

# 香根草和百喜草对铅锌尾矿重金属的抗性与吸收差异研究

夏汉平<sup>1</sup>, 束文圣<sup>2</sup>

(1. 中国科学院华南植物研究所生态中心, 广州 510650; 2. 中山大学生命科学学院, 广州 510275)

**摘要:** 铅锌尾矿是一类重金属含量极高, 对植物生长产生毒害的生境。盆栽实验的结果显示, 香根草和百喜草在纯尾矿或由尾矿和垃圾组成的混合基质上都能生长, 但植物的长势随基质中重金属含量的增加而减弱, 其中香根草的生物量所受的影响比百喜草的更大, 即百喜草有比香根草更强的重金属抗性。2 种植物体内的重金属含量高低均为  $Zn > Pb > Cu$ , 但二者对它们的富集能力大小分别是, 香根草为  $Zn > Cu > Pb$ , 百喜草则为  $Cu > Zn > Pb$ 。香根草和百喜草的根系对 3 种重金属都有较强的滞留效应, 滞留率均在 50% 以上; 其中香根草对重金属的滞留率又明显高于百喜草; 而且, 同一植物对不同的重金属的滞留率也明显不同, 香根草对 Pb 的滞留率最高, 而百喜草对 Cu 的滞留率显著高过对 Zn 和 Pb。由于香根草的生物量明显大于百喜草, 结果香根草对 Pb、Zn 的吸收量比百喜草高。当用 25% 的垃圾改良金属尾矿时, 百喜草对重金属的吸收量即达最大; 而香根草则在尾矿和垃圾各占 50% 的基质中吸收最多的重金属; 因此, 添加一定量的垃圾 (25%~50% 左右) 用于尾矿改良时, 不仅能使尾矿得到更快的植被恢复与更高的植物修复效果, 而且能使垃圾资源得到充分合理的利用。总之, 当开展对金属尾矿的植被恢复时, 可选择种植抗性强、覆盖快的百喜草, 但如果要对尾矿中的重金属进行生物净化, 则应选择种植生物量大的香根草, 种植香根草还可较好地防止重金属的二次污染或生物富集。

**关键词:** 香根草; 百喜草; 铅锌尾矿; 生活垃圾; 重金属的植物毒性; 植被重建

## Resistance to and uptake of heavy metals by *Vetiveria zizanioides* and *Paspalum notatum* from lead/zinc mine tailings

XIA Han-Ping<sup>1</sup>, SHU Wen-Sheng<sup>2</sup> (1. South China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. School of Life Sciences, Zhongshan University, Guangzhou 510275, China)

**Abstract:** Mine tailings are usually hostile to plant colonization, and also toxic to animals and man through the food chain. It has long been a highlight in the field of restoration ecology how to substantially mitigate the toxicity of adverse factors (e. g. heavy metals, infertility, acidity, etc.) and then to make plant colonization successfully in mine tailings. A greenhouse experiment was implemented for the purposes of evaluating: 1) the phyto-toxicity of lead/zinc mine tailings located in northern Guangdong Province, China, 2) the growing performance of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* Nash) and bahia grass (*Paspalum notatum* Flugge) in the mine tailings, and 3) the heavy metals uptake of both grasses from substrates of the mine tailings with different concentrations of heavy metals. The experiment was conducted with a method of pot-cultivation undertaken in a glasshouse, which was ventilated and pervious to light. There were five treatments with four duplicates for each treatment and they were arranged as follows: 100% (w/w) mine tailings, 75% tailings + 25% domestic refuse, 50% tailings + 50% refuse, 25% tailings + 75% refuse, and 100% refuse. The most distinct characteristics of the mine tailings and the domestic refuse were high concentrations of heavy metals (including Pb, Zn and Cu) and organic matter, respectively. Seedlings of vetiver or bahia were planted into the pots treated with the above treatments — three tillers of same species for

基金项目: 国家自然科学基金 (No: 39870155) 和广东省自然科学基金 (No: 980479, 990259) 资助项目

收稿日期: 2000-09-06 修订日期: 2000-12-21

作者简介: 夏汉平 (1965~), 男, 博士, 副研究员。主要从事植物生态学研究。

each pot and 20 pots (5 treatments  $\times$  4 duplicates) for each species. Before plants were put into pots, the shoots and roots of vetiver were pruned to 30 cm and 3 cm, respectively, and one-half of the leaves of bahia were removed and its roots also trimmed to 3 cm. After cultivation for 130 days, the height and tiller numbers of vetiver were measured, and then all plants were harvested and prepared for chemical analysis, including the respective contents of Pb, Zn, and Cu in roots and shoots of the two species.

