人,副教授,博士研究生,主要从事植物生态研究.
* 通讯作者:何丽波(1982—),女,博士后,从事园林植物研究. E-mail: libohe1982@gmail.com

通过食物链富集,危害人体健康。土壤重金属污染使农产品的安全性受到严重威胁,我国受重金属污染的农田土壤约 2 500 万 $hm^2$,导致每年粮食减产 500 多万 t,受污染粮食多达 150 万 t[2]。我国区域农田土壤 Cd 的富集最为严重[3],而采用传统的物理和化学方法难以实施修复,目前普遍认为植物修复技术最有希望,重金属富集植物的筛选是植物修复技术的基础和关键[4]。目前已被确认的超积累植物约 400 多种,但以镍(Ni)的超积累植物为主,占 70% 左右,同时植物生长有一定的区域性,引种生态后果很难预测[5],故筛选本土的超积累植物意义重大。

近几年镉超积累植物的筛选工作主要集中在蕨类、园林植物和杂草方面[6-8]。藤本植物是适应性很强的植物类群,抗旱能力强,繁殖迅速,根系发达,生长速度很快,地面覆盖率较好,固土力强,观赏价值高,生物量可不进入食物链。藤本植物是一类较理想的植物修复资源。我国藤本植物种类丰富,共计有 85 科 409 属 3 073 种(含变种、亚种),占中国种子植物区系的 11.3%,湖南、湖北两省有 784 种[9],目前对藤本植物研究主要集中在种质资源的调查和园林垂直绿化方面,很少有藤本植物对重金属修复方面的报道。本研究以我国华中地区 25 种常见的藤本植物为试材,分析其对重金属镉的耐性和富集特征,为藤本植物在土壤重金属修复中的应用提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验场地的环境条件与供试植物

试验地点设在湖南省湖南生物机电职业技术学院藤本研究所苗圃内,地理位置为 113°5′ E,28°11′ N,海拔高度约 44.5 m。该地是重金属未污染区,属亚热带季风性湿润气候,年平均气温 17.2℃,年积温为 5 457℃,年均降水量 1 361.6 mm,全年无霜期平均 275 d,日照时数达 1 677 h。

参试的 25 种藤本植物为:木鳖子(*Momordicacochinchinensis*(Lour.)Spreng.)、茅莓(*Rubus parvifolius* L.)、清香藤(*Jasminum lanceolarium* Roxb.)、白英(*Solanum lyratum* Thunb.)、络石(*Trachelospermum jasminoides*(Lindl.)Lem.)、蔓长春花(*Vinca major* L.)、羊乳(*Codonopsis lanceolata* (Sieb. et Zucc.) Trautv.)、杠板归(*Polygonum perfoliatum* L.)、单叶铁线莲(*Clematis henryi* Oliv.)、毛花猕猴桃(*Actinidia eriantha* Benth.)、五叶地锦(*Parthenocissus quinquefolia* Planch.)、蛇葡萄(*Ampelopsis heterophylla* (Thunb.) Sieb.)、金银花(*Lonicera japonica* Thunb.)、薜荔(*Ficus pumila* Linn.)、地瓜榕(*Ficus tikoua* Bur.)、龙须藤(*Bauhinia championii* Benth.)、扶芳藤(*Euonymus fortunei*(Turcz.)Hand.-Mazz.)、常春藤(*Hedera nepalensis* var. *sinensis* Rehd.)、茑萝(*Quamoclit pennata*(Lam.)Bojer.)、凌霄(*Campsis grandiflora*(Thunb.)K. Schum.)、菝葜(*Smilax china* L.)、常春油麻藤(*Mucuna sempervirens* Hemsl.)、风龙(*Sinomenium acutum* Rehd.)、三叶木通(*Akebia trifoliata*(Thunb.)Koidz.)、毛鸡矢藤(*Paederiascandensvar tomentosa*(BL.)Hand.-Mazz.)。

