

网络出版时间:2017-11-29 09:23 DOI:10.13207/j.cnki.jnwafu.2018.01.008  
网络出版地址:<http://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1390.s.20171129.0923.016.html>

# 不同种群青杨镉富集能力的变异特征研究

魏童,胡希智,黄雄,何汶椿,张丽,朱鹏

(四川农业大学 生态林业研究所,四川省林业生态工程重点实验室,四川 成都 611130)

**[摘要]** 【目的】阐明镉处理下不同种群青杨镉富集能力的变异特征,为利用青杨进行重金属土壤修复提供参考。【方法】以自然分布于川西地区的榆林(YL)、日隆(RL)和牦牛沟(MN)3个自然种群青杨插条为材料,通过盆栽方式,对其进行0(CK)、5(L)和10(H) mg/kg 镉处理,测定不同处理青杨插条根、茎、叶中的镉含量,生物量及地径和树高,分析不同种群青杨的富集能力差异,并利用巢式方差分析方法,比较镉含量变异在种群和无性系间的分量比例。【结果】2个镉处理下青杨生长无明显变化,3个种群平均镉含量为3.36~45.01 mg/kg,集中分布在10~20 mg/kg,其中日隆和榆林种群镉含量大于牦牛沟种群。地上部分(茎和叶)镉富集大于地下部分,具有较强的转运能力,但其在种群之间存在一定的差异。各器官中的镉含量在种群间和无性系间都存在明显差异,其中根和叶中的镉含量变异主要来源于种群间(占65.4%~68.9%和50.3%~71.2%),而茎主要来源于无性系间(H处理)或者相近(L处理)。无性系间的变异性就器官而言,以叶最大,其无性系的最大值、极差和变异系数分别达到61.26,58.22 mg/kg 和 0.58;就种群而言以榆林种群的变异性最大,日隆种群次之,牦牛沟种群最小。【结论】青杨具有较好的重金属镉富集能力,且种群间和无性系间都存在明显变异性。

**[关键词]** 土壤镉污染;青杨;植物修复;种群变异

**[中图分类号]** S792.113

**[文献标志码]** A

**[文章编号]** 1671-9387(2018)01-0052-08

## Variance characteristics of cadmium enrichment ability among different *Populus cathayana* populations

WEI Tong, HU Xizhi, HUANG Xiong, HE Wenchun, ZHANG Li, ZHU Peng

(Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering of Sichuan Province, Institute of Ecology & Forest, Sichuan Agricultural University, Chengdu, Sichuan 611130, China)

**Abstract:** 【Objective】This study explored the variance of cadmium enrichment ability among different populations of *Populus cathayana* under cadmium (Cd) treatments to provide basis for restoring heavy metal contaminated soil. 【Method】Cuttings of *P. cathayana* collected from three natural distributed populations in Yulin (YL), Rilong (RL) and Maoniugou (MN) in western Sichuan were used to conduct pot experiment under three treatments (0, 5(L) and 10(H) mg/kg Cd). Tree height, basal diameter and Cd contents in root, shoot and leaf were measured to analyze the variance of Cd enrichment among populations, and the nested ANOVA was used to differentiate the proportions of Cd content variance among populations and clones. 【Result】The growths of *P. cathayana* from different populations were not significantly affected by two Cd treatments. Cd contents of *P. cathayana* were 3.36—45.01 mg/kg and mainly 10—20 mg/kg with higher values in RL and YL populations than MN population. Cd enrichment in aboveground parts

[收稿日期] 2016-12-05

[基金项目] 国家自然科学基金项目(31400555)

[作者简介] 魏童(1992—),男,四川成都人,硕士,主要从事土壤重金属修复研究。E-mail:weitong\_1992@163.com

[通信作者] 朱鹏(1981—),男,四川成都人,副研究员,主要从事林木遗传育种学和分子生态学研究。

E-mail:rocerzhu2008@126.com

(stem and leaf) was higher than in underground parts, suggesting strong mobility, and there were differences among populations. The Cd contents in different organs had significant differences among populations and clones. The content variance of root and leaf was mainly from populations (accounting for 65.4%—68.9% and 50.3%—71.2%, respectively), while that of shoot was mainly from clones (H) or it was close (L). The leaf had the biggest variance, with the maximum in clone, the total range and the total coefficient of variation (CV) of 61.26, 58.22 mg/kg and 0.58, respectively. YL population had the biggest variance, followed by RL and MN. 【Conclusion】 *P. cathayana* had a good ability of Cd enrichment, and there was considerable variance among populations and clones.

**Key words:** soil cadmium pollution; *Populus cathayana*; phytoremediation; population variance

随着工业化和城市化的快速发展,土壤重金属污染已经成为当今世界一个十分严峻的环境问题。重金属可以长期滞留在土壤中,通过土壤—作物系统进入人类食物链,从而给人类和动物的健康带来巨大的风险<sup>[1-3]</sup>。镉(Cd)是土壤重金属污染中最为危险的元素之一,其会给肾脏、骨骼系统、呼吸系统等带来毒害甚至产生致癌效应,世界卫生组织和国际癌症研究机构(IARC)都将其列为须重点研究的食品污染物和人类致癌物<sup>[4-5]</sup>。近年来,利用超富集植物清除土壤中重金属的植物修复(Phytoremediation)技术,以其成本低廉、生态友好和清洁等优点得到了广泛关注和深入研究<sup>[2,6]</sup>,已有超过400种植被鉴定为具有重金属高富集能力的超富集植物<sup>[7-8]</sup>,其中天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)<sup>[9]</sup>、*Arabidopsis halleri*<sup>[10-11]</sup>、*Thlaspi praecox*<sup>[12]</sup>、圆锥南芥(*Arabis paniculata*)<sup>[13]</sup>、*Salsola kali*<sup>[14]</sup>、宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)<sup>[15]</sup>、东南景天(*Sedum alfredii*)<sup>[16]</sup>、美国商陆(*Phytolacca americana*)<sup>[17]</sup>等8个物种或其部分种群被发现是属于镉的超富集植物<sup>[18]</sup>。然而,这些超富集植物大多为生长缓慢、根系浅、生物量低的草本植物,其生物特征并不十分符合植物修复理想物种的标准<sup>[4,8,19-20]</sup>。