The following results were obtained: 1) Both vetiver and bahia could survive in lead/zinc mine tailings, refuse or their mixed substrates, but grew worst in pure tailings and best in pure refuse; therefore, refuse could be used as an ameliorant to improve the growth of plants on tailings. 2) The biomass of vetiver was influenced by heavy metals more severely than that of bahia, which meant that bahia was more resistant to heavy metals than vetiver under the condition of confined space, e. g. pot cultivation; however, vetiver produced far more biomass than bahia due to its bulk morphology. 3) The contents of Pb, Zn, and Cu in both grasses all presented in the order  $Zn > Pb > Cu$ , but their ability to accumulate different metals into roots from substrates were different; vetiver's accumulative ability to the three metals ranked in the sequence of  $Zn > Cu > Pb$  whereas bahia's was  $Cu > Zn > Pb$ . 4) There was a substantial retention function for roots of the two species to heavy metals, and their retention rates in different treatments were almost all greater than 50%, namely the two plants kept much higher concentrations of heavy metals in roots than in their respective shoots; moreover the retention rates in same species to different elements were not identical, and the biggest value in vetiver was Pb, averagely up to 80%, and that in bahia was Cu, averagely up to 77%. 5) Vetiver absorbed the greatest amounts of heavy metals from the 50/50 tailings/refuse treatment, whereas bahia did so at the 75/25 tailings/refuse treatment. Thereby, an addition of 25% ~ 50% refuse into the substrate made the removal of heavy metals from the tailings more effectively and accordingly made plant colonization in the tailings more easily, and the refuse resource could also be utilized more fully and rationally. 6) On the whole, vetiver could absorb more amounts of heavy metals in comparison with bahia, but it was not so easy to result in the second pollution or bioaccumulation as bahia, due to its higher retention capacity to heavy metals and its poorer palatability to animals. It may be concluded from this study, therefore, that vetiver grass is more suitable for phytoremediation and phytomediation of Pb/Zn mine tailings, whereas bahia grass is a better species for the purpose of revegetation of tailings.

**Key words:** vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* Nash); bahia grass (*Paspalum notatum* Flugge); lead/zinc mine tailings; domestic refuse; phyto-toxicity of heavy metal; phytoremediation; revegetation

文章编号: 1000-0933(2001)07-1121-09 中图分类号: Q149 文献标识码: A

金属尾矿的露天堆存和垃圾堆放场是全球普遍存在的 2 个严重的环境污染源。由于尾矿中的重金属含量通常很高, 结果不仅使植物在尾矿上的自然定居极其困难, 而且重金属随雨水流失对周围地区造成生物毒害; 垃圾堆放场中的垃圾在其自然降解过程中常常产生许多有毒的化学物质和有害气体, 也使得植物难以生长<sup>[1~3]</sup>。因此, 选择理想的植物尽快实现对金属尾矿和垃圾场的植被恢复与植物修复 (Phytoremediation), 并控制它们对周围地区的污染已成为目前环境生态研究的热点, 其最主要的方面则在于筛选出合适的植物种类和理想的基质改良措施<sup>[3~5]</sup>。

香根草 (*Vetiveria zizanioides* Nash) 已被广泛证明是一种多用途、抗性强的植物, 它对贫瘠地、有机物、污水等都表现出了较强的抗性<sup>[6~9]</sup>。而且, 该植物在生境恶劣、寸草不生的尾矿地和垃圾场上都能生存, 甚至能正常生长<sup>[10, 11]</sup>。同属禾本科的百喜草 (*Paspalum notatum* Flugge) 在水土保持、荒山荒坡的绿化、果园覆盖、牧草饲料等方面亦有多种用途<sup>[12, 13]</sup>, 而且, 百喜草和香根草类似, 亦是一种抗逆性较强的植物<sup>[14, 15]</sup>。本文用温室盆栽数据, 对香根草和百喜草进行比较, 以期了解这 2 种植物对重金属的抗性, 并试图筛选出最适合用于金属尾矿植被恢复的植物来, 以期日后大规模利用香根草或百喜草复垦金属尾矿、减少它

的重金属危害以及利用垃圾改良尾矿等方面提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

尾矿基质采自广东乐昌市铅锌矿一尾矿库未酸化区 0~20cm 表层,充分混匀,风干,过 2mm 筛。生活垃圾取自广州市郊某一垃圾堆放场的陈年垃圾,拣去塑料和块状物质,风干。该尾矿库和垃圾场在取样时均未生长任何植物。植物材料香根草和百喜草取自华南植物所的苗圃基地,为生长 1a 的成苗。

1.2 实验方法

采用盆栽实验,在透光玻璃网室内进行。实验设置 5 个处理,4 次重复。5 个处理分别是:A. 100%尾矿, B. 75%尾矿+25%生活垃圾, C. 50%尾矿+50%垃圾, D. 25%尾矿+75%垃圾, E. 100%垃圾;它们的化学性状与重金属含量见表 1。显然,高浓度的重金属和较高含量的养分分别为尾矿和垃圾的主要特征。将各处理样品充分拌匀后放入塑料盆内,每盆 1 kg。种前先将香根草的地上部分剪至 30 cm,根系剪至 3 cm,将百喜草的叶片剪去 1/2,根系亦剪至 3 cm。每盆种 3 株,种后淋等量定根水,并保持一致的管理。生长持续 130 d 后,测量和统计香根草的株高和每丛分蘖数;然后将 2 种植物地上部分与根系分开收获,洗净、烘干、称重。再将样品磨碎,分析测定 Pb、Zn、Cu 含量。

1.3 分析方法

pH 和电导度均用 1:1 的水土比浸提,分别用 pH 计和电导仪测定,有机质用 K<sub>2</sub>CrO<sub>7</sub>-砂浴加热,FeS-O<sub>4</sub> 滴定;全 N 用开氏法;用 P 用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-HClO<sub>4</sub> 溶解,钼锑抗比色法;K、Pb、Zn、Cu、Cd 全量用 12mol/L HCl +16mol/L HNO<sub>3</sub>+12mol/L HClO<sub>4</sub> 消化,原子吸收分光光度计测定;有效态的 Pb、Zn、Cu、Cd 用 DTPA 浸提,原子吸收分光光度计测定。由于 2 种基质中的 Cd 含量较低(表 1),收获的植物材料只测 Pb、Zn 和 Cu。