### 1.2 水培初步筛选试验

25 个供试品种均采用当年生扦插苗,扦插基质为珍珠岩,生根后,取生长基本一致的扦插苗,移至 2 L 玻璃瓶中,每瓶 5 株,外包裹黑色聚乙烯薄膜防止营养液见光,营养液为霍格兰营养液。幼苗先在营养液中培养 2 周,每隔 2 d 更换 1 次营养液,营养液 pH 值 6.5,24 h 连续通气。环境控制:温度为光照/黑暗 25℃/20℃,相对湿度 60%～70%,光照/黑暗时间为 14 h/10 h。幼苗在营养液生长 2 周后进行加镉处理,镉源为 $CdNO_3$,加镉水平为 10 mg·$kg^{-1}$(T1),不加镉的营养液为对照(CK),每处理重复 3 次,加镉培养 14 d 后测定。

### 1.3 盆栽浓度梯度试验

水培初步筛选试验结果表明,蔓长春花是具有 Cd 超积累特征的植物,由于水培环境跟土壤环境不一致,镉胁迫的浓度较低(10 mg·$kg^{-1}$),水培筛选的时间短(14 d),需通过更高的镉浓度土培试验和更长的镉胁迫生长期来检验蔓长春花对 Cd 的积累潜力,以进一步确认是否为 Cd 超积累植物。

试验地点湖南生物机电职业技术学院藤本研究所苗圃内。盆栽所用土壤取自苗圃表土,盆栽土壤基本理化性质为 pH 值 6.65,有机质 16.75 g·$kg^{-1}$,全 N 0.74 g·$kg^{-1}$,全 P 0.69 g·$kg^{-1}$,有效 P 10.32 mg·$kg^{-1}$,速效 K89.06 mg·$kg^{-1}$,重金属元素背景值分别为总 Cd 0.15 mg·$kg^{-1}$。共设了 4 个处理,外源 Cd 投加浓度分别为:0 mg·$kg^{-1}$(CK)、25 mg·$kg^{-1}$(T1)、50 mg·$kg^{-1}$(T2)、100 mg·$kg^{-1}$(T3),投加的重金属形态为分析纯 $CdCl_2·2.5H_2O$,以固态加入盆土,充分混匀,平衡两周后待用。每一塑料盆($\phi$ =20 cm,H = 15 cm)装入 1.5 kg 处理土,

盆下有托盘,接下漏的水。

本试验于 2014 年 5 月 15 日开始,盆栽植物为蔓长春花扦插苗,幼苗高度为 12 ±2 cm,来自该校藤本研究所苗圃内,每盆 5 棵,3 次重复,各重复间栽入的苗数一致。遮雨栽培。根据盆缺水情况,不定期浇自来水(水中未检出 Cd),保持土壤含水量在田间持水量的 80% 左右。蔓长春花于 8 月 15 日测定。

### 1.4　样品分析及数据统计

收获的植物分为根部、茎部、叶片三部分,用自来水充分冲洗粘附于植物样品上的泥土和污物,然后再用去离子水冲洗,沥去水分,在 105℃下杀青 30 min,70℃下于烘箱中烘至恒质量粉碎备用。土壤样品风干后过 100 目筛备用,植物及土壤样品均采用 $HNO_3-HClO_4$ 法消化(体积比为 3:1),原子吸收分光光度计(日立 180 - 80)法测定其中的重金属含量,重复 3 次。

采用 SPSS17 软件进行方差(ANOVA)分析、多重比较和聚类分析。

## 2　结果与分析

### 2.1　水培筛选试验中植物对镉的耐性与富集特征

2.1.1　对生物量的影响　从表 1 可以看出,对 Cd 污染耐性分为 3 大类:

一类为蔓长春花,地上部分生物量未下降,而有增加,且差异显著,表现出对 Cd 污染具有较强的耐性。在这一浓度水平表现出对蔓长春花生长有某种刺激作用,这与已报道的植物对重金属污染的响应有相似之处[10-11]。

