

# 五节芒(*Miscanthus floridulus*)不同种群对镉积累与转运的差异研究

秦建桥<sup>1,2</sup>, 夏北成<sup>2\*</sup>, 赵 鹏<sup>2</sup>, 赵华荣<sup>2</sup>, 谢国晖<sup>3</sup>

(1.广东省环境科学研究院, 广州 510045; 2.中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 3.广东省佛山市高明区环境保护监测站, 广东 佛山 528500)

**摘 要** 采用盆栽试验的方法, 对比研究了来源于大宝山矿区和惠州博罗非矿区的两个五节芒种群在不同 Cd 含量土壤中的生长反应、Cd 富集能力及对土壤 Cd 形态的影响。结果表明, 来源不同的两个五节芒(*Miscanthus floridulus*)种群植株对土壤中不同浓度的 Cd 的生长反应不同, 低浓度 Cd 处理, 非矿区种群的地上部生物量即受到显著影响, 而矿区种群受到的影响不显著。Cd 处理浓度提高时, 非矿区种群的地上部生物量为对照的 30.17%~42.07%, 矿区种群地上部生物量为对照的 57.80%~67.04%。非矿区种群根部生物量随处理浓度的增加而降低, 为对照的 57.75%~64.08%, 而矿区种群显著升高, 为对照的 117.43%~135.56%。五节芒矿区种群地上部和根部的 Cd 含量随着土壤 Cd 处理浓度的升高而迅速升高, 其升高速度明显快于非矿区种群。五节芒矿区种群根部积累的 Cd 总量远大于非矿区种群, 且随着土壤中 Cd 添加量的增加而显著增加( $P<0.05$ )。随着 Cd 胁迫程度的加重, 五节芒两种群转移系数和耐性指数都有不同程度的下降, 矿区种群的转移系数和耐性指数明显高于非矿区种群。Pearson 相关性分析发现, 五节芒根部生物量与地上部生物量极显著正相关, 地上部生物量与根部和地上部 Cd 含量均呈极显著负相关关系, 地上部 Cd 含量与根部 Cd 含量及转移系数(Translocation Factor, *TF*)均呈极显著正相关关系, 耐性指数(Tolerant Index, *TI*)与根部和地上部 Cd 含量均呈极显著负相关关系, 反映了根部和地上部 Cd 的累积对植物产生了毒性, 并对五节芒的生长产生了抑制作用。矿区种群表现出对 Cd 更强的耐性以及富集作用。

**关键词** 镉; 五节芒; 积累与转运

中图分类号: X173 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2011)01-0021-08

## Accumulation and Translocation of Cd in Two *Miscanthus floridulus* Populations

QIN Jian-qiao<sup>1,2</sup>, XIA Bei-cheng<sup>2\*</sup>, ZHAO Peng<sup>2</sup>, ZHAO Hua-rong<sup>2</sup>, XIE Guo-hui<sup>3</sup>

(1.Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangzhou 510045, China; 2.School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China; 3.Foshan Gaoming District Environmental Protection Monitoring Station, Foshan 528500, China)

**Abstract** Growth responses to different Cd contamination levels in soil from 0 to 160 mg·kg<sup>-1</sup> were different obviously between two *Miscanthus floridulus* populations, one was from mine site and other was from non-mine site. Compared to the mine population, the shoot biomass of the non-mine population decreased more significantly under Cd stresses. Under Cd treatment, the shoot biomass of mine and non-mine populations decreased to 57.80%~67.04% and 30.17%~42.07% of the CK, respectively. The root biomass of the mine population significantly increased to 117.43%~135.56% with the increasing Cd concentrations, while the root biomass of the non-mine population significantly decreased to 57.75%~64.08% compared with the control treatment. Compared to the non-mine population, the Cd concentration in shoot and root of the mine population increased more significantly with the increasing Cd concentrations. The Cd accumulation in shoot and root of the mine population was higher than the non-mine population under Cd stresses. The tolerance index and translocation factor of the mine population was higher than the non-mine population. Pearson correlation analysis found that root biomass and shoot biomass was significantly related. Cd concentration in shoot and root was significantly negative correlated with biomass and tolerant index (*TI*), while significantly posi-

收稿日期: 2010-07-20

基金项目: 广东省自然科学基金团队项目(06202438), 中山大学“985”工程环境污染控制与修复技术创新平台项目

作者简介: 秦建桥(1979—), 男, 博士, 主要从事环境污染控制与修复技术研究。E-mail: 173513821@qq.com

\* 通讯作者: 夏北成 E-mail: xiabch@mail.sysu.edu.cn

tively correlated with translocation factor(*TF*). Cd stress inhibited the growth of *Miscanthus floridulus*. These results indicate that the mine population has an extraordinary ability to tolerate and uptake Cd from soil.

**Keywords** cadmium; *Miscanthus floridulus*; accumulation and translocation

近年来,人类活动导致的土壤重金属污染,尤其是镉(Cd)污染日趋严重。镉(Cd)是生物毒性极强的重金属元素,与 Pb、Cr、As 和 Hg 合称为“五毒”,位列第二<sup>[1]</sup>。与其他重金属相比,Cd 在环境中的化学活性强,移动性大,毒性持久,容易通过食物链的富集作用危及人类健康<sup>[2-3]</sup>。人类的活动加速了 Cd 的生物地球化学循环进程,导致 Cd 向环境中释放速度加快,使人类生活环境中 Cd 的总量提高,健康风险增大<sup>[4-5]</sup>。进入环境系统中的 Cd 超出环境容量时,便导致 Cd 污染。由于 Cd 对生物体发生毒害时的临界浓度低,Cd 污染的隐蔽性和危害性更大,在危害发生之前,环境中 Cd 污染已经形成,并难以消除<sup>[6]</sup>。土壤 Cd 污染的直接危害是破坏土壤的理化特性,抑制土壤微生物的活动。Cd 进入植物体以后,影响植物的生长和细胞分裂,干扰光合和呼吸等多种代谢过程,加速植物细胞和组织的衰老,严重的会导致植物死亡<sup>[7-8]</sup>。

