

# 铜尾矿自然定居腺柳对重金属吸收及分布的研究

田胜尼<sup>1</sup>, 张 静<sup>1</sup>, 孙庆业<sup>2</sup>, 李军红<sup>3\*</sup>, 李晓凤<sup>1</sup>

(1.安徽农业大学生命科学学院, 合肥 230036; 2.安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230039; 3.合肥工业大学生物与食品工程学院, 合肥 230009)

**摘 要:**选取安徽安庆月山铜尾矿废弃地的自然定居腺柳为研究对象,探讨自然定居腺柳对重金属 Cd、Pb、Zn、Cu 的吸收、转运以及在其根茎木质部、皮部、叶部中的分布差异。研究发现,腺柳植株体内的不同器官对重金属 Cd、Pb、Zn 和 Cu 的吸收与分布存在一定的差异。重金属 Cd 在根皮部含量最高,达到  $1\,438.919\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,茎木质部含量最低,为  $228.065\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; Pb 在根木质部含量最高,为  $4\,010.225\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而在根皮部含量最低,为  $272.312\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; Zn 在茎皮部含量最高,为  $137.563\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,茎木质部含量最低,为  $11.554\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; Cu 在茎皮部含量最高,为  $36.024\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而茎木质部含量最低为  $19.786\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。腺柳对不同重金属的富集系数大小顺序为  $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$ 。腺柳植株叶片中的 Cd 含量与铜尾矿废弃地基质土中重金属 Cd、Pb、Zn、Cu 的含量呈显著正相关 ( $P < 0.05$ ),叶片中 Zn 含量与铜尾矿基质土中全氮的含量达到极显著正相关 ( $P < 0.01$ ),但腺柳植株中 Pb 和 Cu 的含量与土壤中对对应元素含量没有显著相关性。结果表明腺柳对土壤重金属 Cd 具有较好的富集特性,可用于受重金属 Cd 污染土壤的植物修复。

**关键词:**铜尾矿;腺柳;重金属;富集系数

**中图分类号:**X173    **文献标志码:**A    **文章编号:**1672-2043(2013)09-1771-07    doi:10.11654/jaes.2013.09.010

## Heavy Metals Absorption and Distribution by *Salix chaenomeloides* Settled Naturally on the Copper Tailings

TIAN Sheng-ni<sup>1</sup>, ZHANG Jing<sup>1</sup>, SUN Qing-ye<sup>2</sup>, LI Jun-hong<sup>3</sup>, LI Xiao-feng<sup>1</sup>

(1.College of Life Science, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China; 2.School of Resource and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230039, China; 3.College of Biology and Food Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

**Abstract:** Absorbing, transferring and distribution difference in xylem, bark and leaves of the heavy metal Cd, Pb, Zn and Cu for *Salix chaenomeloides*, settled naturally on a wasteland of Yueshan copper tailings, Anqing City, Anhui Province, were studied in this paper. The results showed that different organs of *S. chaenomeloides* absorbed Cd, Pb, Zn and Cu in different ways and these metals were distributed in different parts at different contents. The Cd content was the highest in the root bark,  $1\,438.919\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; and was the lowest in the stem xylem,  $228.065\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The Pb content in the root xylem was the highest,  $4\,010.225\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , while it was the lowest in the root bark,  $272.312\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The Zn content was the highest in the stem bark,  $137.563\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and was the lowest in the stem xylem,  $11.554\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The Cu content in the stem bark was the highest,  $36.024\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; and was the lowest in the stem xylem, only  $19.786\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The concentration coefficient order of *S. chaenomeloides* absorbs different heavy metals was  $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$ . The Cd content in leaves showed significantly positive correlation with the contents of Pb, Zn and Cu in the copper tailings ( $P < 0.05$ ), and the Zn content in leaves showed extremely significant positive correlation with the total nitrogen content in the soil ( $P < 0.01$ ), but the contents of Pb and Cu in *S. chaenomeloides* were not significantly correlated to their contents in the tailings. It indicated that *S. chaenomeloides* could enrich soil heavy metals Cd. Therefore, *S. chaenomeloides* could be used to remediate the soil contaminated by the heavy metal Cd.

**Keywords:** copper tailings; *Salix chaenomeloides*; heavy metals; concentration coefficient

收稿日期:2012-10-31

基金项目:国家自然科学基金项目(41171418)

作者简介:田胜尼(1971—),男,安徽枞阳人,副教授,主要从事植物生态学研究。E-mail:tiansn@ahau.edu.cn

\*通信作者:李军红 E-mail:janehonglee@163.com

尾矿是矿业部门在开采过程中,将矿石经粉碎、浮选中矿、精选矿后产生的大量固体废弃物。这些尾矿除少量作为旧矿井的填充料之外,其余绝大多数被堆放在一起形成尾矿库,弃置后的尾矿库形成尾矿废弃地<sup>[1]</sup>。尾矿长期堆置不仅占用了大量的土地,而且覆盖了原有的植被,破坏了矿区周围的景观环境,对当地的生态系统产生严重的影响<sup>[2-4]</sup>;同时尾矿因其特殊的理化性质,异常高含量的重金属,一般植物很难在尾矿土壤上自然生长和定居<sup>[5]</sup>。尾矿库中的重金属通过外排的废液或者通过扬尘进入周边土壤和环境中,从而对周边环境产生重金属污染和危害。重金属在植物体内的积累和放大,不仅严重影响植物本身的自然生长,而且使天然植被受到严重破坏,并通过食物链进入人体危及人类的生命健康<sup>[6-8]</sup>。