另一类为白英、羊乳、金银花、木鳖子、杠板归、薜荔、凌霄、五叶地锦、风龙 9 种植物,地上部分生物量与对照相比生物量下降,但差异不显著,表现较强的耐性。

其它 15 种又为一类,对 Cd 污染耐性差,镉胁迫显著降低植物的生物量,其中龙须藤生物量下降了 58%,耐性表现最弱。

**表 1　水培条件下不同藤本植物的生物量(干质量)**

| 编号 | 参试材料 | 生物量/(g·盆$^{-1}$) | | | 相对生物量 |
|---|---|---|---|---|---|
| | | CK | T1 | $p$ 值 | (T1/CK) |
| 1 | 木鳖子 | 1.65 ±0.98 | 1.53 +0.56 | 0.559 | 0.93 |
| 2 | 清香藤 | 4.52 ±1.12 | 3.58 +1.08* | 0.039 | 0.79 |
| 3 | 白英 | 6.24 ±1.94 | 6.27 ±1.10 | 0.835 | 1.00 |
| 4 | 络石 | 7.64 ±1.19 | 5.47 ±1.07** | 0.000 | 0.72 |
| 5 | 蔓长春花 | 3.02 ±1.10 | 3.73 ±0.61** | 0.000 | 1.09 |
| 6 | 羊乳 | 2.71 ±0.04 | 2.83 +0.21 | 0.594 | 1.04 |
| 7 | 杠板归 | 1.38 ±0.23 | 1.06 +0.39 | 0.073 | 0.77 |
| 8 | 单叶铁线莲 | 5.19 ±1.03 | 4.27 ±1.02** | 0.000 | 0.82 |
| 9 | 毛花猕猴桃 | 8.46 ±1.73 | 5.39 ±1.81** | 0.000 | 0.64 |
| 10 | 五叶地锦 | 8.22 ±2.18 | 7.60 ±1.87* | 0.033 | 0.92 |
| 11 | 蛇葡萄 | 9.68 ±2.03 | 9.05 ±1.08** | 0.000 | 0.93 |
| 12 | 金银花 | 9.48 ±1.11 | 7.34 ±1.03 | 0.298 | 0.77 |
| 13 | 薜荔 | 6.09 ±1.12 | 5.67 ±1.10 | 0.054 | 0.93 |
| 14 | 地瓜榕 | 8.79 ±1.06 | 6.35 ±1.05** | 0.004 | 0.72 |
| 15 | 龙须藤 | 7.66 ±1.05 | 3.22 ±1.10* | 0.016 | 0.42 |
| 16 | 扶芳藤 | 15.22 +4.05 | 10.80 ±3.96** | 0.000 | 0.71 |
| 17 | 常春藤 | 10.10 +2.06 | 8.73 ±1.80** | 0.003 | 0.86 |
| 18 | 茑萝 | 17.84 +2.12 | 14.60 ±3.09** | 0.000 | 0.82 |
| 19 | 凌霄 | 6.16 +1.12 | 6.02 ±1.04* | 0.035 | 0.98 |
| 20 | 菝葜 | 13.2 +3.05 | 7.96 ±1.93** | 0.000 | 0.60 |
| 21 | 常春油麻藤 | 13.32 ±2.04 | 10.18 ±1.44** | 0.000 | 0.76 |
| 22 | 风龙 | 17.62 ±3.14 | 16.35 ±3.27** | 0.012 | 0.93 |
| 23 | 三叶木通 | 18.69 ±2.15 | 10.68 +2.08** | 0.000 | 0.57 |
| 24 | 毛鸡矢藤 | 33.67 +9.06 | 30.34 +7.93** | 0.000 | 0.90 |
| 25 | 茅莓 | 25.61 ±7.21 | 20.60 ±6.36** | 0.000 | 0.80 |

注:**表示差异极显著($P<0.01$),*表示差异显著($P<0.05$)。

2.1.2　积累特性　从表 2 来看,不同种类植物对 Cd 的积累反应差异大,地上部分及根部的镉含量范围分别为 3.83 ～ 131.74 mg·kg$^{-1}$ 和 12.78 ～ 91.38 mg·kg$^{-1}$。蔓长春花对 Cd 的积累能力最强,