因 Cd 毒性极强,大多数植物体内 Cd 含量一般不超过  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,绝大多数植物发生 Cd 中毒的临界浓度均较低<sup>[9]</sup>。据 Yang 等<sup>[10]</sup>报道,三叶草(*Trifolium pratense*)和玉米(*Zea mays*)在营养液中的 Cd 浓度达到  $8 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  即出现中毒现象,而卷心菜(*Brassica oleracea*)和黑麦草(*Lolium perenne*)出现中毒时的 Cd 浓度分别为  $14 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $28 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。且对大多数植物来说,Cd 含量一般不超过  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ ,在重度 Cd 污染土壤中虽可达到  $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$  以上,但很少超过  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ <sup>[9]</sup>。付善明等<sup>[11]</sup>对大宝山土壤剖面重金属总量和形态的分析表明,Pb、Zn、Cu、Cd 等均存在不同程度的污染,其中以 Cd 污染最为严重。前期的研究表明五节芒在大宝山矿区严重污染的土壤中,能够正常生长并且体内富集大量的 Cd,生物量足够大,是运用于植物修复的良好材料<sup>[12-14]</sup>。为此,本研究

采用盆栽试验的方法,对比研究了来源于大宝山矿区和惠州博罗非矿区的两个五节芒种群在不同 Cd 含量土壤中的生长反应、Cd 富集能力及对土壤 Cd 形态的影响,以期进一步探讨五节芒耐 Cd 能力与机制,同时为今后五节芒应用于金属矿区植物复垦的实践提供更多的理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验材料为五节芒植株幼苗,于 3 月初采集其当年萌发的新苗。矿区种群五节芒采自广东韶关大宝山矿区( $24^{\circ}33'36.6''\text{N}$ ,  $113^{\circ}43'14.0''\text{E}$ ),非矿区种群五节芒采自广东惠州博罗县丘陵山地( $23^{\circ}08'57.8''\text{N}$ ,  $114^{\circ}21'10.0''\text{E}$ ),都属于同一亚热带季风气候区。带土幼苗采集后带回温室,用自来水将植株根系洗净,备用。

### 1.2 试验土壤

供试土壤采自广东韶关大宝山附近新江镇蓑衣坑五节芒草地( $24^{\circ}29'56.1''\text{N}$ ,  $113^{\circ}49'19.6''\text{E}$ ),将风干、过 2 mm 筛的土壤装入塑料盆中,每盆 1.2 kg。基肥标准:  $100 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$  干土,以  $\text{H}_2\text{NCONH}_2$  加入,  $80 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $100 \text{ mg K} \cdot \text{kg}^{-1}$  以  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  加入。混匀,备用。

土壤中 Zn、Pb、Cu、Cd 的全量用 HCl、HF 和高氯酸消化,ICP-OES (Optima5300DV, Perkin-Elmer Instruments, USA)测定<sup>[15]</sup>;土壤基本化学性质测定均采用土壤农业化学分析法<sup>[15]</sup>:将水土以 2.5:1 混合后用 pH 计测土壤 pH 值;有机质用重铬酸钾容量法测定;碱解 N 用碱解扩散法测定;用  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的碳酸氢钠提取土壤样品后,用钼蓝比色法测有效 P。

植物样品采集点和供试土壤基本化学性质及重金属含量见表 1。

表 1 五节芒两个种群样本采集点土壤及盆栽试验土壤基本化学性质

Table 1 Some chemical properties of the local soils supporting the two natural populations of *M. floridulus* and soil samples tested

| 采集点土壤<br>Soil sample point | 有机质 Organic C/<br>$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 有效 P Available P/<br>$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 碱解 N Available N/<br>$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 重金属含量 Heavy metal contents/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ |               |               |           |
|----------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------|---------------|-----------|
|                            |                                                    |                                                       |                                                       | Zn                                                           | Pb            | Cu            | Cd        |
| 大宝山 Dabaoshan              | 14.7±0.9b                                          | 32.2±2.0b                                             | 30.2±1.9b                                             | 1 768.7±91.1a                                                | 1 253.3±71.3a | 1 701.3±77.5a | 9.1±0.9a  |
| 博罗 Boluo                   | 13.8±0.9b                                          | 26.6±1.8b                                             | 28.4±2.7b                                             | 135.2±13.1b                                                  | 242.6±44.1b   | 48.4±9.5b     | 1.1±0.2b  |
| 供试土壤 Soil samples tested   | 36.2±1.1a                                          | 60.5±9.9a                                             | 61.5±10.9a                                            | 60.5±9.9b                                                    | 35.2±7.2c     | 6.3±1.7b      | 0.13±0.1b |

注:表中数据为平均值±标准差( $n=3$ ),同一栏中的不同字母表示差异显著(根据 SSR 检验  $P<0.05$ ),下同。Data in the table are means±SD( $n=3$ ), different letters in same vertical column indicate significant difference according to SSR test( $P<0.05$ ), the same below.