土壤重金属污染具有长期的隐蔽性、不可逆性和不可降解等特点<sup>[9]</sup>。如何有效地治理和消除重金属污染,已成为人类社会共同关注的国际性难点和重点研究问题。目前在尾矿的土壤重金属污染治理过程中,植物修复技术是尾矿治理的最好方式。植物修复技术是指以植物忍耐和超量积累化学元素理论为基础,利用植物及其共存微生物体系提取、转化和稳定环境中污染物的一项环境污染治理技术。植物对重金属污染位点的修复主要有3种方式:植物固定、植物挥发和植物吸收。其中,植物吸收是指利用能够耐受和积累重金属的金属型植物吸收环境中的金属离子,并将其储存在植物体内的地上部分。这是植物修复中最有效和安全的方法,近年来受到有关方面的极大关注<sup>[10-12]</sup>。

前期的植物修复研究,大多集中在草本植物或超富集植物筛选方面<sup>[13-15]</sup>。草本植物因其生物量小,在重金属污染的植物修复中,很难实现理想的应用效果。而木本植物因其生物量大、生长快、根系发达等优势特点,具有草本植物不可比拟的优势,有着广泛的应用前景。腺柳(*Salix chaenomeloides*)属杨柳科柳属木本植物,具喜光、耐寒、喜水湿、耐干旱和对土壤的质地要求不严等习性,对不利环境具有较强的抗性和耐性<sup>[16]</sup>。笔者通过野外调查时发现,在安徽省安庆市月山铜尾矿废弃地,经过近二十年群落的原生演替,目前在铜尾矿废弃地自然定居了一片以腺柳为优势种的木本植物群落。这表明腺柳对重金属铜尾矿废弃地有一定的耐性和适应性。有关木本植物腺柳对重金属的耐性大小、吸收和植物体不同器官的分布差异,尚未见到报道。本文以腺柳为对象,探讨自然定居于铜尾矿废弃地的腺柳对铜尾矿中重金属的吸收、分布差

异和转移规律,为铜尾矿废弃地的植被恢复及土壤重金属污染的植物修复提供理论依据和实践经验。

## 1 调查区自然状况

腺柳植物样本和基质样品均采自安徽省安庆市月山铜尾矿废弃地。该次调查的月山铜尾矿位于安徽省西南部安庆市月山镇学田村,地处长江中下游北岸,116°53′45.5″E,30°38′22.8″N。该地区属于亚热带湿润季风气候区,气候季节性明显,平均气温16.2℃,年降雨量1390 mm,太阳辐射能量为4806 kJ,平均湿度75%~81%<sup>[17]</sup>。该铜尾矿占用面积60万m<sup>2</sup>,停用时间20年。通过人工与自然复垦相结合的方式,自然形成以白茅为优势种的群落,该尾矿植物覆盖区域达到70%,植被恢复处基质结构相对稳定,尾矿风扬尘现象基本得到有效控制。未复垦区的铜尾矿依然存在扬尘现象。

## 2 材料及方法

### 2.1 样品的采集与处理

在月山铜尾矿自然定居的柳树群落中,随机选择4株自然定居的腺柳。在每个树干基部东南西北4个方位采集0~20 cm层铜尾矿,混合后采用四分法留样带回室内,自然风干过筛后,供理化性质分析测试用。

尾矿土壤的EC值:水土比1:1浸提,电导率仪测定<sup>[18]</sup>。pH值:水土比2.5:1浸提,酸度计测定<sup>[18]</sup>。全N:加高氯酸-硫酸消解,半微量定氮仪蒸馏滴定<sup>[18]</sup>。全P:高氯酸-硫酸消解,钼锑抗比色法测定<sup>[18]</sup>。有机质:重铬酸钾容量-外加热法测定。速效K:1 mol·L<sup>-1</sup>醋酸铵振荡浸提,6400-A型火焰分光光度计测定<sup>[18]</sup>。P:碳酸氢钠和无磷活性炭振荡浸提,硫酸钼锑抗显色,分光光度计测定。土壤全态Cu、Pb、Zn、Cd的测定:硝酸-高氯酸-氢氟酸消化,ZEEnit-700P型原子吸收分光光度计测定<sup>[19]</sup>。

### 2.2 植物样本的处理与分析

在随机选定的4株腺柳中,分别从上到下,采集叶片、枝条、根部,带回室内。先用自来水充分冲洗干净后,再用去离子水漂洗3次,凉干。叶片部分直接放入105℃干燥箱杀青30 min,然后调至80℃烘至恒重。腺柳的根和枝条沿维管形成层部位剥开,将根部分成根木质部、根皮部(含韧皮部),茎部分成茎木质部、茎皮部(含韧皮部),均放入干燥箱内80℃烘至恒重。再将各部分样品粉碎研磨成粉末,过100目尼龙筛后,保存于干燥器皿中供重金属测定用。植物样品