其地上部分和根部 Cd 含量分别为 131.74 和 62.49 mg·kg$^{-1}$,显著高于营养液中 Cd 的浓度(10 mg·kg$^{-1}$),已达到 100 mg·kg$^{-1}$临界浓度,且地上部分 Cd 含量大于根部 Cd 含量,转移系数达 2.11,表现出较强的从根部向地上部分运输 Cd 的能力,具备了重金属超积累植物应具有的基本特征。

风龙、常春油麻藤、茅莓对 Cd 的积累能力最弱,其地上部分 Cd 含量分别为 6.89、6.29、3.83 mg·kg$^{-1}$,都显著低于营养液中 Cd 的浓度,且地上部分 Cd 含量小于根部 Cd 含量,转移系数分别为 0.18、0.44、0.30,表现出弱的从根部向地上部分运输 Cd 的能力,因而并不具有重金属超积累植物的基本特征。其它 21 种植物地上部分对 Cd 有一定的积累能力,但地上部分 Cd 含量低于根部 Cd 含量,转移系数低于 1,表现出从根部向地上部分转移 Cd 的能力较弱,故对 Cd 的提取能力有限。

**表 2 水培条件下不同藤本植物的镉含量**

| 编号 | 参试材料 | Cd 含量/(mg·kg$^{-1}$) | | 转移系数 |
|---|---|---|---|---|
| | | 地上部分 T1 | 根部 T1 | |
| 1 | 木鳖子 | 59.08 ±9.81 | 71.84 ±10.17 | 0.82 |
| 2 | 清香藤 | 49.00 ±11.23 | 59.87 ±12.15 | 0.82 |
| 3 | 白英 | 8.92 +2.03 | 13.22 ±4.09 | 0.67 |
| 4 | 络石 | 13.59 ±9.10 | 22.02 ±9 +0.34 | 0.62 |
| 5 | 蔓长春花 | 131.74 +20.66 | 62.49 ±9.68 | 2.11 |
| 6 | 羊乳 | 75.03 ±19.24 | 91.38 ±14.33 | 0.82 |
| 7 | 杠板归 | 37.30 ±5.04 | 43.28 ±3.02 | 0.86 |
| 8 | 单叶铁线莲 | 21.78 ±2.02 | 33.24 ±3.03 | 0.66 |
| 9 | 毛花猕猴桃 | 27.07 ±3.78 | 51.88 ±5.30 | 0.52 |
| 10 | 五叶地锦 | 18.84 ±2.20 | 28.28 ±2.29 | 0.67 |
| 11 | 蛇葡萄 | 44.20 ±8.12 | 83.10 ±7.55 | 0.53 |
| 12 | 金银花 | 42.86 ±3.43 | 48.11 ±4.02 | 0.89 |
| 13 | 薜荔 | 27.43 ±2.19 | 38.28 ±3.61 | 0.72 |
| 14 | 地瓜榕 | 19.10 ±1.52 | 21.65 ±1.06 | 0.88 |
| 15 | 龙须藤 | 48.84 ±11.52 | 56.66 ±9.17 | 0.86 |
| 16 | 扶芳藤 | 36.84 ±3.89 | 38.79 ±5.63 | 0.95 |
| 17 | 常春藤 | 28.08 ±7.88 | 32.24 ±8.92 | 0.87 |
| 18 | 茑萝 | 43.46 ±6.71 | 45.86 ±7.94 | 0.95 |
| 19 | 凌霄 | 27.39 ±3.54 | 48.79 ±2.94 | 0.56 |
| 20 | 菝葜 | 39.44 ±3.03 | 61.38 ±4.40 | 0.64 |
| 21 | 常春油麻藤 | 6.29 ±2.16 | 14.29 ±2.26 | 0.44 |
| 22 | 风龙 | 6.89 ±1.45 | 38.53 ±5.33 | 0.18 |
| 23 | 三叶木通 | 34.01 ±2.54 | 41.88 ±3.46 | 0.81 |
| 24 | 毛鸡矢藤 | 13.32 ±1.92 | 35.80 ±3.15 | 0.37 |
| 25 | 茅莓 | 3.83 ±2.23 | 12.78 ±3.05 | 0.30 |