### 1.3 试验设计

Cd胁迫处理水平为:CK(对照),10、20、40、80  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和 160  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,Cd以  $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$  形式加入,土壤处理后拌匀,平衡两周取代表性土壤样品,测定  $\text{NH}_4\text{OAc}$  提取态 Cd 含量。土壤稳定后移植五节芒幼苗。按照矿区种群和非矿区种群的植株分开,选取重量和高度一致的植株,随机分配到每个浓度处理中,每个种群每个处理栽种3盆,每盆2株。移植后,用称重法补充水分,保持土壤含水量为田间持水量的60%~70%。

### 1.4 样品分析

Cd胁迫处理180 d后,收获供试植物。每个样品分为根部、地上部和土壤,根部和地上部分开,分别用自来水冲洗,去除粘附于样品上的泥土和污物,再用去离子水冲洗。沥去水分后烘干,先在105℃烘箱中杀青30 min,然后在80℃中烘至恒重。烘干的样品先用天平测定干重,然后用植物粉碎机粉碎、混合均匀装入写好标签的纸袋,备测。采集的土壤样,自然风干后磨碎过100目筛,装入写好标签的纸袋,备测。

土壤  $\text{NH}_4\text{OAc}$  提取态 Cd:称取10.00 g 风干土壤,加入50 mL pH值为7.0的1.0  $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{NH}_4\text{OAc}$  溶液,室温下振荡2 h,过滤,测定滤液中的Cd含量。

植物样品中Cd含量的测定:取备测样品采用  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$  (3:1) 法消解,用ICP-OES(Optima5300DV,Perkin-Elmer Instruments,USA)测定Cd含量。每个样品重复3次<sup>[16]</sup>。

### 1.5 数据处理和统计分析

(1)耐性指数(tolerance index,  $TI$ ) 根据 Metwally 等<sup>[17]</sup>的方法计算耐性指数,评价五节芒对Cd的耐性程度。

$TI = \text{处理生物量} / \text{对照生物量}$

(2)转移系数(translocation factor,  $TF$ ),表示Cd由五节芒根系转运到茎叶的能力<sup>[18-19]</sup>。

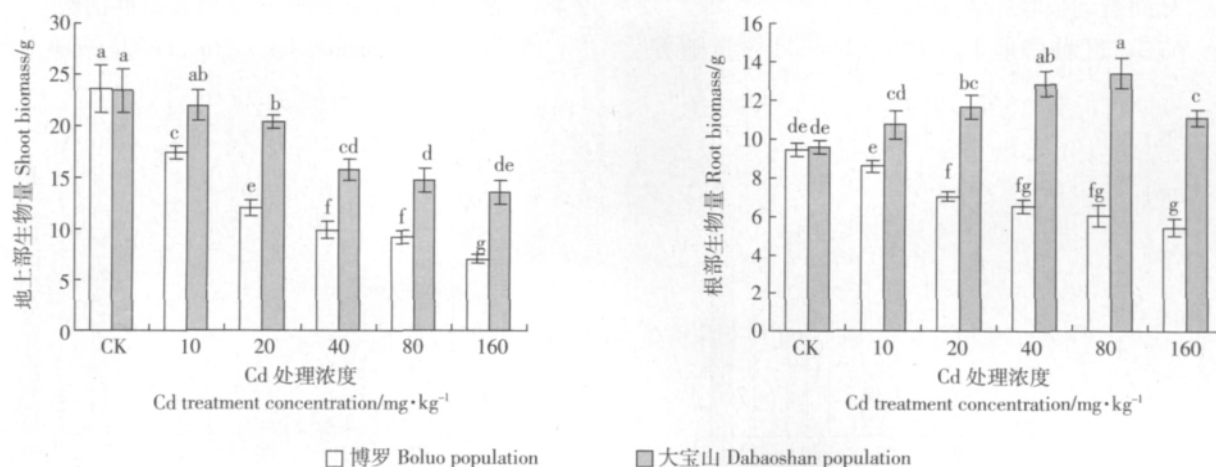
$TF = \text{地上部 Cd 含量} / \text{根部 Cd 含量}$

数据统计分析和绘图采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS16.0 软件结合进行,采用 Two-way ANOVA 比较分析各平均数间差异的显著性(SSR检验  $P < 0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 Cd胁迫下五节芒地上部及根部生物量

Cd处理对五节芒不同种群地上部和根部生物量的影响如图1。可以看出,与对照相比,低浓度Cd(10  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )处理,非矿区种群的地上部生物量即受到显著影响( $P < 0.05$ ),而矿区种群受到的影响不显著( $P > 0.05$ )。而当Cd处理浓度提高时,来自矿区(大宝山)的种群在不同浓度的Cd胁迫下地上部生物量受到的影响较小,而非矿区(博罗)种群则随处理浓度的增加而明显降低。具体表现为:随着Cd胁迫浓度的增加,两种群地上部生物量都下降,在40、80和160  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd胁迫下,矿区种群和非矿区种群地上部生物量值分别为对照的67.04%、62.75%、57.80%和42.07%、39.38%、30.17%。显然,矿区种群在较高Cd



博罗 Boluo, 非矿区 Non-mine site; 大宝山 Dabaoshan, 矿区 Mine site; 图中误差线为标准差 SD; 字母为邓肯多重比较结果, 字母不同者表示差异显著,  $P < 0.05$ ; 下同。Error bars mean standard deviation; Different letters in the same group indicate significant difference at  $P < 0.05$  according to the Duncan's multiple range tests; the same below.

图1 Cd胁迫下的五节芒两个种群的地上部和根部生物量

Figure 1 Root biomass and shoot biomass of two *Miscanthus floridulus* populations under different Cd treatment

处理下地上部生物量下降幅度相对较小,非矿区种群下降显著,尤其是  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  处理,矿区种群的地上部生物量是非矿区种群的 2.10 倍。

由图 1 还可以看出,在不同浓度 Cd 的处理下,矿区种群和非矿区种群根部生物量表现出不同的变化趋势:非矿区种群随处理浓度的增加而降低,在  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 胁迫下,根部生物量显著降低,分别为对照的 64.08% 和 57.75%;而矿区种群的根部生物量随 Cd 处理浓度提高而显著升高 ( $P < 0.05$ ),在 Cd 处理浓度为  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时达最大值,为对照的 135.56%,在 Cd 浓度为  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时有所下降,但仍为对照的 117.43%。表明 Cd 胁迫对非矿区种群根部生物量的影响程度远远大于矿区种群,反映了五节芒矿区种群长期生长在重金属胁迫环境中,根部已有一定的耐 Cd 能力。