重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的含量采用浓 HNO<sub>3</sub>、浓 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、HClO<sub>4</sub> 按 8:1:1 的比例浸泡过夜-消煮后定容, ZEE nit-700P 型原子吸收分光光度计测定<sup>[19]</sup>。

### 2.3 植物对重金属的生物富集系数计算方法<sup>[20]</sup>

为评价腺柳对不同重金属吸收及修复的效果,采用植物组织内重金属的含量与基质中重金属的含量比值来计算,公式如下:

富集系数=植物组织内重金属含量/基质中重金属含量

其中,植物体内的重金属含量为植物体内各器官或结构中重金属含量的平均值。本研究所测定的基质中重金属的含量是腺柳定居铜尾矿重金属含量的平均值,生物富集系数越高表明该植物对重金属的吸收能力越强。

### 2.4 数据统计与分析

采用 SPSS for Windows 13.0 进行数据统计分析,腺柳植物体内同种重金属不同器官含量差异比较采用单因素方差分析(One-factor ANOVA);铜尾矿基质与植物体内重金属含量相关采用线性相关分析。

## 3 结果与分析

### 3.1 铜尾矿基质的理化性质

尾矿的理化性质不仅与矿石中所含的矿物质有关,而且与矿石的粉碎、提取方法、排放的时间等因素有关<sup>[21]</sup>。不同地区的尾矿其理化性质各有不同,即使是同一种金属尾矿,由于矿石成分及选矿工艺的差异,其理化性质也存在着一定差异。由表 1 可知,腺柳定居的月山铜尾矿基质 pH 在 7.47~7.50 之间,平均值为 7.49,这表明,月山铜尾矿废弃地腺柳定居区的基质呈中性。刚排放或停用时间较短的铜尾矿,通常呈强碱性,堆放时间的增加及植物生长定居的因素的影响,导致 pH 值下降<sup>[21]</sup>。腺柳定居的铜尾矿废弃地平均电导率为  $3.3875 \times 10^2 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ 。全 N、全 P、速效 K、速效 P、有机质含量低是尾矿废弃地植物种子萌发和植物定居的限制因子之一。由表 1 可以看出,腺柳定居基质全 N 平均含量为  $0.483 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,全 P 的含量  $0.414 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,速效 K 的含量为  $0.064 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,速效 P 的含量为  $1.673 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,有机质含量 1.295%。铜尾矿地

基质的有机质、N 含量和 P 含量均比正常土壤水平低,尤其是速效 K 和速效 P 成分严重缺乏。有机质含量较低和营养元素贫乏,使一般植物很难在此尾矿废弃地区自然生长和定居,腺柳在铜尾矿的自然定居,表明其对铜尾矿废弃地具有较强的耐性与适应性。

由表 2 可见,铜尾矿基质中 Cd、Pb、Zn、Cu 的含量平均值分别为  $12.179 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和 20.651、273.343、269.667  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。根据国家土壤环境质量标准(GB 15618—1995),pH 值为 6.5~7.5 时,不同重金属在土壤中的含量( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )标准是:  $\text{Cd} \leq 0.6$ 、 $\text{Pb} \leq 300$ 、 $\text{Zn} \leq 250$ 、 $\text{Cu} \leq 100$ 。对照国家土壤环境质量标准可知,安庆月山铜尾矿中 Cd、Pb 两种重金属的平均含量未超出正常标准,且其所采样品中含量最大的值( $30.137 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $54.745 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )也符合标准;而重金属 Zn 的平均含量超出国家土壤环境质量标准约 10%。铜尾矿样品中金属 Cu 的平均含量达到  $269.667 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,是正常土壤标准值的 2.7 倍,最高含量达到  $384.615 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,是标准值的 3.8 倍。这表明月山铜尾矿废弃地中,重金属铜含量过高,是影响一些植物不能在铜尾矿自然定居的重要因子。

表 2 月山铜尾矿基质重金属含量( $M \pm SD, n=4$ )

Table 2 Heavy metal contents of Yueshan copper tailings ( $M \pm SD, n=4$ )

| 重金属 | Cd/ $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | Pb/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | Zn/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | Cu/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ |
|-----|----------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|
| 含量  | $12.179 \pm 13.161$                    | $20.651 \pm 23.709$                  | $273.343 \pm 195.230$                | $269.667 \pm 79.651$                 |

### 3.2 腺柳植株各器官不同重金属含量及分布差异

从表 3 可以看出,Cd、Pb、Zn、Cu 在腺柳植物体内不同部位的含量和大小存在一定的差异。对重金属 Cd 而言,腺柳根皮部最高,达到  $1438.919 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,其次为茎皮部,为  $900.510 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,叶片的含量为  $356.224 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,根木质部和茎木质部含量分别为  $325.301 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $228.065 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。这表明 Cd 在腺柳体内的分布主要集中在皮部,其中根皮部的含量最高,茎木质部的含量最低。方差分析结果表明,根皮部 Cd 含量与其他部位的含量存在显著差异。