2.1.3 *对重金属耐性及积累能力聚类分析* 通常当土壤中重金属浓度超过临界浓度,植物的生长会受到抑制,最终表现为生物量的显著降低[12]。用相对生物量(T1/CK)作为耐性标准,相对生物量大的是耐性较强植物。富集系数越大,其积累能力越强。由于一般的植物地上部分生物量相对地下部分大,而且收获容易,故植物地上部分富集系数越大,转移系数越大,植物提取修复潜力越大,应用推广越方便。

用实际生物量、相对生物量、地上部分富集系数、转移系数 4 个变量进行系统聚类分析,分为 4 类:

第一类为超积累植物:蔓长春花相对生物量、地上部分富集系数、转移系数均满足超积累植物的选择标准,

第二类为具有修复潜力植物类:木鳖子、羊乳、蛇葡萄,镉含量高,生物量下降小、转移系数接近 1,达 0.8 以上。

第三类为耐性较强,地上部分积累性差植物类:毛鸡矢藤、茅莓、风龙。

第四类为耐性一般,积累性一般植物类:清香藤、白英、络石、杠板归、单叶铁线莲、毛花猕猴桃、五叶地锦、金银花、薜荔、地瓜榕、龙须藤、扶芳藤、常春藤、茑萝、凌霄、菝葜、常春油麻藤、三叶木通。

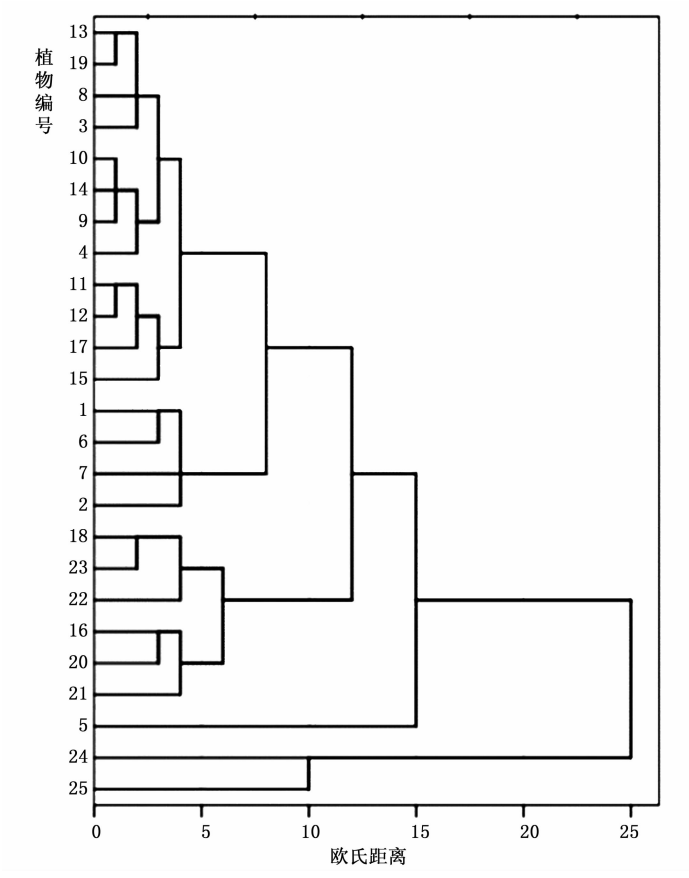


图 1　水培条件下基于重金属耐性及积累能力的聚类分析

## 2.2　浓度梯度试验对镉的耐性与富集特征

2.2.1　对 Cd 的耐性　由表 3 可知,随着镉胁迫的增加,生物量逐渐降低,蔓长春花在 Cd 投加浓度为 25、50 mg · kg$^{-1}$的处理中,与 CK 相比地上部分生物量差异不显著,但当土壤中 Cd 浓度为 100 mg · kg$^{-1}$时,植物的生长会受到明显抑制,生物量下降了 6%。