## 2.2 Cd 胁迫下五节芒体内 Cd 的含量

由图 2 可见,在土培条件下,五节芒两种群对于不同浓度的 Cd 处理,其体内 Cd 含量的变化趋势差异明显。非矿区种群地上部的 Cd 含量均随着土壤 Cd 处理浓度的升高而缓慢升高,在 Cd 处理浓度最高 ( $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 时达到最大,为  $131.89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。根部的 Cd 含量在 Cd 处理浓度为  $0 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  的范围内,也随着土壤 Cd 浓度的升高而缓慢升高。在 Cd 处理浓度提高到  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,根部 Cd 的含量显著提高 ( $P < 0.05$ ),在最高浓度 Cd 处理下 ( $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),根部 Cd 含量达到最大,为  $414.77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。这可能是由于在高浓度 Cd 处理下,植株根系受到 Cd 的毒害,细胞通透性增大,从而被动吸收了大量的 Cd。

五节芒矿区种群地上部和根部的 Cd 含量随着

土壤 Cd 处理浓度的升高而迅速升高,其升高速度明显快于非矿区种群(图 2)。在  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 处理下,地上部 Cd 含量达到最大,为  $185.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,是同处理浓度下非矿区种群的 1.5 倍。五节芒矿区种群根部的 Cd 含量也随 Cd 处理浓度提高而显著增加 ( $P < 0.05$ ),在最高浓度 Cd 处理下 ( $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),根部 Cd 含量达到最大,为  $758.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,是同处理浓度下非矿区种群的 1.9 倍。

## 2.3 Cd 胁迫下五节芒体内 Cd 的积累量

植物修复重金属污染土壤的效率不仅取决于地上部的金属含量,还与地上部的生物量密切相关,因此,以地上部的生物量 $\times$ 地上部 Cd 含量可得到五节芒地上部 Cd 总积累量,即可代表五节芒对土壤 Cd 的清除能力。由图 3 可见,在低 Cd 处理水平下 ( $< 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 随着土壤 Cd 浓度的升高,五节芒非矿区种群和矿区种群地上部 Cd 积累量提高较慢,但从  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  的处理开始,五节芒矿区显著提高 ( $P < 0.05$ )。两种群相比较,矿区种群地上部 Cd 的积累量显著高于非矿区种群 ( $P < 0.05$ ),在  $0 \sim 160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 浓度范围内,土壤 Cd 浓度越高,两者差异越大,  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 处理下,矿区种群是非矿区种群的 2.68 倍。

由图 3 可知,五节芒矿区种群根部积累的 Cd 总量远大于非矿区种群,且随着土壤中 Cd 添加量的增加而显著增加 ( $P < 0.05$ ),在  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 胁迫下,矿区种群根部 Cd 积累量分别是非矿区种群的 3.39 倍和 3.70 倍。这说明五节芒矿区种群比非矿区种群具有更强的 Cd 富集能力。

## 2.4 Cd 胁迫下五节芒的转移系数和耐性指数

转移系数(translocation factor, *TF*)是指地上部元

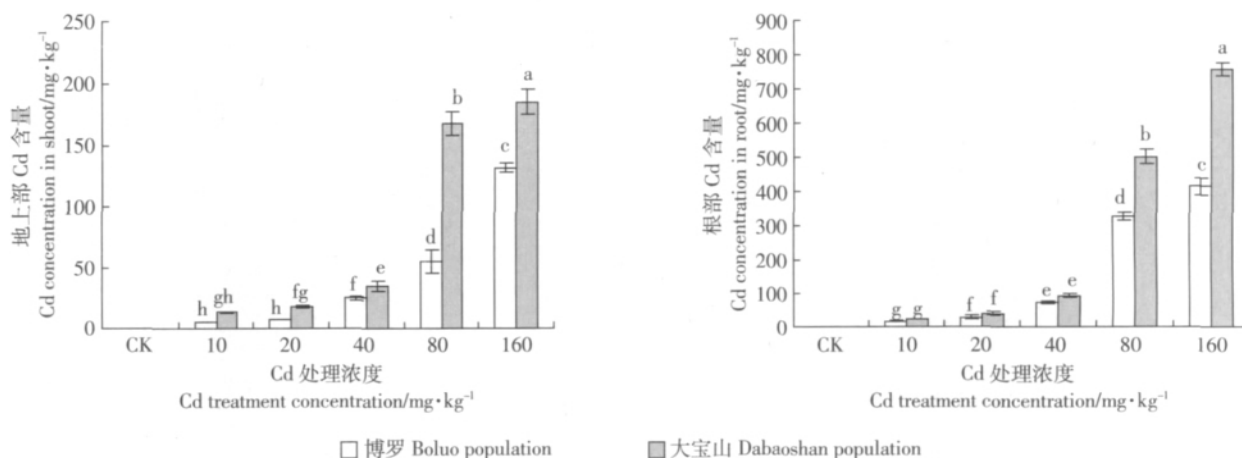


图 2 Cd 胁迫下的五节芒两个种群的地上部和根部的 Cd 含量

Figure 2 Cd concentrations in root and shoot of two *Miscanthus floridulus* populations under different Cd treatment

素的含量与地下部同种元素含量的比值,用来评价植物将重金属从地下向地上的运输和富集能力。转移系数越大,则重金属从根系向地上部器官转运能力越强。从图4可以看出,随着Cd胁迫程度的加重,两种种群都有不同程度的下降,但不同处理间TF值下降趋势不同,五节芒矿区种群的转移系数显著高于非矿区种群( $P<0.05$ ), $160\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{Cd}$ 处理下,矿区种群TF值是非矿区种群的1.85倍。总的说来,在不同Cd浓度胁迫下,五节芒矿区种群的转移系数明显高于非矿区种群。

Cd胁迫处理下,五节芒两个种群的耐性指数(tolerance index, TI)如图4所示,耐性指数越大说明对Cd的耐性越强。从图中可以看出,在轻度Cd胁迫下( $10, 20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),五节芒非矿区种群的耐性指数显著下降( $P<0.05$ ),而矿区种群的耐性指数降低不显著( $P>0.05$ )。提高Cd的处理浓度到 $80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $160$