鉴于草本超富集植物的生物特性所带来的局限,许多研究者将目光投向生物体量巨大、根系发达的木本植物,尤其是一些生长迅速的速生木本植物,如杨树。许多研究发现,杨树可以满足超富集植物的4个标准:即植物体内尤其是地上部分重金属含量达到某一特定水平(镉大于100 mg/kg)、生物富集系数大于1、根到地上部分的转运系数大于1、无显著毒害效应<sup>[18,21]</sup>。Gu等<sup>[22]</sup>和Zacchini等<sup>[23]</sup>研究发现,当达到一定镉处理浓度时,多个杨树无性系的根和地上部分器官都可以达到100 mg/kg镉含量的标准,且根中的镉含量远大于地上部分器官,转运系数在0.3以下。欧美杂交杨(*Populus deltoids* ×

*Populus nigra*)在较低镉浓度处理下植株体内富集的镉含量较低,但其转运系数和受毒害效应(即耐受能力)都达到或接近了超富集植物的标准<sup>[21]</sup>。He等<sup>[24]</sup>在比较6种杨树的镉耐受和富集能力时发现,在200 mol/L高浓度镉处理下,只有青杨(*P. cathayana*)根和叶中的镉含量达到了100 mg/kg,且转运系数在6种杨树中最大,虽然其值较小,但仍可以认为一些杨树存在一定程度的镉高富集能力。加上杨树生长快速、生物量巨大、根系发达等生物特征,以及收获后容易利用处理等特性,因而具有成为土壤镉污染植物修复良好候选物种的潜力。

植物对重金属的(超)富集能力在整个物种水平并不同,研究发现,超富集模式植物*A. halleri*的整个物种虽都具有超富集锌(Zn)和镉的能力,但镉的富集能力在种群间和种群内家系间存在很大变异<sup>[10,18]</sup>。另一种超富集模式植物天蓝遏蓝菜(*T. caerulescens*)仅对锌表现出整个物种水平的超富集能力,但只有部分种群对镉和镍(Ni)表现出超富集能力<sup>[11,18]</sup>。Zacchini等<sup>[23]</sup>在对多个杨树无性系的研究中也发现,镉富集能力在物种内无性系间存在较大的遗传差异,如加杨(*Populus × canadensis* Mönch)、黑杨(*Populus nigra*)和银白杨(*Populus alba*)3种杨树,其种内叶富集镉含量最大的无性系是最小无性系的2~3倍。掌握物种内重金属富集能力的遗传变异特征,筛选具有更高重金属富集能力的无性系或基因型,可以更有效地开展土壤重金属污染的植物修复,但目前关于杨树种内重金属富集能力变异的研究仅局限在少数无性系水平,还缺乏基于种群水平的无性系之间的变异情况研究。基于此,本研究以采自四川省甘孜州康定老榆林村(YL)、阿坝州日隆镇(RL)、阿坝州牦牛沟(MN)的3个自然野生青杨种群为材料,通过镉处理下的扦插盆栽试验,探讨镉胁迫下不同青杨种群镉富集能力上的变异特征,以期为利用青杨进行重金属土壤

修复提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

青杨(*P. cathayana*), 属杨柳科(Salicaceae)杨属(*Populus*)青杨组(Sect. *Tacamahaca*), 产于华北、西北和辽宁、四川等省区, 自然分布于海拔800~3 000 m 沟谷、河岸和阴坡山麓<sup>[25]</sup>。本试验所用的青杨插条采自四川省甘孜州康定老榆林村(YL)、阿

坝州日隆镇(RL)、阿坝州牦牛沟(MN)等3个地方的自然野生青杨(图1), 采集单株分别为13, 9和13株。2015年3月在每株青杨上剪取若干1~2年生的萌生枝条, 带回四川农业大学成都校区进行盆栽扦插试验。试验地属亚热带湿润气候区, 年均温15.8℃, 年平均相对湿度83%, 冬春少雨, 夏季多雨, 年均降水量约1 124.6 mm, 年降水天数约300 d<sup>[26]</sup>。



图1 青杨插条采集点的地理位置示意

Fig. 1 Sampling locations of *P. cathayana* cuttings

### 1.2 试验设计

将青杨枝条剪成长约10 cm的插段, 挑选粗细一致的插段进行消毒, 浸泡生根粉过夜后进行扦插。设置空白对照(CK)和5 mg/kg(L)、10 mg/kg(H)两个镉含量处理, 每处理设置3个重复, 每重复扦插1个插段。盆栽土壤取自校区外的成都平原冲积土壤, 土壤去除石砾后与蛭石、腐殖土按3:1:1的质量比混合, 自然风干后, 过2 mm筛。称取8 kg风干土, 将CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O溶液喷洒于土中, 充分搅拌混匀后装入25 cm×30 cm的容器袋备用。扦插试验于2015年3月初进行, 扦插后进行杂草、病虫和水分的定期管理。