重金属 Pb 在腺柳植株内不同部位中的含量大

表 1 月山铜尾矿定居腺柳基质的理化性质( $M \pm SD, n=4$ )

Table 1 The physical and chemical properties of Yueshan copper tailings settled by *S. chaenomeloides* ( $M \pm SD, n=4$ )

| pH              | EC/ $\times 10^3 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ | 全 N/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 全 P/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 速效 P/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ | 速效 K/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 有机质/%             |
|-----------------|----------------------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------------|-------------------|
| $7.49 \pm 0.03$ | $0.339 \pm 0.073$                                  | $0.483 \pm 0.123$                    | $0.414 \pm 0.152$                    | $1.673 \pm 1.027$                     | $0.064 \pm 0.017$                      | $1.295 \pm 0.465$ |

表 3 不同重金属在腺柳植株内不同部位中的含量

Table 3 The contents of different heavy metals in different organs for *S. chaenomeloides*

| 部位   | Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | Pb/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ |
|------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| 根木质部 | 325.301±127.712a                     | 4 010.225±1 389.736b                 | 15.503±9.493a                      | 20.640±13.854a                     |
| 根皮部  | 1 438.919±341.621b                   | 272.312±85.765a                      | 49.554±5.083a                      | 24.190±13.858a                     |
| 茎木质部 | 228.065±188.718a                     | 2 152.135±1 894.916ab                | 11.554±9.567a                      | 19.786±8.596a                      |
| 茎皮部  | 900.510±863.449ab                    | 707.691±569.745a                     | 137.563±101.629b                   | 36.024±23.779a                     |
| 叶    | 356.224±439.919a                     | 1 271.409±1 836.113a                 | 60.779±22.320a                     | 21.266±1.402a                      |

注:表中同列不同字母表示在  $P<0.05$  的水平上有显著差异。

小顺序是根木质部>茎木质部>叶>茎皮部>根皮部。其中腺柳根木质部中 Pb 含量最高,为  $4\,010.225\,\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,茎木质部中的含量为  $2\,152.135\,\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,根皮部的含量最低为  $272.312\,\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这表明,Pb 在腺柳植物体内主要集中在木质部,特别是根木质部积累最大。Zn 元素在腺柳茎皮部的含量为  $137.563\,\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,叶部含量为  $60.779\,\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,根皮部的含量为  $49.554\,\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,表明 Zn 主要集中在茎皮部。对于重金属 Cu 而言,各部分含量在  $19.786\sim 36.024\,\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  之间,其茎皮部含量最高,其次是根皮部,根木质部和茎木质部的含量相当。方差分析结果表明,Cu 在腺柳植物体不同部位无显著差异。

### 3.3 腺柳不同器官对重金属的富集系数

由表 4 可知,腺柳植株内不同部位对 4 种重金属的富集系数具有明显的差异。对于根木质部、根皮部、茎木质部、茎皮部和叶 5 个部位而言,Cd 的富集系数均比 Pb、Zn、Cu 高,表明腺柳对 Cd 吸收及富集能力特别突出。对于 Cd 污染土壤进行植物修复时,腺柳可作为优先选择的材料。腺柳对 Pb、Zn 和 Cu 的富集系数远低于 1,特别是 Pb 和 Cu,各部位的富集系数均在 0.15 以下。腺柳在铜含量较高的铜尾矿废弃地上能够自然定居生长,且对重金属铜的富集系数较低,表明腺柳具有较强的耐性,可作铜尾矿废弃地植被恢复优先选择植物。在植物修复铜污染土壤时,腺柳并非是最理想的植物修复材料。

### 3.4 腺柳重金属含量及尾矿基质元素含量的相关性

由表 5 可知,腺柳叶 Zn 含量与尾矿基质 pH 存在极显著的相关性( $P<0.01$ )。铜尾矿基质全 N 的含量与腺柳根木质部 Pb 含量呈极显著的正相关性( $P<0.01$ ),与腺柳茎皮部 Zn 含量及叶部 Cu 的含量呈显著的正相关( $P<0.05$ ),而与根皮部的 Cu 含量呈显著的负相关( $P<0.05$ )。全 P 的含量与腺柳根木质部 Cd 的含量呈显著的正相关,速效 K 与腺柳根木质部中 Cd 的含量呈显著的负相关( $P<0.05$ )。速效 P 与腺柳

表 4 腺柳植株内不同部位对不同重金属的富集系数

Table 4 The concentration coefficients of different organs of *S. chaenomeloides* for heavy metals

| 部位   | Cd      | Pb    | Zn    | Cu    |
|------|---------|-------|-------|-------|
| 根木质部 | 26.712  | 0.164 | 0.057 | 0.077 |
| 根皮部  | 118.157 | 0.011 | 0.181 | 0.089 |
| 茎木质部 | 18.728  | 0.088 | 0.042 | 0.073 |
| 茎皮部  | 73.946  | 0.029 | 0.503 | 0.134 |
| 叶    | 29.252  | 0.052 | 0.222 | 0.079 |