表 1 供试样品及其组合处理的化学性状与重金属含量

Table 1 Chemical properties and heavy metal contents of mine tailings, life garbage, and their mixed treatments					
项目 Item	处理 A Treatment A (100%尾矿) (100% MT*)	处理 B Treatment B (75%尾矿+25%垃圾) (75%MT+25%LG)	处理 C Treatment C (50%尾矿+50%垃圾) (50%MT+50%LG)	处理 D Treatment D (25%尾矿+75%垃圾) (25%MT+25%LG)	处理 E Treatment E (100%垃圾) (100% LG)
pH	7.19	6.98	6.77	6.56	6.35
EC(dS/m)	2.42	1.93	1.44	0.95	0.46
有机质 <sup>(1)</sup> (g/kg)	5.44	12.4	19.4	26.4	33.4
全 N <sup>(2)</sup> (mg/kg)	441	702	964	1226	1488
全 P <sup>(3)</sup> (mg/kg)	527	1199	1871	2543	3214
全 K <sup>(4)</sup> (mg/kg)	1890	2485	3079	3673	4267
总 Pb <sup>(5)</sup> (mg/kg)	3251	2487	1723	958	194
总 Zn <sup>(6)</sup> (mg/kg)	3523	2668	1812	957	101
总 Cu <sup>(7)</sup> (mg/kg)	144	123	102	81.3	60.4
总 Cd <sup>(8)</sup> (mg/kg)	21.7	16.9	12.1	7.35	2.55
有效 Pb <sup>(9)</sup> (mg/kg)	144	109	74.5	39.8	5.12
有效 Zn <sup>(10)</sup> (mg/kg)	99.0	75.3	51.6	27.9	4.17
有效 Cu <sup>(11)</sup> (Mg/kg)	4.92	4.28	3.64	3.00	2.37
有效 Cd <sup>(12)</sup> (mg/kg)	0.69	0.40	0.30	0.20	0.10

\* MT: Mine tailings; LG: Life garbage; (1) Organic matter, (2) Total N, (3) Total P, (4) Total K, (5) Total Pb, (6) Total Zn, (7) Total Cu, (8) Total Cd, (9) Available Pb, (10) Available Zn, (11) Available Cu, (12) Available Cd

2 结果与讨论

2.1 不同比例基质对香根草的株高生长与分蘖形成的影响

香根草的株高和分蘖速度明显受养分、光照等环境因子的影响<sup>[16]</sup>。表 2 为香根草在 5 种处理的基质中生长 130d 后的株高和分蘖数情况,多数处理间的株高和分蘖数产生了显著性差异。随着基质中尾矿比例的减少和垃圾比例的增加,香根草的高度和分蘖数都增加了。这显然是由于垃圾对尾矿进行改良的结果,

改良的结果,即垃圾的添加使尾矿的重金属毒害减轻,养分增加,土质结构改善,从而促进了植物生长<sup>[3]</sup>。纯垃圾(处理 E)与纯尾矿(处理 A)相比,株高增加 45%,而分蘖数增加近 1.5 倍,表明垃圾对香根草分蘖的促进效果比株高更明显;或者说,尾矿对分蘖的抑制程度比对株高更严重。从表 2 还可看出,无论株高或分蘖数,处理 A 与 B、处理 E 与 D 之间无差异显著性,这表明尾矿中渗少量垃圾或垃圾中渗少量尾矿都不会对香根草的株高生长与分蘖形成产生明显的生物效应。

表 2 香根草在尾矿、垃圾以及它们的混合基质中生长 130d 后的株高与分蘖数

Table 2 The plant height and the tillers number of vetiver grass 130d after growing in different treatments						
生长指标	处理 A	处理 B	处理 C	处理 D	处理 E	LSD(0.05)
Growing index	Treatment A	Treatment B	Treatment C	Treatment D	Treatment E	
株高(cm)						
Plant height	104.5a(2.8)*	116.0ab(5.0)	132.3b(5.1)	154.5c(3.7)	151.8c(3.4)	16
分蘖数						
Number of tillers	4.3a(0.4)	5.0a(0.2)	8.7b(0.4)	10.0b(0.5)	10.5b(0.7)	2.0

\* Means(with(SE),n=4)followed by different letters in the same row indicate a significant difference at 5% level according to LSD test

2.2 不同比例基质对香根草和百喜草的生物量影响

2.2.1 香根草和百喜草的生物量 香根草在不同处理间的株高和分蘖数的显著不同,必然会导致其生物量的显著差异。图 1 显示,香根草的生物量,不论是根系、茎叶或生物总量,除处理 A 和 B 外,在处理 B~E 之间均呈现显著性差异。这也进一步证实,当用垃圾改良尾矿种植香根草时,必须要有足够的垃圾量(>25%)才能真正起到改良效果。然而,与株高和分蘖数的变化不同的是,处理 E 的 3 种生物量都显著高于处理 D。夏汉平等人的研究表明,当香根草受到逆境胁迫时,除株高和分蘖外,叶面积、茎秆的粗度、根系的长度和粗度等都可能受到影响,从而影响到整个生物量<sup>[14]</sup>。因此,即使当株高生长与分蘖速度不受尾矿等逆境因子影响或影响微弱时,香根草的生物量也会因其它生长指标所受的影响而发生显著的变化。有趣的是,香根草在不同处理下,其根系生物量与茎叶生物量的变化幅度完全一致,也就是说,香根草的地下部分与地上部分受重金属影响的程度是相近的。