### 1.3 测定指标及方法

1.3.1 生长指标测定 2015年9月初收获时, 分别用卷尺和游标卡尺测定树高和地径。并按根、茎

和叶分别进行收获, 用自来水冲洗干净, 吸水纸和毛巾吸干表面水分, 于105℃烘箱中杀青30 min, 然后65℃烘干至恒质量, 测定各器官的生物量。

1.3.2 镉含量 将烘干的根、茎和叶分别研磨成粉末, 其中根在研磨成粉末前, 先浸入10 mmol/L EDTA-Na<sub>2</sub>溶液中交换30 min, 以去除根系表面吸附的镉离子, 再用去离子水冲洗3次<sup>[16-17]</sup>。植物样品经HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>混合酸消化后, 用火焰原子吸收分光光度计(AA-7000, 日本岛津)进行镉含量的测定<sup>[23]</sup>。

### 1.4 数据处理与分析

转运系数和耐受系数分别反映了植物将重金属从根转运到地上部分的能力和植物生长在一定重金属污染土壤中的耐受能力<sup>[17, 27]</sup>, 其计算公式<sup>[21]</sup>如下:

$$\text{转运系数} = \frac{(\text{叶中镉含量} \times \text{叶生物量} + \text{茎中镉含量} \times \text{茎生物量}) / (\text{叶生物量} + \text{茎生物量})}{\text{根中镉含量}}。$$

$$\text{耐受系数} = \frac{\text{镉处理下的植株生物量}}{\text{空白对照的植株生物量}}。$$

以巢式方差分析随机模型为数学模型,根据方差分析结果计算镉含量差异的来源比例<sup>[28]</sup>,公式如下:

$$\text{种群项分量: } \sigma_{\text{种群}}^2 = \frac{S_{\text{种群}}^2 - S_{\text{无性系/种群}}^2}{nb}。$$

式中: $n$ 为重复数, $b$ 为种群平均无性系数, $S^2$ 为样本方差, $\sigma^2$ 为总体方差。

$$\text{无性系项分量: } \sigma_{\text{无性系/种群}}^2 = \frac{S_{\text{无性系/种群}}^2 - S_{\text{误差}}^2}{n}。$$

$$\text{误差项分量: } \sigma_{\text{误差}}^2 = S_{\text{误差}}^2。$$

种群间相对分量(比例):

$$P_{\text{种群}} = \frac{\sigma_{\text{种群}}^2}{\sigma_{\text{种群}}^2 + \sigma_{\text{无性系/种群}}^2 + \sigma_{\text{误差}}^2}。$$

无性系间相对分量(比例):

$$P_{\text{无性系}} = \frac{\sigma_{\text{无性系/种群}}^2}{\sigma_{\text{种群}}^2 + \sigma_{\text{无性系/种群}}^2 + \sigma_{\text{误差}}^2}。$$

误差项相对分量(比例):

$$P_{\text{误差}} = \frac{\sigma_{\text{误差}}^2}{\sigma_{\text{种群}}^2 + \sigma_{\text{无性系/种群}}^2 + \sigma_{\text{误差}}^2}。$$

差异显著性用软件 SPSS 20.0 的单因素方差(ANOVA)完成,变异来源用巢式方差分析(Nested ANOVA)进行,使用软件 Originlab 8.5 作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 镉处理下不同青杨种群生长响应的比较

由表 1 和表 2 可以看出,无论是在处理之间还是在种群之间,3 个青杨种群的地径、树高、各器官生物量和总生物量等指标均未表现出显著差异。各青杨种群的耐受系数也基本保持在 1 左右(表 3),表明本研究设置的镉处理水平未对青杨生长产生明显影响。

表 1 镉处理对不同青杨种群树高和地径的影响

Table 1 Effect of cadmium treatments on height and basic radius of different populations of *P. cathayana*

| 种群<br>Population | 树高/cm Height  |                |                | 地径/mm Basic radius |              |              |
|------------------|---------------|----------------|----------------|--------------------|--------------|--------------|
|                  | CK            | L              | H              | CK                 | L            | H            |
| YL               | 42.92±8.83 Aa | 37.04±10.66 Aa | 42.86±12.88 Aa | 4.96±0.74 Aa       | 4.97±1.12 Aa | 5.27±1.11 Aa |
| RL               | 41.48±5.10 Aa | 37.16±3.00 Aa  | 38.58±5.63 Aa  | 4.66±0.35 Aa       | 4.33±0.14 Aa | 4.54±0.45 Aa |
| MN               | 36.91±9.47 Aa | 40.80±10.58 Aa | 42.87±8.58 Aa  | 4.55±0.89 Aa       | 4.95±0.61 Aa | 4.82±0.71 Aa |

注:不同小写字母表示同一处理不同种群间差异显著( $P<0.05$ ),不同大写字母表示同一种群不同处理间差异显著( $P<0.05$ );CK 为空白对照处理,L 为低含量镉处理(5 mg/kg),H 为高含量镉处理(10 mg/kg);下表同。

Note: Different lowercase letters represent significant differences ( $P<0.05$ ) among populations within same treatments, different uppercase letters represent significant differences ( $P<0.05$ ) among treatments within same populations; CK represents the blank control (0), L represents the Cd treatment of low concentration (5 mg/kg), and H represents the Cd treatment of high concentration (10 mg/kg). The same below.