蔓长春花根系生物量的变化类似地上部分。随着镉胁迫的加剧,生物量也逐渐降低,生长受到影响。与地上部分不同的是,根部生物量变化相对更敏感,尽管蔓长春花在 Cd 投加浓度为 25 mg · kg$^{-1}$的处理中,与对照相比根系生物量未下降,但在 Cd 投加浓度大于 50 mg · kg$^{-1}$时,根部生物量均明显下降,Cd 投加浓度 100 mg · kg$^{-1}$时生物量下降了 30%,但与 50 mg · kg$^{-1}$处理比较,根部生物量下降无显著差异,可能蔓长春花根部将 Cd 转移到地上部分的原因。

2.2.2　Cd 的积累特性　由表 4 可知,随着镉胁迫的增加,转移效率逐渐下降,但在各处理中蔓长春花地上部分 Cd 含量均大于其根部 Cd 含量,转移系数均大于 1。在土壤中 Cd 投加浓度为 50 mg · kg$^{-1}$和 100 mg · kg$^{-1}$时,其地上部分和根部 Cd 含量均大于 100 mg · kg$^{-1}$,地上部分 Cd 富集系数也均大于 1,均满足 Cd 超积累植物应具有的临界含量特征和富集系数特征。同一处理水平,蔓长春花地上部分富集系数均大于根部富集系数,随着 Cd 投加浓度加大,地上部分富集系数和根部富集系数逐渐减小,但富集系数在 Cd 投加浓度为 100 mg · kg$^{-1}$时仍均大于 1,说明此时蔓长春花对 Cd 的积累可能还未趋近其所能积累的最大临界含量。

**表 3　不同处理水平下蔓长春花的生物量　g · 盆$^{-1}$**

| 处理 | 地上部分 | 根部 |
|---|---|---|
| CK | 3.369 2 aA | 0.649 8 aA |
| T1 | 3.404 2 aA | 0.658 8 aA |
| T2 | 3.345 6 aA | 0.468 9 bB |
| T3 | 3.179 7 bB | 0.452 5 bB |

注:表中不同小写字母代表不同 Cd 浓度处理下的显著性差异($p<0.05$);不同大写字母代表不同 Cd 浓度处理下的极显著性差异($p<0.01$),表 4 同。

# 3　讨论

近年来,我国发现了几种重金属超富集植物,如

表4 不同镉浓度处理下蔓常春各器官中的镉含量

| 处理 | Cd 含量/(mg·kg$^{-1}$) | | | 转移系数 | 地上部分富集系数 | 根部富集系数 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 根部 | 叶片 | 茎部 | | | |
| CK | 0.6178D | 2.369 2D | 1.310 9D | 3.0 | 12.3 | 4.1 |
| T1 | 92.937 0C | 144.623 2C | 104.623 2C | 1.3 | 5.0 | 3.7 |
| T2 | 133.444 0B | 190.820 0B | 146.820 0B | 1.1 | 3.4 | 2.7 |
| T3 | 164.846 0A | 225.980 8A | 187.980 8A | 1.0 | 2.1 | 1.6 |