然而,百喜草的根系生物量变幅则与香根草完全相反,它在处理 E~B 之间无差异显著性,只是在全尾矿的情况下才显著下降(处理 B 到 A);不过,百喜草茎叶的生物量在 50%尾矿时(处理 C)就开始显著降低,并在全尾矿条件下再度显著下降(图 1)。这表明百喜草的茎叶比其根系对环境的变化更敏感。另外,由于百喜草地上部分生物量占了总量的绝大部分,因此,总的生物量变化情况就与地上部分的变化一致,而基本不受根系变化的影响。

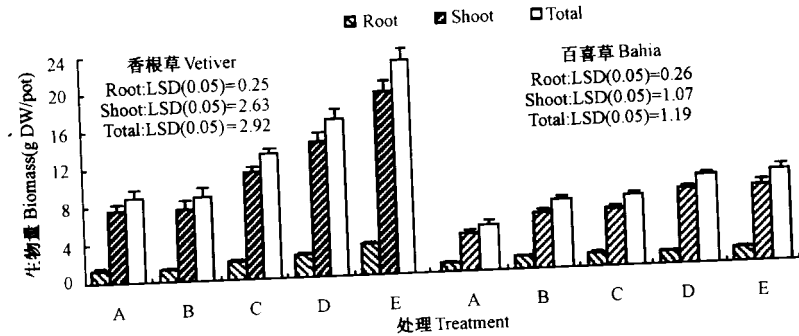


图 1 在 Pb/Zn 尾矿和生活垃圾的作用下,香根草和百喜草的生物量变化情况

Fig. 1 Effects of Pb/Zn mine tailings,life garbage,and their different proportions on the biomass of Vetiver and Bahia

2.2.2 香根草和百喜草在生物量上的差异 生物量是衡量植物生长发育的一个十分重要的指标。方差分析表明,香根草和百喜草在尾矿与垃圾及其不同比例混合的基质上生 130d 后,不论是地上部分、地下部分

或总量,也不论是那种基质培养,前者的生物量都极显著地高于后者(表 5)。产生这种差异的主要原因显然与这 2 种植物的形态而非与它们受重金属的伤害程度有关;香根草为高大禾草,在相同的环境条件下,无疑要比矮小匍匐的百喜草有大得多的生物量。

虽然百喜草的生物量在各培养基质中均显著地小于香根草,但实际上,百喜草的生物量受重金属影响的程度比香根草低,这可从它们的生物量的抗性指数反映出来。此处抗性指数是指尾矿基质(处理 A~D)与无尾矿基质(处理 E)的生物量之比;它能较好地反映植物对重金属的抗性,指数值越高,表明该植物的生物量所受的影响越小,对重金属的抗性越强<sup>[13,14]</sup>。在同一含尾矿的基质中,百喜草的根系、茎叶和生物总量的抗性指数均比香根草的高(表 3),或者说,在本实验的 4 个处理中(处理 A~D),香根草的相对长势均比百喜草弱。过去的研究显示,香根草在抗盐、抗热、抗冻、抗旱性方面均强于百喜草<sup>[14,15]</sup>,但本研究结果表明,百喜草在重金属的抗性方面很可能强于香根草。

表 3 香根草和百喜草在不同基质处理下,其生物量的抗性指数的变化比较

Table 3 Comparison for the changes of the resistance index of biomass of Vetiver and Bahia in different substrates						
处理 Treatment	根系 Root		茎叶 Shoot		总量 Total	
	Vetiver	Bahia	Vetiver	Bahia	Vetiver	Bahia
A	0.40	0.54	0.39	0.48	0.39	0.49
B	0.38	0.84	0.39	0.72	0.39	0.74
C	0.58	0.88	0.58	0.74	0.58	0.76
D	0.75	0.88	0.74	0.98	0.74	0.96

2.2.3 导致 2 种植物生物量差异的原因 植物体内高浓度的重金属严重抑制植物的生长发育和新陈代谢,从而使得生物量显著降低。香根草的生物量在金属尾矿中的降幅大于百喜草,很可能与其根系中高浓度的 Pb、Zn 有关。在低金属含量的基质中(处理 E),香根草根系中的 Pb 含量与百喜草的非常接近,甚至还略低于百喜草,Zn 含量也相差不大,仅比百喜草多 26mg/kg(表 5)。然而,随着基质中重金属含量的逐渐升高(从处理 D 至 A),香根草根系中的 Pb、Zn 含量渐渐超过,并最终大大高于百喜草,在全尾矿中,Pb、Zn 在香根草根系中的含量比在百喜草根系中的分别高出 90 和 50mg/kg,因此,香根草根系的受害程度必然要比百喜草根系重。当根系受到较重伤害时,对水分和养分的吸收也必然受到影响,从而影响到地上部分的生长发育,香根草的茎叶生物量的降幅也就相应地大于百喜草。虽然百喜草的 Cu 浓度明显高于香根草的,但 2 种植物叶片中的 Cu 含量都未超出正常的浓度范围( $<30\text{mg/kg}$ )。Cu 是植物生长发育所必需的营养元素,在正常的浓度范围不仅不会伤害植物,而且还有促进生长的作用。因此,百喜草茎叶中相对较高的 Cu 浓度也可能是导致百喜草生物量较大的原因之一。另外,导致香根草长势相对较差的原因可能还与狭小的生长空间有关。香根草为高大禾草,株高和根系都可达 1.5~2m,甚至更高更长,而本实验的栽培盆直径与高度分别仅为 16cm 和 15cm,这可能会在很大程度上限制香根草的正常生长。百喜草不同,它为矮小匍匐植物,虽然盆栽空间也有一定限制。但相对来说,它比香根草宽松得多,因而其长势也就相对要好。