表 2 镉处理对不同青杨种群生物量的影响

Table 2 Effect of cadmium treatments on biomass of different populations of *P. cathayana*

| 种群<br>Population | 处理<br>Treatment | 根 Root       |   |   | 茎 Shoot      |   |   | 叶 Leaf       |   |   | 整株 Whole plant |   |   |
|------------------|-----------------|--------------|---|---|--------------|---|---|--------------|---|---|----------------|---|---|
|                  |                 | CK           | L | H | CK           | L | H | CK           | L | H | CK             | L | H |
| YL               | CK              | 3.32±0.76 Aa |   |   | 2.49±0.78 Aa |   |   | 3.07±1.63 Aa |   |   | 8.88±3.06 Aa   |   |   |
|                  | L               | 2.97±0.82 Aa |   |   | 1.49±0.96 Aa |   |   | 1.65±0.57 Aa |   |   | 6.56±2.35 Aa   |   |   |
|                  | H               | 3.56±1.84 Aa |   |   | 2.74±1.54 Aa |   |   | 3.33±2.35 Aa |   |   | 9.62±5.57 Aa   |   |   |
| RL               | CK              | 3.09±0.61 Aa |   |   | 1.84±0.22 Aa |   |   | 3.66±1.02 Aa |   |   | 8.58±1.53 Aa   |   |   |
|                  | L               | 3.15±0.46 Aa |   |   | 1.64±0.12 Aa |   |   | 3.16±1.36 Aa |   |   | 7.95±1.68 Aa   |   |   |
|                  | H               | 3.53±0.81 Aa |   |   | 2.08±0.40 Aa |   |   | 3.89±1.11 Aa |   |   | 9.50±1.91 Aa   |   |   |
| MN               | CK              | 3.49±1.12 Aa |   |   | 2.15±1.12 Aa |   |   | 2.84±1.62 Aa |   |   | 8.48±3.53 Aa   |   |   |
|                  | L               | 4.08±0.63 Aa |   |   | 2.52±0.66 Aa |   |   | 3.74±1.27 Aa |   |   | 10.34±1.99 Aa  |   |   |
|                  | H               | 3.56±0.87 Aa |   |   | 2.50±1.05 Aa |   |   | 2.46±0.84 Aa |   |   | 8.16±1.98 Aa   |   |   |

表 3 镉处理青杨种群转运系数和耐受系数的比较

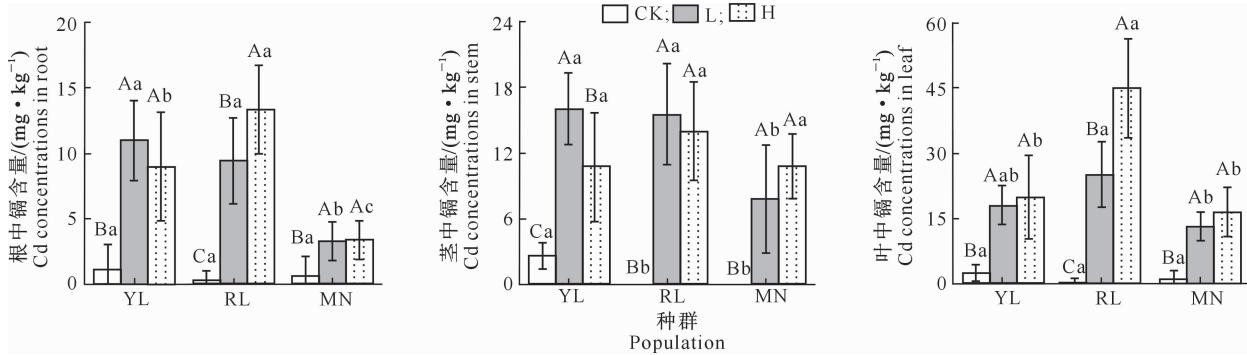
Table 3 Comparison of transport factor and tolerance index of different populations of *P. cathayana*

| 种群<br>Population | 耐受指数 Tolerance index |              |              | 转运系数 Transport factor |              |              |
|------------------|----------------------|--------------|--------------|-----------------------|--------------|--------------|
|                  | CK                   | L            | H            | CK                    | L            | H            |
| YL               | —                    | 0.88±0.12 Aa | 1.39±0.25 Aa | 1.21±1.34 Aa          | 1.63±0.30 Aa | 1.74±0.52 Ab |
| RL               | —                    | 0.95±0.18 Aa | 1.12±0.20 Ab | 0.29±0.65 Ba          | 2.42±0.67 Aa | 2.55±0.43 Ab |
| MN               | —                    | 1.20±0.29 Aa | 0.89±0.18 Ab | 0.47±0.56 Ba          | 3.85±1.97 Aa | 4.51±1.85 Aa |

## 2.2 镉处理下青杨种群及种内镉含量的比较

加入外源镉后,3个青杨种群镉含量较空白对照均显著增加(图2),种群平均镉含量为3.36~45.01 mg/kg,集中在10~20 mg/kg。针对2个镉处理而言,牦牛沟(MN)种群根、茎、叶中的镉含量无显著差异,榆林(YL)种群仅L处理茎中镉含量显著高于H处理,而日隆(RL)种群根和叶中镉含量均表现为L处理显著低于H处理,针对不同种群而言,低含量镉处理下,根、茎、叶中的镉含量均表现为榆林和日隆种群显著大于牦牛沟种群;高含量镉处理下,根、茎、叶中的镉含量总体表现为日隆>榆

林>牦牛沟,其中,根中的镉含量差异在3个种群之间有显著性,茎中的镉含量在3个种群间无显著性差异,而叶中的镉含量表现为日隆种群显著大于榆林和牦牛沟种群。进一步比较各器官之间镉含量的差异(图3)可以看出,无论是在低含量还是高含量镉处理下,各青杨种群器官之间的镉含量均表现出叶>茎>根的趋势,差异显著性在各种群中表现各异,总体而言叶和茎中的镉含量明显大于根。表3的转运系数显示,镉处理后各青杨种群的转运系数都大于1,种群之间表现为牦牛沟>日隆>榆林,其中高含量镉处理下牦牛沟种群显著大于日隆和榆林种群。