茎木质部中 Pb 的含量呈显著正相关( $P<0.05$ )。有机质的含量与腺柳根木质部 Cu 的含量呈显著的正相关( $P<0.05$ )。尾矿基质中 Cd 的含量与腺柳木质部和叶部 Cd 的含量呈正相关( $P<0.05$ ),而与腺柳根木质部 Pb 的含量呈负相关( $P<0.05$ )。铜尾矿中 Pb 的含量与腺柳茎皮部和叶部的 Cd 含量呈显著正相关( $P<0.05$ )。铜尾矿中 Zn 的含量与腺柳叶部 Cd 的含量及叶部 Zn 的含量呈显著正相关,而与腺柳皮部 Pb 的含量呈显著负相关关系。铜尾矿基质中 Cu 的含量与腺柳叶片部位 Cd 的含量呈显著正相关关系。

## 4 讨论

由于人类对金属矿藏的开采、冶炼、加工活动日益增多,造成不少重金属如 Cu、Zn、Pb、Cd 等进入周边水体、土壤环境,引起严重的环境污染。植物修复重金属污染是一种很有潜力、具有成本低、不破坏土壤和河流生态环境、不引起二次污染等优点的绿色技术<sup>[22-23]</sup>。自 20 世纪 90 年代以来,植物修复成为环境污染治理研究领域的一个前沿性课题<sup>[24]</sup>。植物修复的关键在于物种的选择。近些年来,众多学者为筛选合适的重金属修复植物,将目标和重点投入到重金属超富集植物的筛选中,目前国际上已发现的超富集植物约 500 种<sup>[25-26]</sup>。在我国先后发现东南景天<sup>[27]</sup>、蜈蚣草<sup>[28]</sup>、宝山堇菜<sup>[29]</sup>、鸭跖草<sup>[30]</sup>等草本超富集植物。由于这类超富集植物都存在属草本植物,植株矮小、生物

表 5 铜尾矿基质元素含量与腺柳重金属含量的相关性  
Table 5 Correlation analysis on the contents of heavy metals in copper tailings and in the body of *S. chaenomeloides*

|                 | EC     | pH      | 全 N     | 全 P    | 速效 K    | 速效 P   | 有机质    | Cd      | Pb     | Zn      | Cu     |
|-----------------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|--------|
| Cd <sub>1</sub> | -0.889 | 0.237   | -0.549  | 0.981* | -0.912* | -0.707 | -0.701 | -0.079  | -0.269 | 0.201   | -0.193 |
| Pb <sub>1</sub> | 0.128  | -0.131  | 0.987** | -0.161 | 0.103   | -0.183 | 0.623  | 0.443   | 0.091  | 0.168   | 0.306  |
| Zn <sub>1</sub> | 0.398  | -0.377  | -0.815  | -0.273 | 0.381   | 0.316  | -0.067 | -0.789  | -0.379 | -0.651  | -0.626 |
| Cu <sub>1</sub> | -0.86  | 0.848   | -0.344  | 0.716  | -0.788  | -0.188 | 0.952* | 0.543   | 0.48   | 0.784   | 0.514  |
| Cd <sub>2</sub> | 0.136  | 0.659   | -0.385  | -0.289 | 0.256   | 0.815  | -0.548 | 0.324   | 0.751  | 0.422   | 0.536  |
| Pb <sub>2</sub> | 0.615  | -0.783  | -0.485  | 0.848  | 0.546   | 0.143  | 0.412  | -0.919* | -0.677 | -0.940* | -0.849 |
| Zn <sub>2</sub> | -0.621 | -0.227  | -0.59   | -0.323 | -0.696  | -0.788 | -0.361 | -0.497  | -0.672 | -0.261  | -0.616 |
| Cu <sub>2</sub> | -0.51  | 0.071   | -0.925* | 0.693  | -0.525  | -0.327 | -0.676 | -0.444  | -0.338 | -0.129  | -0.429 |
| Cd <sub>3</sub> | -0.391 | 0.859   | 0.478   | 0.059  | -0.293  | 0.185  | -0.391 | 0.998*  | 0.873  | 0.960*  | 0.971* |
| Pb <sub>3</sub> | 0.793  | 0.086   | 0.084   | -0.123 | 0.867   | 0.979* | 0.24   | 0.088   | 0.507  | -0.049  | 0.305  |
| Zn <sub>3</sub> | -0.167 | 0.456   | 0.867   | -0.898 | -0.121  | 0.01   | 0.119  | 0.875   | 0.594  | 0.692   | 0.781  |
| Cu <sub>3</sub> | -0.01  | 0.634   | -0.602  | -0.085 | 0.099   | 0.672  | -0.689 | 0.186   | 0.611  | 0.361   | 0.388  |
| Cd <sub>4</sub> | 0.13   | 0.769   | 0.021   | -0.392 | 0.262   | 0.814  | -0.407 | 0.645   | 0.946* | 0.643   | 0.814  |
| Pb <sub>4</sub> | -0.47  | -0.302  | -0.724  | -0.199 | -0.543  | -0.649 | -0.337 | -0.641  | -0.708 | -0.395  | -0.712 |
| Zn <sub>4</sub> | -0.076 | 0.362   | 0.916*  | 0.734  | -0.038  | 0.023  | 0.229  | 0.821   | 0.54   | 0.609   | 0.727  |
| Cu <sub>4</sub> | 0.626  | -0.499  | -0.633  | -0.400 | 0.605   | 0.435  | 0.17   | -0.796  | -0.373 | -0.743  | -0.621 |
| Cd <sub>5</sub> | -0.405 | 0.979*  | 0.142   | 0.096  | -0.284  | 0.347  | -0.639 | 0.909*  | 0.942* | 0.962*  | 0.953* |
| Pb <sub>5</sub> | -0.676 | -0.043  | -0.718  | 0.238  | -0.725  | -0.665 | -0.554 | -0.415  | -0.513 | -0.131  | -0.496 |
| Zn <sub>5</sub> | -0.503 | 0.997** | -0.096  | 0.872  | -0.383  | 0.301  | -0.802 | 0.794   | 0.872  | 0.923*  | 0.85   |
| Cu <sub>5</sub> | -0.195 | -0.015  | 0.902*  | 0.053  | -0.226  | -0.439 | 0.409  | 0.505   | 0.048  | 0.303   | 0.314  |