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,非矿区种群的耐性指数继续显著下降( $P<0.05$ ),而矿区种群的耐性指数降低不显著( $P>0.05$ ),分别是矿区种群的1.60倍和1.92倍。

## 2.5 土壤中的 $\text{NH}_4\text{OAc}$ 提取态Cd含量的变化

常用的中性盐提取剂包括 $\text{NH}_4\text{OAc}$ 、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ 、 $\text{NaNO}_3$ 等一价阳离子盐溶液和 $\text{CaCl}_2$ 、 $\text{BaCl}_2$ 等二价阳离子盐溶液,因为它们都能较好地保持土壤溶液原有的pH值,交换和络合能力较强,便于浸出液的测定,因而更受重视<sup>[20]</sup>。五节芒两个种群在Cd处理的土壤上生长6个月以后,对土壤中的 $\text{NH}_4\text{OAc}$ 提取态Cd含量影响比较明显(表2)。收获植物后,各处理的土壤中的 $\text{NH}_4\text{OAc}$ 提取态Cd含量较移栽前均有显著降低( $P<0.05$ )。比较种植五节芒矿区种群和非矿区种群后的土壤中 $\text{NH}_4\text{OAc}$ 提取态Cd含量,则均为种植矿区植株显著低于种植非矿区植株( $P<0.05$ )。这可能是由于矿区植株对Cd的吸收能力较强,对土壤中Cd

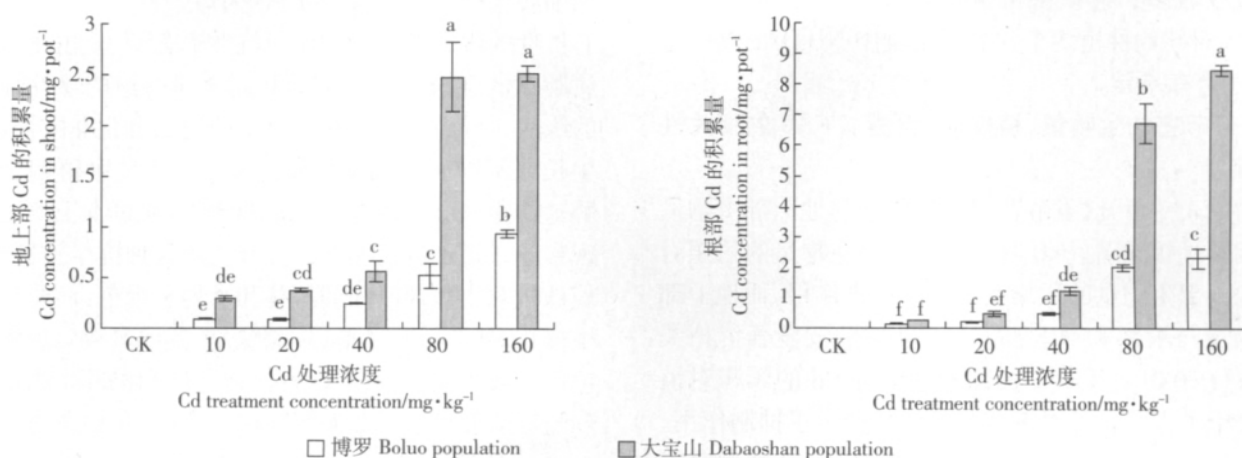


图3 Cd胁迫下的五节芒两个种群的地上部和根部的Cd积累量

Figure 3 Cd accumulation in root and shoot of two *Miscanthus floridulus* populations under different Cd treatment

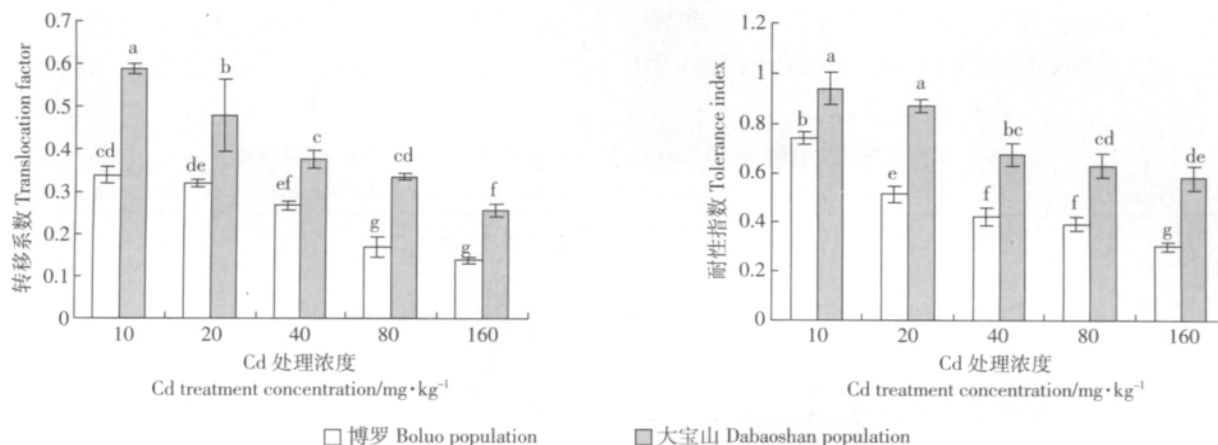


图4 Cd胁迫下的五节芒两个种群的转移系数和耐性指数

Figure 4 Translocation factor and tolerance of two *Miscanthus floridulus* populations under different Cd treatment

表 2 种植前和收获后土壤中的  $\text{NH}_4\text{OAc}$   
提取态 Cd 含量( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