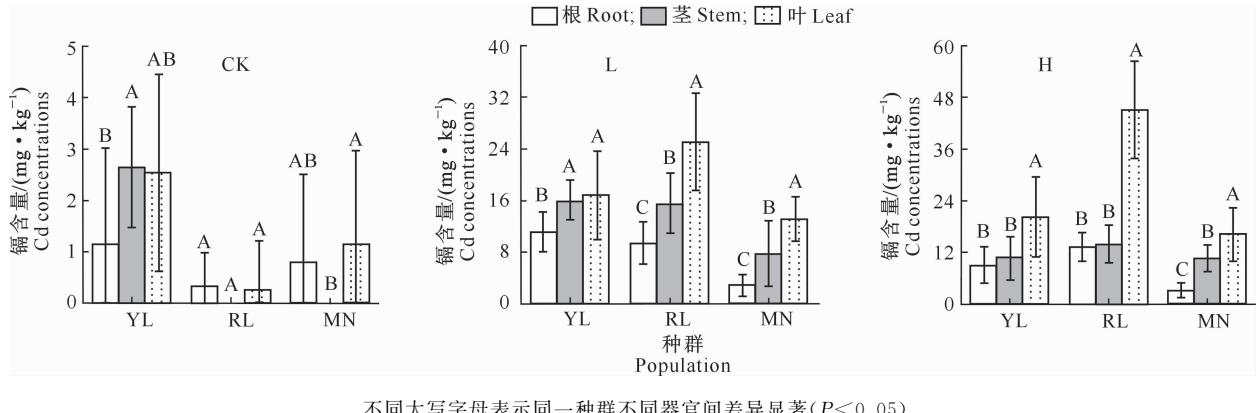


不同小写字母表示同一处理不同种群间差异显著( $P<0.05$ ),不同大写字母表示同一种群不同处理间差异显著( $P<0.05$ )

Different lowercase letters represent significant differences ( $P<0.05$ ) among populations within same treatments, different uppercase letters represent significant differences ( $P<0.05$ ) among treatments within same populations

图2 不同处理下青杨种群中镉含量的比较

Fig. 2 Comparison of cadmium concentrations of different populations of *P. cathayana*



不同大写字母表示同一种群不同器官间差异显著( $P<0.05$ )

Different uppercase letters represent significant differences ( $P<0.05$ ) among organs

图3 不同处理下青杨种群各器官中镉含量的比较

Fig. 3 Comparison of cadmium concentrations among organs of different populations of *P. cathayana*

## 2.3 镉处理下不同青杨种群镉含量变异的来源

3个青杨种群镉含量变异的巢式方差分析(表4)显示,除空白对照处理根在种群间无显著差异外,所有处理根、茎、叶的镉含量在种群间和无性系间均存在显著差异。由镉含量变异在种群和无性系间的

分量比例(表4)可知,镉处理后根和叶中的镉含量变异主要来源于种群间,其分量比例分别占65.4%~68.9%和50.3%~71.2%;而茎中的镉含量变异则主要来源于无性系间H处理,分量比例占73.2%,或两者相近(L处理)。进一步分析无性系

间的镉含量分布和变异性(以H处理为例)(图4和表5)可以看出,无性系间镉含量变异较大,尤以叶镉含量的变异最大,其最大值达到61.26 mg/kg,而总的极差和变异系数分别达到了58.55 mg/kg和0.58;在种群之间,以榆林种群内的变异性最大,其根、茎、叶镉含量的极差和变异系数分别达到了

10.89,15.63,35.31 mg/kg 和 0.34,0.45,0.46;平均镉含量最高的日隆种群内的变异性次之,其根、茎、叶镉含量的极差和变异系数分别达到了9.27,12.45,33.14 mg/kg 和 0.21,0.31,0.25;牦牛沟种群内的变异性最小。

表4 3个青杨种群镉含量变异的巢式方差分析及变异来源的分量比例

Table 4 Results of nested ANOVA of cadmium concentrations and sources of the differences for three populations of *P. cathayana*

| 器官<br>Organ | 处理<br>Treatment | F 值 F value      |              | P 值 P value      |              | 分量比例/% Proportion |              |             |
|-------------|-----------------|------------------|--------------|------------------|--------------|-------------------|--------------|-------------|
|             |                 | 种群<br>Population | 无性系<br>Clone | 种群<br>Population | 无性系<br>Clone | 种群<br>Population  | 无性系<br>Clone | 误差<br>Error |
| 根 Root      | CK              | 2.115            | 2.505        | 0.135            | 0.012        | —                 | —            | —           |
|             | L               | 43.084           | 3.715        | 0.000            | 0.007        | 65.4              | 16.4         | 18.1        |
|             | H               | 122.016          | 2.670        | 0.000            | 0.000        | 68.9              | 11.1         | 19.9        |
| 茎 Shoot     | CK              | 118.535          | 2.316        | 0.000            | 0.020        | 81.9              | 5.5          | 12.6        |
|             | L               | 37.396           | 8.784        | 0.000            | 0.000        | 42.2              | 41.7         | 16.1        |
|             | H               | 27.719           | 12.719       | 0.000            | 0.000        | 8.1               | 73.2         | 18.7        |
| 叶 Leaf      | CK              | 45.631           | 15.446       | 0.000            | 0.000        | 22.6              | 64.1         | 13.3        |
|             | L               | 23.291           | 3.408        | 0.000            | 0.011        | 50.3              | 22.1         | 27.6        |
|             | H               | 427.604          | 12.612       | 0.000            | 0.000        | 71.2              | 22.9         | 5.9         |

注:仅种群间和无性系间均存在显著性差异( $P<0.05$ )时,才计算变异来源的分量比例。

Note: The allocation of differences was calculated only when there are significances among both populations and clones.