注:1.Cd<sub>1</sub> 代表根木质部位的 Cd;Cd<sub>2</sub> 代表根皮部位的 Cd;Cd<sub>3</sub> 代表茎木质部位的 Cd;Cd<sub>4</sub> 代表茎皮部位的 Cd;Cd<sub>5</sub> 代表叶中的 Cd。金属 Pb、Zn、Cu 的下方数字表达结构部位同 Cd。2.\*\* 表示在  $P<0.01$  水平上差异显著;\* 表示在  $P<0.05$  水平上差异显著。

量低、实际积累金属量少、积累重金属单一的问题,修复能力十分有限,目前在重金属污染地区的生态系统修复中没有得到广泛的应用。针对超富集植物存在的问题,金属矿山环境治理中应用更多的将是耐重金属、生物量大、根系发达、适应性广的木本植物<sup>[31]</sup>。加强对金属矿区耐重金属植物,特别是生物量高的木本耐重金属型植物的研究,对我国重金属污染土壤的修复具有非常重要的意义。

铜尾矿废弃地是一种人为原生裸地,在长期的堆放过程中,多以草本植物定居其上,形成了以草本植物为主的植被。安庆月山铜尾矿废弃地经过 20 多年堆放,开始由少量耐性较强的草本植物定居,形成禾本科植物为主要优势种的草本群落,再逐渐演替为木本草本植物混交的群落阶段<sup>[17]</sup>。腺柳在铜尾矿废弃地自然定居,表明其对重金属废弃地具有一定适应能力。本研究结果发现,腺柳植物体内的 Cd、Pb、Zn 和 Cu 重金属均具有一定的吸收能力,但其含量远未达到超富集植物的标准<sup>[32]</sup>。其对不同的重金属吸收和富集能力的大小存在差异,这一方面可能与植物个体的生物学习性有关,同时也与铜尾矿基质中重金属的含

量、基质中有机质成分、含量的高低,根际微生物的种类、群落结构均存在一定的关系。同种重金属在腺柳植物体内不同部位、不同结构的含量与分布也存在差异,这可能与物种对不同重金属的迁移、生理生化代谢差异有关。腺柳生长快、根系发达、生物量大,成熟单株一年的生物量可达 10 kg。而在该铜矿地区曾发现的超富集植物鸭跖草,其植株极矮小、根系短浅、生物量低,单株一年的生物量通常只有 5 g 左右,甚至更低。两者相比而言,腺柳对实际吸收和富集的重金属含量远超富集植物鸭跖草对重金属的含量,因而具有修复重金属能力和潜力。有关铜尾矿废弃地上腺柳定居的适应机制、重金属在腺柳体内不同器官和组织内的分布差异、对不同重金属吸收、运输和富集的机理、影响重金属吸收和富集的因子、腺柳对不同重金属污染土壤的修复效率最佳基质环境、腺柳重金属污染土壤修复阈值等一系列的科学问题,有待于进一步研究与探讨。

5 结论

通过对安徽省安庆市月山铜尾矿废弃地自然定

居腺柳植物不同器官中重金属含量的测定,并分析其对不同重金属富集能力大小的差异发现:

(1)月山铜尾矿废弃地重金属 Cu 含量过高,有效 P、有效 K 和有机质等营养成分贫瘠是限制植物定居的主要因素。腺柳能够在月山铜尾矿正常生长,且形成一定范围的区域群落,说明腺柳对铜尾矿的生境具有较强的耐性和适应性。