Table 2 Concentration of ammonium acetate-extractable Cd  
( $\text{NH}_4\text{OAc-Cd}$ ) in soils before and after planting *Miscanthus*  
*floridulus*( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

| Cd 处理浓度/<br>$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 种植前           | 收获后           |               |
|--------------------------------------------|---------------|---------------|---------------|
|                                            |               | 博罗种群          | 大宝山种群         |
| CK                                         | 0.039±0.001a  | 0.003±0.001b  | 0.003±0.000b  |
| 10                                         | 3.060±0.027a  | 2.098±0.099b  | 1.799±0.100c  |
| 20                                         | 6.094±0.032a  | 4.163±0.205b  | 3.509±0.160c  |
| 40                                         | 12.877±0.093a | 7.396±0.105b  | 6.796±0.103c  |
| 80                                         | 27.817±0.166a | 20.500±1.127b | 17.785±1.100c |
| 160                                        | 68.833±0.950a | 42.530±0.951b | 34.674±3.852c |

注:表中数据为平均值±标准差( $n=3$ ),同一行中的不同字母表示差异显著(根据 SSR 检验  $P<0.05$ ),下同。Data in the table are means±SD ( $n=3$ ), different letters in same row indicate significant difference according to SSR test( $P<0.05$ ), the same below.

的吸收较多,非矿区植株对 Cd 的吸收能力相对较小,从而导致种植两个种群后土壤中  $\text{NH}_4\text{OAc}$  提取态 Cd 含量有差异。

## 2.6 五节芒的生物量、植株 Cd 含量、 $TF$ 、 $TI$ 的相关性分析

由表 3 可知,五节芒根部生物量与地上部生物量正相关性极显著( $P<0.01$ ),说明根部生物量的积累对于地上部生物量的积累有积极的促进作用。而地上部生物量与根部和地上部 Cd 含量均呈极显著负相关关系( $P<0.01$ ),反映了根部和地上部 Cd 的累积对植物产生了毒性,并对五节芒的生长产生了抑制作用。地上部 Cd 含量与根部 Cd 含量及  $TF$  均呈极显著正相关关系( $P<0.01$ ),说明 Cd 被根系吸收后向地上部的转移具有绝对性,根系对 Cd 积累量的大小是  $TF$  大小的决定因子,且二者决定了地上部 Cd 的积累量。供试五节芒的耐性指数  $TI$  与根部和地上部 Cd 含

量均呈极显著负相关关系( $P<0.01$ ),同样反映了 Cd 对植物的毒性抑制了其干物质的积累。

## 3 讨论

从进化的观点看来,物种与环境是相互作用的,当环境发生改变时,环境因素会对物种因随机突变和重组而产生的遗传变异进行选择。当选择压力和作用时间达到一定程度时,不能适应环境变化的遗传变异就会被淘汰,适应环境变化的遗传变异就会保留下来<sup>[21-22]</sup>。例如,在环境污染这种特殊的选择压力下,有的植物种群不能适应,生活力下降,逐渐退出污染地带,有的植物种群仍能生存繁衍,但在生理生化特性和遗传特征等方面已经发生了很大的改变,产生了能够耐受或超量积累污染元素的渐变群、生态型<sup>[23]</sup>。Antonovics<sup>[24]</sup>认为在污染环境中具有抗性的生态型比无抗性的生态型长得更好,而在无污染的环境中后者比前者长得更好。Macnair<sup>[25]</sup>认为污染程度的增加对具有抗性的生态型的影响比无抗性生态型小。由于重金属胁迫的强选择压力和植物耐金属胁迫的显性性状的缘故,导致种群之间耐金属胁迫的分化非常快速,生长在不同矿山或重金属污染土壤上的种群耐金属胁迫或积累金属的能力也不同<sup>[26-27]</sup>。通过本土培试验观察到,Cd 胁迫处理下,五节芒矿区种群生长良好,植株相对粗壮,叶片肥厚,茎和叶均呈绿色,而非矿区植株相对细小,叶片薄,呈深绿色,茎部多数出现紫红色斑点或条纹,并且矿区种群地上部和根部生物量受到的影响显著小于非矿区种群。因此,我们认为矿区五节芒种群对环境 Cd 胁迫的耐性比非矿区种群更强,是一种耐 Cd 胁迫生态型。

植物对重金属的排斥机制通常包括两个方面,一是减少根部对重金属的吸收,二是重金属在根部通过区室化保存,从而限制向地上部转移<sup>[28]</sup>。排异植物最

表 3 供试五节芒生物量、根部与地上部 Cd 含量及  $TF$ 、 $TI$  的 Pearson 相关系数

Table 3 Pearson product-moment correlation matrix for biomass, Cd concentrations in root and shoot, and  $TI$ ,  $TF$  of *Miscanthus floridulus*

| 项目         | 地上部生物量   | 根部生物量   | 地上部 Cd 含量 | 根部 Cd 含量 | 地上部 Cd 积累量 | 根部 Cd 积累量 | 转移系数 $TF$ |
|------------|----------|---------|-----------|----------|------------|-----------|-----------|
| 根部生物量      | 0.553**  | 1       |           |          |            |           |           |
| 地上部 Cd 含量  | -0.480** | 0.192   | 1         |          |            |           |           |
| 根部 Cd 含量   | -0.506** | 0.108   | 0.969**   | 1        |            |           |           |
| 地上部 Cd 积累量 | -0.299   | 0.426** | 0.951**   | 0.917**  | 1          |           |           |
| 根部 Cd 积累量  | -0.319   | 0.365*  | 0.942**   | 0.947**  | 0.982**    | 1         |           |
| 转移系数 $TF$  | 0.935**  | 0.456** | 0.549**   | -0.591** | -0.392*    | -0.417*   | 1         |
| 耐性指数 $TI$  | 0.991**  | 0.555** | -0.482**  | -0.508** | -0.299     | -0.319    | 0.945**   |

注: \* 表示在 0.05 水平下显著相关, \*\* 表示在 0.01 水平下显著相关。Note: \* and \*\* indicated significance under  $P<0.05$  and  $P<0.01$  respectively.