2.3 香根草和百喜草对基质中 Pb、Zn、Cu 的吸收状况

2.3.1 Pb、Zn、Cu 在植物体内的含量 从表 4 可见,从处理 A 到 E,即随着基质中重金属含量越来越低,不论香根草还是百喜草,二者体内的 Pb、Zn、Cu 的含量也越来越低,而且植株体的含量——无论是茎叶或根系——在各处理间都基本上存在显著性差异。诚然,从纯尾矿(A)到纯垃圾(E)。香根草和百喜草的生物量都是逐渐增大,这无疑会对体内重金属的含量起一定的稀释作用,但此处的“稀释效应”不会对上述含量的变化规律起决定性作用。以百喜草为例,从表 4 可算出,处理 A 的 Pb 含量是处理 E 的 6.55 倍(茎叶中)和 6.56 倍(根系中),处理 A 的 Zn 含量是处理 E 的 5.49 倍(茎叶中)和 6.57(根系中),处理 A 的 Cu 含量是处理 E 的 4.20 倍(茎叶中)和 3.52 倍(根系中),但百喜草在处理 E 的生物量只有处理 A 的 2.10 倍(茎叶)和 1.71 倍(根系)。这就是说,从处理 A 到 E,百喜草生物量的增加幅度远比不上 3 种金属浓度的下降幅度,即 3 元素在植株体内的含量变化并不主要是生物量变化引起,而主要是基质中元素含量的变化导致了根系吸收量的变化。香根草的情况也是如此。另外,过去的研究已显示,香根草根系对 Cd、Cr、Cu、Ni、

K 有明显的滞留效果<sup>[11-14]</sup>。本研究中,3 元素在香根草根中的浓度都大大高于其茎叶中的(表 4),这进一步证实香根草将所吸收的重金属中的大部分都滞留在根系中。百喜草对 Pb、Zn、Cu 也有类似的滞留特性(表 4),这和它在盐渍环境中将所吸收的盐(包括 Cl<sup>-</sup> 和 Na<sup>+</sup>)的大部分运到茎叶中的特性明显不同<sup>[14]</sup>。

表 4 香根草和百喜草在不同比例的尾矿和垃圾基质中生长 130d 后植株体内 Pb、Zn、Cu 的含量(mg/kg)

Table 4 Contents of Pb、Zn、Cu in Vetiver and Bahia 103 days after growing in different substrates							
物种	元素	植物器官	0%尾矿	25%尾矿	50%尾矿	75%尾矿	100%尾矿
Species	Element	Organ	0% tailings	25% tailings	50% tailings	75% tailings	100% tailings
香根草 Vetiver	Pb	茎叶 Shoot	11. 9a(0. 6)	19. 1b(1. 9)	35. 2c(2. 1)	42. 3d(3. 6)	46. 3d(3. 5)
		根系 Root	27. 9a(6. 0)	135. 6b(22. 6)	233. 6c(17. 9)	287. 5d(11. 3)	309. 5d(11. 9)
	Zn	茎叶 Shoot	20. 1a(1. 5)	46. 1b(3. 1)	87. 5c(6. 7)	93. 5cd(8. 1)	105. 1d(5. 4)
		根系 Root	76. 3a(4. 8)	215. 6b(17. 0)	219. 5c(15. 4)	326. 6c(12. 2)	380. 4d(16. 7)
	Cu	茎叶 Shoot	3. 5a(0. 5)	3. 1a(0. 3)	7. 1b(0. 2)	6. 0b(0. 6)	6. 9b(0. 5)
		根系 Root	6. 9a(0. 7)	14. 9b(0. 9)	19. 6c(0. 9)	21. 2cd(2. 3)	25. 2d(1. 9)
百喜草 Bahia	Pb	茎叶 Shoot	14. 6a(1. 6)	35. 2b(3. 6)	76. 6c(5. 4)	80. 6c(4. 3)	95. 7d(3. 8)
		根系 Root	33. 3a(3. 8)	79. 8b(6. 9)	135. 9c(16. 9)	209. 4d(6. 9)	218. 5(13. 2)
	Zn	茎叶 Shoot	31. 3a(3. 0)	48. 9a(4. 1)	103. 1b(2. 6)	139. 4c(7. 4)	171. 8d(11. 7)
		根系 Root	50. 5a(7. 5)	139. 3b(11. 5)	219. 2c(13. 9)	327. 7d(5. 5)	331. 8d(10. 6)
	Cu	茎叶 Shoot	4. 3a(0. 4)	6. 7a(0. 5)	14. 9c(0. 6)	14. 5c(1. 4)	18. 1d(0. 9)
		根系 Root	18. 2a(2. 3)	44. 9b(1. 9)	62. 1c(4. 4)	65. 3c(4. 6)	64. 2(4. 5)

\* Means(with(SE),n=4)followed by different letters in the same row indicate a significant difference at P=0. 05  
accirdubg to LSD test

2.3.2 香根草和百喜草对 Pb、Zn、Cu 的吸收能力的差异 虽然香根草和百喜草对 3 种金属的吸收量都呈现为 Zn>Pb>Cu(表 4),但这并不能表明 2 植物对 3 元素的富集能力的顺序亦是如此,因为它们在尾矿基质中的含量相差较大。为了反映植物对重金属的富集能力,Chamberlain<sup>[17]</sup>曾定义过“富集因子(Concentration factor)”概念,并得到了不少学者的认可<sup>[3,18~20]</sup>:

富集因子=植物中的金属含量/基质中的金属含量

显然,富集因子越高,表明植物对该金属的吸收能力越强。但要使该公式能真正反映植物对金属的吸收能力,笔者认为应作以下修改:一是将“植物中的金属含量”改为“根系中的金属含量”,二是将“基质中的金属含量”改为“基质中金属的有效态含量”。这是因为:①植物是通过根系而非茎叶,从基质中吸收元素,根系是直接和基质接触的;②根系吸收的是元素的有效态,而非无效态或其它形态,只有当有效态越高时,根系才可能吸收越多。在此,本文将该公式更改为(或本文定义一个新的术语):

根系对金属的富集因子=植物根系中的金属含量/基质中金属的有效态含量

根据此公式计算出的 Pb、Zn、Cu 的富集因子见图 2。从图 2 可得出:①3 种金属元素在 2 植物根系内的富集因子均大于 1,表明香根草和百喜草对土壤中的 Pb、Zn、Cu 都具有富集作用。② 2 植物对 3 元素的富集因子均是以 Pb 最小,Cu、Zn 较大。植物对 Zn 和 Cu 的吸收力高于 Pb 的原因很可能是由于 Zn、Cu 是植物必需的营养元素,而 Pb 则否。Harrison 等人也曾观测到 Zn、Pb 等几种重金属的浓度因子大小为 Zn>Cd>Ni>Cr>Pb<sup>[18,19]</sup>;Ross 指出,Zn 的浓度因子较高的原因是由于它的较易移动性和较高的生物活性<sup>[20]</sup>。③随着基质中金属元素的含量逐渐升高(从 100%垃圾到 100%尾矿),根系对 Pb、Zn 的富集力值呈现出明显且有规律的下降,而 Cu 则呈现为上升或基本维持不变的趋势,这说明植物对同一元素的富集力也会因基质中元素含量的变化而变化;其中对 Pb 和 Zn 的富集力随着基质中元素含量的升高而下降的原因可能是由于植物在高浓度下已经吸收了过量的 Pb 和 Zn,对植物产生了毒害,迫使根系不得不减弱对它们的吸收,这可从根系中 Pb、Zn 含量大大高于 Cu(表 4)这一结果中得到证实。由此可以推测,当基质中 Cu 的浓度大幅度提高,并导致根系吸收的量达到其毒害水平时,亦可能出现它对 Cu 的富集力呈下降的趋势。实际上,百喜草对 Cu 的富集因子的确已经呈现出了这一趋势,即当基质中尾矿含量占 50%时,富集因子达到峰值,以后随基质中 Cu 浓度升高。富集因子开始下降(图 2)。因此,根系中 60~65mg/kg 的 Cu 浓度(表 4)对百喜草来说可称为数据毒害的阈值。

2.3.3 金属元素在植物体内分布上的差异 香根草和百喜草在尾矿和垃圾中栽培后,Pb、Zn 和 Cu 在这 2

种植物体内的含量与分布也产生了极显著差异(表 5)。表 3 的数据已经显示,Pb、Zn 的含量在根系中数香根草较高,在茎叶中又数百喜草较高。而 Cu 的含量不论是根系或茎叶中都数百喜草较高。由此,再结合表 5 的方差分析结果,不难得出:①香根草体内的 Cu 含量不论是根系或茎叶都极显著地低于百喜草,即相对于百喜草而言,香根草对 Cu 具有明显的避性;②香根草根系中的 Pb、Zn 浓度极显著高于百喜草,而其茎叶中的重金属浓度又极显著低于百喜草;即相对于百喜草而言,香根草的根系对 Pb、Zn 有明显的滞留效应。

为了确切反映植物根系对金属元素滞留能力的大小,在此,可定义一个根系对重金属的“滞留率(Retention rate)”的概念:  
滞留率(%)=(根系中元素浓度-茎叶中元素浓度)/根系中元素浓度×100

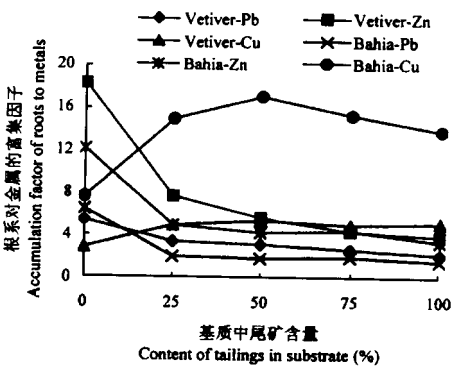


图 2 香根草和百喜草对尾矿中重金属的富集能力及其随基质中尾矿浓度变化的趋势  
Fig. 2 Comparison for the concentration factors of Vetiver and Bahia to Pb,Zn and Cu in mine tailings and their changing trends with the concentration of tailings in the substrate

表 5 物种、处理以及物种和处理之间的交互作用对植物生物量和对体内重金属浓度的影响的 F 值及显著水平(P)

Table 5 F values and their significant levels(P)for the effects of species(df=1),treatment(df=4),

and species×treatment interaction(df=4)on biomass and Pb,Zn,and Cu concentrations in Vetiver and Bahia