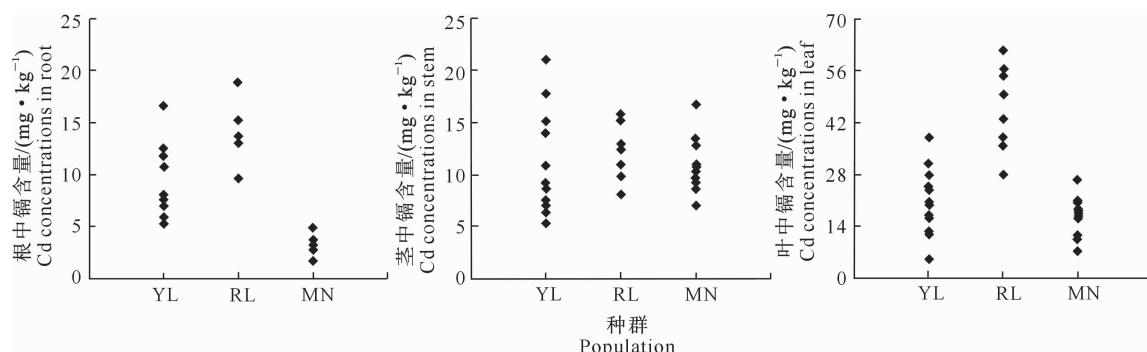


图4 高含量镉处理下青杨种群无性系的镉含量分布

Fig. 4 Distribution of cadmium concentrations of clones within different populations of *P. cathayana* under high cadmium treatment (H)

表5 高含量镉处理下青杨种群内镉含量的变异性

Table 5 Variance of cadmium concentrations within different populations of *P. cathayana* under high cadmium treatment (H)

| 种群<br>Population | 根 Root |      |       |      | 茎 Shoot |      |       |      | 叶 Leaf |       |       |      |
|------------------|--------|------|-------|------|---------|------|-------|------|--------|-------|-------|------|
|                  | 1      | 2    | 3     | 4    | 1       | 2    | 3     | 4    | 1      | 2     | 3     | 4    |
| YL               | 9.01   | 3.09 | 10.89 | 0.34 | 10.73   | 4.80 | 15.63 | 0.45 | 19.99  | 9.28  | 35.31 | 0.46 |
| RL               | 13.33  | 2.78 | 9.27  | 0.21 | 13.99   | 4.40 | 12.45 | 0.31 | 45.01  | 11.06 | 33.14 | 0.25 |
| MN               | 3.45   | 0.98 | 3.27  | 0.29 | 10.83   | 2.53 | 9.66  | 0.23 | 16.57  | 4.82  | 19.01 | 0.29 |
| 总计 Total         | 8.06   | 4.62 | 17.34 | 0.57 | 11.61   | 4.12 | 15.63 | 0.35 | 25.15  | 14.50 | 58.55 | 0.58 |

注:1、2、3、4 分别代表平均值、标准差、极差(mg/kg)和变异系数。

Note: 1, 2, 3, and 4 indicate the mean value, sd, range(mg/kg) and CV.

### 3 讨论

本研究显示,3个青杨种群在5和10 mg/kg 镉

处理下,其地径、树高和生物量等生长指标与对照相比无显著差异,这在耐受系数上也得到了体现,说明该水平的镉处理未对青杨的生长产生明显影响。冯

世静等<sup>[29]</sup>研究也显示,在镉含量达到 70 mg/kg 时青杨才会表现出生长抑制,而在 20 mg/kg 时其生长基本不受任何影响。本研究中,镉处理后,不同青杨种群各器官所富集的镉都显著增加,3 个种群平均镉含量为 3.36~45.01 mg/kg,集中在 10~20 mg/kg,未达到 100 mg/kg 的超富集植物标准<sup>[9]</sup>。研究发现,在较高水平镉(如 50 mol/L 或 50 mg/kg 以上)处理下,杨树(尤其是其地上部分)所富集的镉含量可以达到 100 mg/kg 的超富集植物标准<sup>[22~24]</sup>。冯世静等<sup>[29]</sup>在研究不同镉处理对小青杨(*Populus pseudo-simonii*)和灰杨(*Populus × canescens*)的影响时也发现,当镉处理含量≥150 mg/kg 时青杨各器官中的镉才能达到 100 mg/kg。

不同器官富集重金属的能力差异对植物的富集能力有着十分重要的影响,且地上部分的富集量大于地下部分是超富集植物的重要标准之一<sup>[2,20]</sup>。此外,重金属富集部位的不同也影响着植物材料收获后最佳处理技术的选择<sup>[30~31]</sup>。研究发现,重金属在杨树各部位的富集量表现为根部>地上部分,地上部分则表现为茎>叶<sup>[22~23,30,32]</sup>,但也有研究结果显示,杨树地上部分镉含量大于地下部分<sup>[33]</sup>。冯世静等<sup>[29]</sup>在研究小青杨时也发现,根中的镉含量总体大于叶和茎,但在个别处理下也表现为叶>根。本研究中,3 个青杨种群在镉处理后都表现为地上部分的镉含量大于地下部分,且基本表现出叶>茎>根的趋势,说明青杨具有超富集植物的转运能力。从转运系数来看,种群的转运能力存在一定的差异,如牦牛沟种群在高含量镉处理下的转运系数达到 4.51,显著大于榆林和日隆种群。

很多研究发现,植物的重金属富集能力在物种内存在一定程度的变异<sup>[10,23]</sup>。本研究中,镉处理后青杨根、茎和叶中的镉含量在种群之间也存在明显差异,总体而言表现为日隆和榆林种群大于牦牛沟种群。通过巢式方差分析发现,镉含量不仅在种群间存在显著差异,在种群内的无性系间同样存在显著差异。据此分析镉含量变异在种群间和无性系间的分量比例发现,镉处理后根和叶中的镉含量变异主要来源于种群间,其分量比例占 65.4%~68.9% 和 50.3%~71.2%;而茎中的镉含量则主要来源于无性系间(H 处理),其分量比例占 73.2%,或两者相近(L 处理)。虽然根和叶中的镉含量变异主要来源于种群间,但由无性系的镉含量变异性和分布可以看出,无性系间的变异仍然很大,尤其是更能衡量富集能力的地上部分器官(茎和叶),其中叶中富集