重要的特征就是植物体尤其是地上部重金属含量较低<sup>[29]</sup>,排异植物是重金属污染土壤稳定修复较理想的修复植物;与超富集植物相反,以体外抗体为主导机制,排异植物减少其向地上部转移<sup>[30-31]</sup>。本研究结果表明(图2、图3),五节芒两个种群吸收、运输和积累Cd的能力也存在显著差异,在同一Cd处理水平下,矿区种群地上部及根部Cd含量和积累量均显著大于非矿区种群;同时,五节芒两种群均以根系Cd含量大于地上部Cd含量,转移系数TF均小于0.6,这说明矿区种群不仅有很强地吸收土壤Cd的能力,而且能将Cd大量滞留于根部。五节芒两个种群植株对Cd的排斥性虽然影响其对Cd的提取修复,但却是其对Cd耐性能力的表现。根部吸收的Cd只有少量转移到地上部,从而降低了Cd对植物体的毒害。

当外源重金属加入土壤后,其将与土壤组分(尤其是黏土矿物和有机质)发生各种物理、化学和生物学反应,以不同形态存在土壤中<sup>[32]</sup>。土壤中重金属的生物有效性不仅与其总量有关,更主要取决于在土壤中的存在形态,不同形态重金属的生物有效性差异很大,其中水溶态是植物吸收的直接来源,有效性最高;交换态所占比例大,活性也较高,对植物的吸收起决定作用<sup>[33-34]</sup>。本研究发现(表2),当种植植物后,土壤中的NH<sub>4</sub>OAc提取态Cd含量进一步降低,一方面的原因可能是由于植物根系和微生物的作用,促进了部分有效态Cd被土壤组分吸附、螯合或沉淀;另一方面,由于植物根系吸收带走,从而导致土壤中有效态Cd含量降低。从收获植物后土壤的NH<sub>4</sub>Ac提取态Cd含量变化情况来看,种植五节芒矿区种群植株的土壤中NH<sub>4</sub>OAc提取态Cd含量降低幅度大,而种植非矿区种群植株的土壤中NH<sub>4</sub>OAc提取态Cd含量降低较小,其原因可能在于矿区种群根部有很强地吸收转运Cd的能力,从而导致土壤中有效态Cd含量的降低。

## 4 结论

(1)五节芒矿区种群地上部和根部生物量受到的影响显著小于非矿区种群;五节芒两个种群吸收、运输和积累Cd的能力也存在显著差异,在同一Cd处理水平下,矿区种群地上部及根部Cd含量和积累量均显著大于非矿区种群,矿区种群对环境Cd胁迫的耐性比非矿区种群更强,是一种耐Cd胁迫生态型。

(2)五节芒两种群均以根系Cd含量大于地上部Cd含量,转移系数TF均小于0.6,说明五节芒两种群不仅有很强地吸收土壤Cd的能力,而且能将Cd大

量滞留于根部。根部吸收的Cd只有少量转移到地上部,从而降低了Cd对植物体的毒害。

(3)种植五节芒矿区种群植株的土壤中NH<sub>4</sub>OAc提取态Cd含量降低幅度比较大,其原因可能在于矿区种群根部有很强地吸收转运Cd的能力,从而导致土壤中有效态Cd含量的降低。

## 参考文献:

- [1] 陈志良,莫大伦,仇荣亮. 镉污染对生物有机体的危害及防治对策[J]. 环境保护科学, 2001, 27(4): 37-39.  
CHEN Zhi-liang, MO Da-lun, QIU Rong-liang. Biological damage of soil cadmium(Cd) pollution and its control[J]. *Environmental Protection Science*, 2001, 27(4): 37-39.
- [2] 郑喜坤,鲁安怀,高翔,等. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1): 79-84.  
ZHENG Xi-shen, LU An-huai, GAO Xiang, et al. Contamination of heavy metals in soil present situation and method [J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(1): 79-84.
- [3] 张浩,王济,郝萌萌. 土壤-植物系统中的镉研究进展[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(7): 3210-3215.  
ZHANG Hao, WANG Ji, HAO Meng-meng. Research progress on Cd in soil-plant system[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2009, 37(7): 3210-3215.
- [4] Rieuwerts J S, Farago M E, Chornton I. Critical loads of metals in UK soils: An overview of current research. Geochemistry of the earth's surface[C]. Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium, Reykjavik, Iceland, 1999: 223-226.
- [5] Gerdol R, Bragazza L. Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss *Marchesini* R. analysis[J]. *Environment Pollution*, 2000, 108(2): 201-208.
- [6] 王宏铨,束文圣,蓝崇钰. 重金属污染生态学研究现状与展望[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 596-605.  
WANG Hong-bin, SHU Wen-sheng, LAN Chong-yu. Ecology for heavy metal pollution: Recent advances and future prospects[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(3): 596-605.
- [7] Levesgue H M, Dorval J, Hontela A, et al. Hormonal, morphological, and physiological responses of yellow perch (*Perca flavescens*) to chronic environmental mental exposures[J]. *Journal of Toxicology & Environmental Health Part A*, 2003, 66(7): 657-676.
- [8] Corticeiro S C, Lima A I G, Figueira E M. The importance of glutathione in oxidative status of *Rhizobium leguminosarum* biovarviciae under Cd exposure[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2006, 40: 132-137.
- [9] Reeves R D, Baker J M. Metal-accumulating plants[M]//Raskin H, Ensley BD eds. Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plant to Clean up the Environment. London: John Wiley & Sons, Inc., 2000: 193-230.
- [10] Yang X E, Baligar V C, Martens D C, et al. Influx, transport, and accumulation of cadmium in plant species grown at different Cd<sup>2+</sup> activities [J]. *Journal of Environment Science and Health*, B30, 1995: 569-583.
- [11] 付善明,周永章,赵宇安,等. 广东大宝山铁多金属矿废水对河流沿岸土壤的重金属污染[J]. 环境科学, 2007, 28(4): 805-812.