分析项目 Aanalytic item	物种 Species		处理 Treatment		物种×处理 Species×treatment	
	F	P	F	P	F	P
茎叶生物量 <sup>(1)</sup>	203.79	<0.0001	47.37	<0.0001	15.02	<0.0001
根系生物量 <sup>(2)</sup>	74.24	<0.0001	23.74	<0.0001	13.40	<0.0001
生物总量 <sup>(3)</sup>	206.11	<0.0001	49.73	<0.0001	17.16	<0.0001
根系 Pb 含量 <sup>(4)</sup>	59.11	<0.0001	113.09	<0.0001	5.10	0.0029
茎叶 Pb 含量 <sup>(5)</sup>	140.01	<0.0001	67.97	<0.0001	10.68	<0.0001
根系 Zn 含量 <sup>(6)</sup>	18.01	0.0002	146.85	<0.0001	4.14	0.0087
茎叶 Zn 含量 <sup>(7)</sup>	50.26	<0.0001	121.88	<0.0001	8.45	0.0001
根系 Cu 含量 <sup>(8)</sup>	344.85	<0.0001	44.76	<0.0001	11.25	<0.0001
茎叶 Cu 含量 <sup>(9)</sup>	225.00	<0.0001	65.50	<0.0001	19.00	<0.0001

(1)Shoot biomass,(2)Root biomass,(3)Total biomass,(4)Pb content in root,(5)Pb content in shoot,(6)Zn content in root,(7)Zn content in shoot,(8)Cu content in root,(9)Cu content in shoot

表 6 显示,香根草和百喜草对 3 种金属元素的滞留率的平均值均大于 50%,表明二者的根系对重金属都有较强的滞留效果。但不同的植物对金属的滞留能力明显不同,香根草对 Pb、Zn 的滞留率显著高于百喜草(P<0.05),对 Cu 的滞留率显著低于百喜草。另外,同一植物对不同元素的滞留能力也不相同,3 元素在香根草根系中的滞留率为 Pb>Zn>Cu,而在百喜草根系中为 Cu 显著地高于 Pb、Zn。植物根系对重金属有滞留效应是一种普遍存在的现象,这可能是植物所采取的一种自我保护措施,即避免过量的重金属进入茎叶,因为茎叶往往比根系更易受到逆境的伤害。至于不同的植物根系对同一元素的滞留能力不同,可能是由于它们对元素的抵抗力不同所致;抵抗力越高的植物,允许重金属进行其茎叶的比例就可能越大,相应地其根系的滞留率就很可能降低;但导致滞留率不同的确切原因尚有待进一步研究。

2.4 香根草和百喜草对金属尾的吸收量

重金属在植物体内的浓度与其生物量的乘积即为该植物对金属的吸收量。虽然香根草茎叶内的 Pb、Zn 含量比百喜草的低,但由于它的生物量比百喜草大得多,因而它对 Pb、Zn 的吸收量在各处理下都比百喜草大,特别是根系对 Pb、Zn 的吸收量明显高于百喜草(图 3)。因此,当需要用植物净化尾矿中的重金属时,首先应考虑选用生物量大的植物(如香根草),而非抗性强的植物(如百喜草)<sup>[21]</sup>。另外,从防止二次污染或生物

富集的角度考虑,也宜选用种植香根草,因为香根草的老叶粗,老茎硬,动物不愿啃食,但可用来编织工艺品<sup>[10,22]</sup>。因此,选用香根草净化尾矿时可较好地预防重金属的二次污染,并能使副产物得到充分利用。百喜草不同,它的叶是优良牧草,极易遭动物啃食,而且,当基质中尾矿比例达到 25% 时,其体内 Pb 的含量就超过了对食草动物产生危害或可能带来生物富集的水平。有研究表明,当植物体内含有过量的 Pb (30 mg/kg)、Zn (300~1000 mg/kg) 与 Cu (25~100 mg/kg) 时,就可能对牛羊产生危害或生物富集<sup>[23]</sup>。因此,当用百喜草对金属尾矿进行生态恢复时,应采取一定的管理措施防止茎叶被动物啃食,否则,就很可能造成二次污染或生物富集。

表 6 香根草和百喜草根系对 Pb、Zn、Cu 的滞留率的差异比较 (%)

Table 6 Comparison of detention rates (%) of Pb, Zn, and Cu in roots of Vetiver and Bahia

物种	元素	0%尾矿	25%尾矿	50%尾矿	75%尾矿	100%尾矿	平均
Species	Element	0% tailings	25% tailings	50% tailing	75% tailing	100% tailing	Average
香根草 Vetiver	Pb	57.6	85.9	84.9	86.5	85.0	80.0
	Zn	73.7	78.6	70.0	71.4	69.9	72.7
	Cu	48.6	79.6	63.7	71.8	72.7	67.3
百喜草 Bahia	Pb	56.2	50.4	43.6	64.2	56.2	54.1
	Zn	38.1	64.9	53.0	60.0	48.2	52.8
	Cu	76.4	85.1	75.9	77.8	71.9	77.4

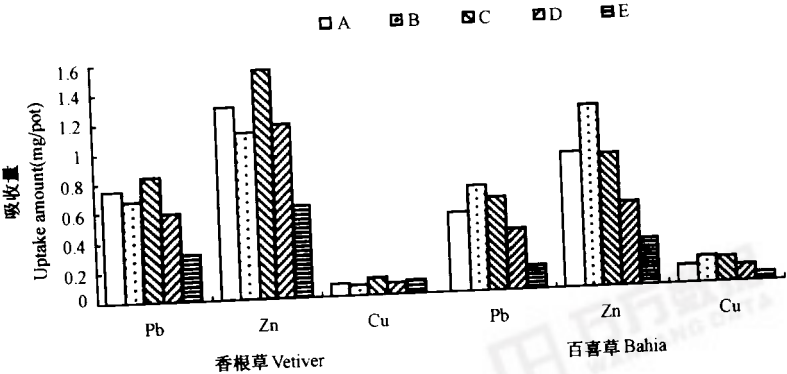


图 3 香根草和百喜草对重金属的吸收量差异

Fig. 3 Uptake amounts of heavy metals by Vetiver and Bahia and their changes with concentration of tailings in the substrates