(2)腺柳植株内不同部位或结构对不同重金属 Cd、Pb、Zn 和 Cu 吸收和分布存在一定的差异。重金属 Cd 在根皮部含量最高,达到  $1\,438.919\ \mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ ,而各部位或结构的含量高低的变化顺序为根皮部>茎皮部>叶>根木质部>茎木质部。Pb 在根木质部含量最高,为  $4\,010.225\ \mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ ,而各部位或结构的含量高低的变化顺序为根木质部>茎木质部>叶>茎皮部>根皮部。Zn 在茎皮部含量最高,为  $137.563\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而各部位或结构的含量高低的变化顺序为茎皮部>叶>根皮部>根木质部>茎木质部。Cu 在茎皮部含量最高,为  $36.024\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而各部位或结构的含量高低的变化顺序为茎皮部>根皮部>叶>根木质部>茎木质部。

(3)安庆月山铜尾矿废弃地上定居的腺柳对不同种类重金属元素吸收具有明显的差异。腺柳对不同重金属的富集系数大小顺序为  $\text{Cd}>\text{Zn}>\text{Cu}>\text{Pb}$ ,对重金属 Cd 的富集系数最高。

(4)通过对月山铜尾矿废弃地定居的腺柳体内重金属含量及分布相关性分析研究,发现不同重金属以及同一种重金属在植物体内不同器官(或结构)中的含量与基质中理化因子及基质中重金属含量大小相关性都存在一定差异。腺柳植株叶片中的 Cd 含量与铜尾矿废弃地基质中重金属 Cd、Pb、Zn、Cu 的含量具有显著相关性( $P<0.05$ ),叶片中 Zn 含量与铜尾矿基质全氮的含量达到极显著的正相关( $P<0.01$ )。

野外调查和实验研究表明,腺柳具有成为重金属污染土壤的木本修复植物良好生物学特性,不仅可用作铜尾矿废弃地植被恢复的先锋耐性物种,同时可作为重金属 Cd 污染土壤治理的植物修复材料。

#### 参考文献:

- 田胜尼,王峥峰,高三红,等.用 ISSR 分子标记检测不同尾矿废弃地白茅居群的遗传多样性[J].中山大学学报(自然科学版),2006,45(5):87-92.  
TIAN Sheng-ni, WANG Zheng-feng, GAO San-hong, et al. Genetic diversity of *Imperata cylindrica* populations colonizing on the metal tailings waste lands by ISSR Technique[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatsen(Natural Science Edition)*, 2006, 45(5):87-92.
- 孙庆业,田胜尼.土壤污染与几种土壤酶的活性[J].土壤,2000,32(1):54-56.  
SUN Qing-ye, TIAN Sheng-ni. Tailings pollution and activities of soil enzyme[J]. *Soil*, 2000, 32(1):54-56.
- 王克华,刘胜祥.金属尾矿废弃地的生态恢复[J].四川环境,2003,22(1):13-17.  
WANG Ke-hua, LIU Sheng-xiang. The eco-restoration on metal mine waste tailing dumps[J]. *Sichuan Environment*, 2003, 22(1):13-17.
- 张飞,郭文彬,柳淑珍,等.矿产弃地的生态恢复研究[J].中国安全生产科学技术,2009,5(3):120-123.  
ZHANG Fei, GUO Wen-bin, LIU Shu-zhen, et al. Study on ecological restoration in mining wasteland[J]. *Journal of Safety Science and Technology*, 2009, 5(3):120-123.
- 杨世勇,谢建春,刘登义.铜陵铜尾矿复垦现状及植物在铜尾矿上的定居[J].长江流域资源与环境,2004,13(5):488-493.  
YANG Shi-yong, XIE Jian-chun, LIU Deng-yi. Reclamation and plant colonization in copper mine tailings in Tongling, Anhui Province[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2004, 13(5):488-493.
- Chen Y Q, Ren G J, An S Q, et al. Changes of bacterial community structure in copper mine tailings after colonization of reed (*Phragmites communis*) [J]. *Pedosphere*, 2008, 18(6):731-740.
- Conesa H M, Robinson B H, Schulin R, et al. Growth of *lygeum spartum* in acid mine tailings: Response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145:700-707.
- 武正华,张宇峰,王晓蓉,等.土壤重金属污染植物修复及基因技术的应用[J].农业环境保护,2002,21(1):84-86.  
WU Zheng-hua, ZHANG Yu-feng, WANG Xiao-rong, et al. Application of gene technology in phytoremediation for contaminated soil by heavy metals[J]. *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(1):84-86.
- 张楠.土壤重金属污染的特点及防治措施探讨[J].现代农业,2010(11):24-25.  
ZHANG Nan. Characteristics of heavy metal contaminated soils and exploration for control measures[J]. *Modern Agriculture*, 2010(11):24-25.
- Pulford I D, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees: A review[J]. *Environment International*, 2003, 29(4):529-540.
- 刑前国,潘伟斌,张太平.重金属污染土壤的植物修复技术[J].生态科学,2003,22(3):275-279.  
XIN Qian-guo, PAN Wei-bin, ZHANG Tai-ping. Phytoremediation technology of heavy metal contaminated soils[J]. *Ecologic Science*, 2003, 22(3):275-279.
- Gerhardt K E, Huang X D, Glick B R, et al. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges[J]. *Plant Science*, 2009, 176(1):20-30.
- 张宏,沈章军,陈政,等.铜尾矿区9种优势植物体内重金属和氮磷含量研究[J].生态环境学报,2011,20(10):1478-1484.  
ZHANG Hong, SHEN Zhang-jun, CHEN Zheng, et al. An investigation of heavy-metal, nitrogen and phosphorus concentration in nine dominant plant species in a copper mine tailings area[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(10):1478-1484.