- FU Shan-ming, ZHOU Yong-zhang, ZHAO Yu-yan, et al. Study on heavy metals in soils contaminated by acid mine drainage from Dabaoshan Mine, Guangdong[J]. *Environment Science*, 2007, 28(4) : 805-812.
- [12] 任立民, 刘 鹏, 郑启恩, 等. 广西大新县锰矿区植物重金属污染的调查研究[J]. *亚热带植物科学*, 2006, 35(3) : 5-8.
- REN Li-min, LIU Peng, ZHENG Qi-en, et al. A survey of heavy metal content of plants growing on the soil polluted by manganese mine in Daxin County, Guangxi[J]. *Subtropical Plant Science*, 2006, 35(3) : 5-8.
- [13] 孙 健, 铁柏清, 秦普丰, 等. 铅锌矿区土壤和植物重金属污染调查分析[J]. *植物资源与环境学报*, 2006, 15(2) : 63-67.
- SUN Jian, TIE Bai-qing, QIN Pu-feng, et al. Investigation of contaminated soil and plants by heavy metals in Pb-Zn mining area[J]. *Journal of Plant Resources & Environment*, 2006, 15(2) : 63-67.
- [14] 李勤奋, 杜卫兵, 李志安, 等. 金属矿区芒草种群对重金属的积累及其与土壤特性的关系[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(3) : 255-258.
- LI Qin-fen, DU Wei-bing, LI Zhi-an, et al. Heavy metals accumulation in mining area's *Miscanthus sinensis* populations and its relationship with soil characters[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(3) : 255-258.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法 [M]. 北京: 北京农业科技出版社, 1999 : 235-285.
- LU Ru-kun. Methods of soil and agricultural chemistry[M]. Beijing : Beijing Science and Technology Press, 1999 : 235-285.
- [16] Wenzel WW, Jockwer F. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralized soils of the Austrian Alps[J]. *Environ Plant*, 1999, 104 : 145-155.
- [17] Metwally A, Safronova V I, Belimov A A, et al. Genotypic variation of the response to cadmium toxicity in *Pisum sativum* L.[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, 56 : 167-178.
- [18] Wilkins D A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth[J]. *New Phytologist*, 1978, 80 : 623-633.
- [19] Stoltz E, Greger M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailing[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2002, 47(3) : 271-280.
- [20] 柯文山, 席红安, 杨 毅, 等. 大冶铜绿山矿区海州香薷(*Elsholtzia haichowensis*)植物地球化学特征分析[J]. *生态学报*, 2001, 21(6) : 907-912.
- KE Wen-shan, XI Hong-an, YANG Yi, et al. Analysis on characteristics of phytogeochemistry of *Elsholtzia haichowensis* in Daye Tonglushan copper mine[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(6) : 907-912.
- [21] 段昌群. 植物对环境污染的适应与植物的微进化 [J]. *生态学杂志*, 1995, 14(5) : 43-50.
- DUAN Chang-qun. Adaptation and microevolution of plants on contaminated environment[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1995, 14(5) : 43-50.
- [22] Bagchi D, Bagchi M, Hassoun E A, et al. Cadmium-induced excretion of urinary lipid peroxidation in Sprague-Dawley rats[J]. *Biol Trace Elem Res*, 1996, 52 : 143-154.
- [23] Fayiga A O, Ma L Q, Cao X D, et al. Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L.[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 132(2) : 289-296.
- [24] Antonovics J. Metal tolerance in plants: Perfecting an evolutionary paradigm[C]. Proceedings of the First International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Canada, 1975, 2 : 169-186.
- [25] Macnair MR. The genetics of metal tolerance on vascular plants[J]. *Tensely Review* No. 49. *New Phytologist*, 1993, 124 : 541-559.
- [26] Jiang L Y, Yang X E, Shi W Y, et al. Copper uptake and tolerance in two contrasting ecotypes of *Elsholtzia argyi*[J]. *J Plant Nutr*, 2004, 27 : 2067-2083.
- [27] T Q Li, X E Yang, X F Jin, et al. Root responses and metal accumulation in two contrasting ecotypes of *Sedum alfredii* Hance under lead and zinc toxic stress[J]. *J Environ Sci Heal, Part A* 40, 2005, 1081-1096.
- [28] Barcel 6J, Poschenrieder C. Phytoremediation: principles and perspectives[J]. *Contributions to Science*, 2003, 2(3) : 333-344.
- [29] Baker A JM. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals[J]. *Journal of Plant Nutrient*, 1981, 3(4) : 643-654.
- [30] 白中科, 付梅臣, 赵中秋. 论矿区土壤环境问题[J]. *生态环境*, 2006, 15(5) : 1122-1125.
- BAI Zhong-ke, FU Mei-chen, ZHAO Zhong-qiu. Discussion about soil environment in diggings[J]. *Ecology Environment*, 2006, 15(5) : 1122-1125.
- [31] Alkorta J, Hernández-Allica J M, Becerril I, et al. Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals[J]. *Environmental Science and Biotechnology*, 2004, 3(1) : 55-70.
- [32] 涂 从, 郑春荣, 陈怀满. 铜矿尾矿库土壤-植物体系的现状研究[J]. *土壤学报*, 2000, 37(2) : 284-287.
- TU Cong, ZHENG Chun-yong, CHEN Huai-man. The current status of soil-plant system in copper mine tailings[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, 37(2) : 284-287.
- [33] 杨 修, 高 林. 德兴铜矿矿山废弃地植被恢复与重建研究 [J]. *生态学报*, 2001, 21(11) : 1932-1940.
- YANG Xiu, GAO Lin. A study on revegetation in mining wasteland of Dexing copper mine China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(11) : 1932-1940.
- [34] 张金彪, 黄维南. 镉对植物的生理生态效应的研究进展[J]. *生态学报*, 2000, 20(3) : 514-523.
- ZHANG Jin-biao, HUANG Wei-nan. Advances on physiological and ecological effects of cadmium on plants[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(3) : 514-523.