效果最好的无性系其镉含量、极差和变异系数分别达到了 61.26,58.22 mg/kg 和 0.58;且以榆林种群无性系间的变异最大,日隆种群次之,牦牛沟种群最小,其中平均镉含量最高的日隆种群根、茎、叶的镉含量在种群内的极差和变异系数分别达到了 9.27,12.45,33.14 mg/kg 和 0.21,0.31,0.25。综上分析可知,青杨的镉富集能力在种群间和无性系间都存在明显的变异性,表明可以通过开展种源/无性系选择,选育出富集能力更高的基因型,从而提高植物修复的效率。

本研究中,5 和 10 mg/kg 镉处理未对青杨生长产生实质影响,说明 5 和 10 mg/kg 镉水平对于青杨而言偏低,因此无法很好地区分不同青杨种群和个体的镉富集能力。在未来的研究中可以尝试提高镉处理水平。此外,本研究中参试的无性系数量也相对较少,根据种群遗传学和数量遗传学的研究要求,未来研究中也应增加参试的无性系数量(每个种群≥30 个),以更好地探究青杨镉富集能力的种群遗传差异。

## 4 结 论

5 和 10 mg/kg 镉处理未对青杨生长产生明显影响。镉处理下 3 个青杨种群平均镉含量为 3.36~45.01 mg/kg,集中在 10~20 mg/kg,其中日隆和榆林种群镉含量大于牦牛沟种群。地上部分(茎和叶)镉富集大于地下部分,且基本表现出叶>茎>根的趋势,显示出较强的转运能力,但其在种群之间存在一定差异。各器官中的镉含量在种群间和无性系间都存在明显差异,其中根和叶中的镉含量变异主要来源于种群间(占 65.4%~68.9% 和 50.3%~71.2%),而茎主要来源于无性系间(H 处理)或者相近(L 处理)。就器官而言,无性系间的变异性以叶最大,其最大值、极差和变异系数分别达到 61.26,58.22 mg/kg 和 0.58;就种群而言,以榆林种群的变异性最大,日隆种群次之,牦牛沟种群最小。总体而言,青杨表现出了较好的重金属镉富集能力,且种群间和无性系间都存在明显变异,因此在利用青杨进行重金属镉的植物修复时,应先做种源/无性系选择,以选育富集能力更高的基因型或无性系。

## [参考文献]

- [1] Cheng S. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2003, 10(3): 192~198.

- [2] Yang X, Ying F, He Z, et al. Molecular mechanisms of heavy metal hyper accumulation and phytoremediation [J]. Journal of Trace Elements in Medicine & Biology, 2005, 18(4): 339-353.
- [3] Jabeen R, Ahmad A, Iqbal M. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms [J]. Botanical Review, 2009, 75(4): 339-364.
- [4] World Health Organization. Exposure to cadmium: a major public health concern [R]. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2010.
- [5] IPCS. Cadmium, cadmium chloride, cadmium oxide, cadmium sulphide, cadmium acetate, cadmium sulphate [R/OL]. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, [2005-2007] [2016-11-10] (<http://www.who.int/ipcs/publications/icsc/en/index.html>).
- [6] 聂亚平,王晓维,万进荣,等.几种重金属(Pb、Zn、Cd、Cu)的超富集植物种类及增强植物修复措施研究进展[J].生态科学,2016,35(2):174-182.  
Nie Y P, Wang X W, Wan J R, et al. Research progress on heavy metal (Pb, Zn, Cd, Cu) hyper accumulating plants and strengthening measures of phytoremediation [J]. Ecological Science, 2016, 35(2): 174-182.
- [7] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants [J]. Journal of Geochemical Exploration, 1977, 77(7): 49-57.
- [8] Sarma H. Metal hyper accumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology [J]. Journal of Environmental Science & Technology, 2011, 4(2): 118-138.
- [9] Milner M J, Kochian L V. Investigating heavy-metal hyper accumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system [J]. Annals of Botany, 2008, 102(1): 3-13.
- [10] Bert V, Bonnin I, Saumitoulaprade P, et al. Do *Arabidopsis halleri* from nonmetallicolous populations accumulate zinc and cadmium more effectively than those from metallicolous populations [J]. New Phytologist, 2002, 155(1): 47-57.
- [11] Roosens N, Verbruggen N, Meerts P J, et al. Natural variation in cadmium tolerance and its relationship to metal hyper accumulation for seven populations of *Thlaspi caerulescens* from western Europe [J]. Plant Cell & Environment, 2003, 26(10): 1657-1672.
- [12] Vogelmikus K, Drobne D, Regvar M. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (Brassicaceae) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia [J]. Environmental Pollution, 2005, 133(2): 233-242.
- [13] 汤叶涛,仇荣亮,曾晓雯,等.一种新的多金属超富集植物:圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.) [J].中山大学学报(自然科学版),2005,44(4):135-136.  
Tang Y T, Qiu R L, Zeng X W, et al. A new found Pb/Zn/Cd hyper accumulator: (*Arabis paniculata* L.) [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2005, 44 (4): 135-136.
- [14] De I R G, Peralta-Videa J R, Montes M, et al. Cadmium uptake and translocation in tumbleweed (*Salsola kali*), a potential Cd-hyper accumulator desert plant species: ICP/OES and XAS studies [J]. Chemosphere, 2004, 55(9): 1159-1168.
- [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.  
Liu W, Shu W S, Lan C Y. *Viola baoshanensis*, a plant that hyper accumulate scadmidum [J]. Chinese Science Bulletin, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [16] Yang X E, Stoffella P J. Cadmium tolerance and hyper accumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [J]. Plant & Soil, 2004, 259: 181-189.
- [17] Liu X, Peng K, Wang A, et al. Cadmium accumulation and distribution in populations of *Phytolacca americana* L. and the role of transpiration [J]. Chemosphere, 2010, 78 (9): 1136-1141.
- [18] Fasani E. Plants that hyper accumulate heavy metals [M]. Netherlands: Springer, 2012:55-74.
- [19] Bissonnette L, St-Arnaud M, Labrecque M. Phytoextraction of heavy metals by two Salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial [J]. Plant & Soil, 2010, 332: 55-67.
- [20] Rascio N, Navariizzo F. Heavy metal hyper accumulating plants: how and why do they do it? and what makes them so interesting? [J]. Plant Science, 2011, 180(2): 169-181.
- [21] Wu F, Yang W, Zhang J, et al. Cadmium accumulation and growth responses of a poplar (*Populus deltoids* × *Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 177(1): 268-273.
- [22] Gu J, Qi L, Jiang W, et al. Cadmium accumulation and its effects on growth and gas exchange in four *Populus* cultivars [J]. Acta Biologica Cracoviensis, 2007, 49(2): 7-14.
- [23] Zacchini M, Pietrini F, Mugnozza G S, et al. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics [J]. Water Air & Soil Pollution, 2009, 197: 23-34.
- [24] He J, Ma C, Ma Y, et al. Cadmium tolerance in six poplar species [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2013, 20(1): 163-174.
- [25] 中国科学院植物志编委会.中国植物志 [M].北京:科学出版社,1984.  
The Flora of Academy of Sciences Chinese Editorial Board [M]. Beijing: Science Publishing Company, 1984.
- [26] 熊莉,徐振锋,吴福忠,等.踩踏对亚热带沟叶结缕草草坪冬季休眠期土壤呼吸的影响 [J].草业学报,2014,23(2):83-89.  
Xiong L, Xu Z F, Wu F Z, et al. Effects of stepping on soil respiration of *Zoysia matrella* lawn during the winter dormancy period [J]. Acta Pratoculturae Sinica, 2014, 23(2): 83-89.