- [14] Zu Y Q, Li Y, et al. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China[J]. *Environment International*, 2004, 30(4):567-576.
- [15] Liu Y G, Zhang H Z, et al. Heavy metal accumulation in plants on Mn mine Tailings[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(1):131-136.
- [16] 白 杨, 宋迎迎, 关文彬, 等. 柳属的地理分布及特点[J]. 中国财富科技, 2009, 4:200-201.  
BAI Yang, SONG Ying-ying, GUAN Wen-bin, et al. Geographic distribution and characteristics of *Salix*[J]. *Fortune World*, 2009, 4:200-201.
- [17] 徐莹梅, 田胜尼, 周疆丽. 铜尾矿废弃地定居的旱柳群落结构特征研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(4):2225-2227.  
XU Ying-mei, TIAN Sheng-ni, ZHOU Jiang-li. Study on the structure and characteristics of *Salix matsudana* community settled at the copper tailings[J]. *Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(4):2225-2227.
- [18] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社, 1977.  
Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Analysis on soil physical and chemical properties[M]. Shanghai:Shanghai Science and Technology Press, 1977.
- [19] 南京农学院. 土壤农化分析[M]. 北京:农业出版社, 1980.  
Nanjing Agricultural College. Soil agricultural chemistry analysis[M]. Beijing:Science Press, 1980.
- [20] Ye M, Li J T, Tian S N, et al. Biogeochemical studies of metallophytes from four copper-enriched sites along the Yangtze River, China[J]. *Environmental Geology*, 2009, 56(7):1313-1322.
- [21] 孙庆业, 刘付程. 铜陵铜尾矿理化性质的变化对植被重建的影响[J]. 农村生态环境, 1998, 8(1):21-23, 60.  
SUN Qing-ye, LIU Fu-cheng. Study on the effects of physical and chemical property changes of copper mine tailings on vegetation rehabilitation in Tongling copper mine[J]. *Rural Eco-Environment*, 1998, 14(1):21-23, 60.
- [22] Bradshaw A D, Hutt R F. Future minesite restoration involves a broader approach[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 17:87-90.
- [23] Pulford D, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees: A review[J]. *Environment International*, 2003, 29(4):529-540.
- [24] Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (*Brassicaceae*) [J]. *New Phytologist*, 1994, 127:61-68.
- [25] Baker A J M, Whiting S N, Richards D. Metallophytes: A unique biodiversity and bio- technological resource 'owned' by the minerals industry[A]//Proceedings of the International Conference on Soil Pollution and Remediation. Nanjin, China. 2004:154-161.
- [26] 刘小梅, 吴启堂, 李秉滔. 超富集植物治理重金属污染土壤研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5):636-640.  
LIU Xiao-mei, WU Qi-tang, LI Bing-tao. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil by hyper-accumulators: A review of researches in China and abroad[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2003, 22(5):636-640.
- [27] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 等. 东南景天(*Sedum alfredii* H): 一种锌超富集植物[J]. 科学通报, 2002, 47(13):1003-1006.  
YANG Xiao-e, LONG Xin-xian, NI Wu-zhong, et al. *Sedum alfredii* H: A zinc hyperaccumulators plant[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(13):1003-1006.
- [28] 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.  
CHEN Tong-bin, WEI Chao-yang, HUANG Ze-chun, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* and its accumulating characteristics of Arsenic[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(3):207-210.
- [29] 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 Wei, SHU Wen-shen, LAN Chong-yu. *Viola baoshanensis*: A new cadmium hyperaccumulator plant[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48(19):2046-2049.
- [30] 束文圣, 杨开颜, 张志权, 等. 湖北铜绿山古铜矿冶炼渣植被与优势植物的重金属含量研究[J]. 应用与环境生物学报, 2001, 7(1):7-12.  
SHU Wen-shen, YANG Kai-yan, ZHANG Zhi-quan, et al. Flora and heavy metal in dominant plants growing on an ancient copper spoil heap on Tonglushan in Hubei Province, China[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2001, 7(1):7-12.
- [31] Krystyna Bojarczuk, Barbara Kieliszewska-Rokicka. Effect of ectomycorrhiza on Cu and Pb accumulation in leaves and roots of silver Birch (*Betula pendula* Roth. ) seedlings grown in metal-contaminated soil[J]. *Water Air Soil Pollut*, 2010, 207(1-4):227-240.
- [32] 李法云, 曲向荣, 吴龙华. 污染土壤生物修复理论基础与技术[M]. 北京:化学工业出版社, 2006.  
LI Fa-yun, QU Xiang-rong, WU Long-hua. Bioremediation theoretical basis and technology of polluted soils[M]. Beijing:Chemical Industry Press, 2006.