As 超富集植物蜈蚣草(*Pterts vittata* L.)[13];Zn 超富集植物东南景天(*Sedum alfredii* H.)[14]、Cd 超富集植物宝山堇菜(*Viola baoshanensis* Shu, Liu et Lan)[15]、Mn 超富集植物商陆(*Phyrtolacca acinosa* Roxb.)等[16],并开展了相关研究。但总的来看,植物修复技术还不十分成熟,主要原因是超积累植物生物量小,生长地域受到限制,导致修复效率不高,进一步筛选超富集植物仍然是十分必要的。根据超积累植物衡量标准,蔓长春花在土壤 Cd 投入浓度 50 mg·kg$^{-1}$条件下,其地上部分镉含量达到 190.82 mg·kg$^{-1}$,超过 100 mg·kg$^{-1}$临界含量标准。在生物量积累方面,蔓长春花表现出对 Cd 有较强的耐性,富集系数最大为 3.4,且地上部分镉吸收量高于根部。总体上蔓长春花与已报道的镉超富集植物东南景天、宝山堇菜、龙葵(*Solanum nigrum* L.)[17]、芦蒿(*Artemisia selengensis* Turc.)[18]、苎麻(*Boehmeria nivea* (L.) Gaudich.)[19]相比,在生物量上没有优势,但蔓长春花作为藤本观赏植物,聚合观赏价值高、根系发达、抗逆强、易繁殖和适应性强的优势,尤其适于土壤破碎化的环境如废弃的矿山、重度石漠化区域进行生态修复,是其它植物无法比拟的。蔓长春花对重金属镉污染土壤的修复潜力大,建议进行耐性机理机制和污染区修复试验的深入研究。

## 4 结论

水培筛选试验和盆栽浓度梯度试验结果表明,参试的 25 种我国华中地区常见藤本植物中,蔓长春花具备了超富集植物应具有的临界含量特征、转移特征、耐性特征和富集系数特征,是一种新的镉超富集植物。

**参考文献:**

[1] 詹 杰,魏树和,牛荣成. 我国稻田土壤镉污染现状及安全生产新措施[J]. 农业环境科学学报,2012,31(7):1257-1263.

[2] 国家环境保护总局. 中东部地区生态环境现状调查报告[J]. 环境保护, 2003,26(8):3-8.

[3] 张小敏,张秀英,钟太洋,等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学,2014,35(2):692-703.

[4] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals: Concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91 (7): 869-881.

[5] Pollard A J, Reeves R D, Baker A J M. Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids[J]. Plant Science, 2014,217-218(1):8-17.

[6] Meharg A A. Variation in arsenic accumulation-hyperaccumulation in ferns and their allies[J]. New Phytologist, 2002,157(1):25-31.

[7] 刘家女,周启星,孙 挺. Cd-Pb 复合污染条件下 3 种花卉植物的生长反应及超积累特性研究[J]. 环境科学学报,2006(12):2039-2044.

[8] 魏树和,周启星,王 新. 18 种杂草对重金属的超积累特性研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003,11(2):152-60.

[9] 颜立红, 祁承经, 彭春良. 湖南湖北藤本植物物种多样性和生态特征[J]. 林业科学, 2006,42(11):17-22.

[10] Claire-Lise M, Nathalie V. The use of the model species *Arabidopsis halleri* towards phytoextraction of cadmium polluted soils[J]. New Biotechnology, 2012;30(1):9-14.

[11] Rim S, Fatma G, Saloua R, *et al*. Effects of nickel hyperaccumulation on physiological characteristics of *Alyssum murale* grown on metal contaminated waste amended soil[J]. International Journal of Phytoremediation, 2012,14(6):609-620.

[12] Shumaker K L, Begonia G. Heavy metal uptake, translocation, and bioaccumulation studies of Triticum aestivum cultivated in contaminated dredged materials[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2006,2(2):293-298.

[13] 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报,2002,47(3):207-210.

[14] 杨肖娥,龙新宪,倪吾钟,等. 东南景天(*Sedum alfredii* H.)——一种新的锌超积累植物[J]. 科学通报,2002,47(13):1003-1006.

[15] 刘 威,束文圣,蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报,2003,48(19):2046-2049.

[16] 薛生国,陈英旭,林 琦,等. 中国首次发现的锰超积累植物——商陆[J]. 生态学报,2003,23(5):935-937.

[17] 魏树和,周启星,王 新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. 环境科学,2005,26(3):167-171.

[18] 潘静娴,李新国. Cd 污染下蒌蒿生长和 Cd 蓄积特性的研究[J]. 土壤,2006,38(2):181-185.

[19] 佘 玮,揭雨成,邢虎成. 湖南石门、冷水江、浏阳 3 个矿区的苎麻重金属含量及累积特征[J]. 生态学报,2011,31(3):874-881.

(责任编辑:金立新)