(下转第 67 页)

- estry University (Natural Sciences Edition), 2015, 39(1): 6-10.
- [17] 刘 兴,李高华,马友信.美国白蛾在陕西的发生与检疫防治[J].西北大学学报,1998,28(3):258-260.
- Liu X,Li G H,Ma Y X. Quarantine and control of fall webworm in Shaanxi province [J]. Journal of Northwest University,1998,28(3):258-260.
- [18] 鞠 珍,赵 静,丁福波,等.饥饿程度对美国白蛾生长发育和繁殖的影响[J].昆虫知识,2008,45(3):437-440.
- Ju Z,Zhao J,Ding F B,et al. Effects of starvation on the development and reproduction of *Hyphantria cunea* [J]. Chinese Bulletin of Entomology,2008,45(3):437-440.
- [19] 魏建荣,杨忠岐,王传真,等.天敌昆虫对美国白蛾的生物控制研究[J].林业科学,2004,40(2):90-97.
- Wei J R,Yang Z Q,Wang C Z,et al. Study on biological control of fall webworm by natural insect enemy [J]. Scientia Silvae Sinicae,2004,40(2):90-97.
- [20] 杨忠岐.利用天敌昆虫控制我国重大林木害虫研究进展[J].中国生物防治,2004,20(4):221-227.
- Yang Z Q. Advance in bio-control researches of the important forest insect pests with natural enemies in China [J]. Chinese Journal of Biological Control,2004,20(4):221-227.
- [21] 冯术快,卢绪利.北京市昌平区美国白蛾生物学特性观察及综合防治[J].植物保护,2009,35(5):168-169.
- Feng S K,Lu X L. Observation and integrate control of American white moth in Beijing Changping [J]. Plant Protection,2009,35(5):168-169.

(上接第 59 页)

- [27] Mattina M I,Lannucci-Berger W,Musante C,et al. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil [J]. Environmental Pollution,2003,124(3): 375-378.
- [28] 沈熙环.林木育种学[M].北京:中国林业出版社,1990;122-170.
- Shen X H. Forest tree breeding [M]. Beijing: China Forestry Publishing House,1990;122-170.
- [29] 冯世静,杨途熙,张艳军,等.镉胁迫对杨树光合特性的影响[J].农业环境科学学报,2013(3):539-547.
- Feng S J,Yang T X,Zhang Y J,et al. Effects of Cadmium on photosynthetic gas exchange and chlorophyll fluorescence of two species of poplar [J]. Journal of Agro-Environment Science,2013(3):539-547.
- [30] 刘艳丽,吴凤霞,徐 莹,等.杨树修复重金属污染土壤的研究进展[J].林业科学,2012,48(9):139-144.
- Liu Y L,Wu F X,Xu Y,et al. Research progress in the remediation of heavy metal contaminated soil with poplars [J]. Scientia Silvae Sinicae,2012,48(9):139-144.
- [31] Unterbrunner R,Puschnerreiter M,Sommer P,et al. Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe [J]. Environmental Pollution,2007,148(1): 107-114.
- [32] 万雪琴,张 帆,夏新莉,等.镉胁迫对杨树矿质营养吸收和分配的影响[J].林业科学,2009,45(7):45-51.
- Wan X Q,Zhang F,Xia X L,et al. Effects of cadmium stress on absorption and distribution of mineral nutrients in poplar plants [J]. Scientia Silvae Sinicae,2009,45(7):45-51.
- [33] 韦秀文,姚 碩,刘慧文,等.重金属及有机物污染土壤的树木修复研究进展[J].林业科学,2011,47(5):124-130.
- Wei X W,Yao B,Liu H W,et al. Application of dendroremediation to the soil contaminated soil by heavy metals and organic pollutants [J]. Scientia Silvae Sinicae,2011,47(5):124-130.