从图 3 还可看出—有趣现象,即在同一植物体内,3 元素被吸收的量随基质浓度的变化而变化的趋势非常一致,其中香根草对 3 元素的最大吸收量均在处理 C,即尾矿和垃圾各占 50% 的基质中,而百喜草对各重金属的最大吸收量均处理 B,即在尾矿占 75% 的基质中。显然,产生这一现象的原因除与植物体内重金属的浓度有关外,更主要的还是与二者生物量的变化密切相关。香根草的生物量从处理 A 到 B 基本无变化,从处理 B 到 C 则显著性增加(图 1),于是重金属的吸收量陡增到最大值;百喜草从处理 A 到 B,其生物量即显著增加(图 1),于是重金属的吸收量便随之增加到最高峰。这一现象说明:①当对尾矿进行植被修复时,直接将植物种在尾矿上不仅覆盖速度慢,而且净化效果也不理想,因此,应采取一定的措施,即向尾矿中添加一些能起改良作用的物质;②当植物种植在金属尾矿中时,如果所采取的改良措施(如添加改良剂)能使其生物量发生显著性增加,便能使植物对基质中重金属的吸收迅速增加,并使吸收量达到最大值。本实验的结果表明,生活垃圾就是一种理想的尾矿生物改良剂,添施一定量的垃圾(占基质总量的 25%~50%)于尾矿中,不仅能使生物覆盖与净化的效果显著提高,而且让另一“污染”资源——垃圾得到有效、合理的利用。

## 参考文献

- [1] Pichtel J R, Dick W A and Sutton P. Comparison of amendments and management practices for long-term reclamation of abandoned mine lands. *Journal of Environmental Quality*, 1994, **23**: 766~772.
- [2] 夏汉平, 王庆礼, 孔国辉. 垃圾污水的植物毒性与植物净化效果之研究. *植物生态学报*, 1999, **23**(4): 289~301.
- [3] Lan C Y, Shu W S and Wong M H. Reclamation of Pb/Zn mine tailings at Shaoguan, Guangdong Province, People Republic of China: the role of river sediment and domestic refuse. *Bioresource Technology*, 1998, **65**: 117~124.
- [4] Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytol.*, 1997, **136**: 469~480.
- [5] 束文圣, 蓝崇钰, 张志权. 凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素分析. *应用生态学报*, 1997, **8**(3): 314~318.
- [6] National Research Council. *Vetiver Grass: A Thin Green Line against Erosion*. Washington D. C.: National Academy Press, 1993.
- [7] Chomchalow N & henle H V eds. *Proceedings of the First International Conference on Vetiver: A Miracle Grass*. Bangkok: Office of the Royal Development Projects Board, 1998.
- [8] 陈 凯, 胡国谦, 饶辉茂, 等. 红壤坡地柑桔园栽植香根草的生态效应. *生态学报*, 1994, **14**(3): 249~254.
- [9] 徐礼煜主编. 香根草研究与展望. 北京: 中国农业科技出版社, 1998.
- [10] 夏汉平, 敖惠修, 刘世忠. 香根草生态工程——实现可持续发展的生物技术. *生态学杂志*, 1998, **17**(6): 265~270.
- [11] Truong P N. Vetiver grass technology for mine tailings rehabilitation. In: International Erosion Control Association eds. *Proceedings of the First Asia Pacific Conference on Ground and Water Bio-engineering for Erosion Control and Slope Stabilization*. Manila, the Philippines, 1999. 315~325.
- [12] 廖绵浚. 百喜草在水土保持上之研究及应用. *中华水土保持学报*, 1985, **16**(2): 1~15.
- [13] 蔡志发. 幼龄果园套种百喜草的技术与效益研究初报. 见: 中国草原学会编. *中国草地科学进展*. 北京: 中国农业大学出版社, 1998. 183~187.
- [14] 夏汉平, 刘世忠, 敖惠修. 香根草等三种植物的抗盐性比较. *应用与环境生物学报*, 2000, **6**(1): 7~17.
- [15] 夏汉平, 李美茹. 香根草、百喜草、水花生 3 种植物的抗性比较. 见: 徐礼煜主编. *香根草研究与展望*. 北京: 中国农业科技出版社, 1998. 45~49.
- [16] 夏汉平, 敖惠修, 何道泉. 环境因子对香根草生长习性的影响. *生态学杂志*, 1993, **12**(2): 23~26.
- [17] Chamberlain A C. Fallout of lead and uptake by crops. *Atmospheric Environment*, 1983, **17**: 693~706.
- [18] Harrison R M and Chirgawi M B. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I Use of a filtered air growth cabinet. *The Science of the Total Environment*, 1989, **83**: 13~34.
- [19] Harrison R M and Chirgawi M B. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. III Experiments with field-grown plants. *The Science of the Total Environment*, 1989, **83**: 47~63.
- [20] Ross S M. Toxic metals: fate and distribution in contaminated ecosystem. In: Ross S M ed. *Toxic Metals in Soil-Plant System*. Chichester: John Wiley & Sons, 1994. 189~244.
- [21] 夏汉平, 孔国辉, 敖惠修, 等. 4 种草本植物对油页岩矿渣土中铅镉的吸收特性比较试验研究. *农村生态环境*, 2000, **16**(2): 28~32.
- [22] Office of Royal Development Projects Board. *Vetiver Grass for Environment Protection and Other Usages*. Bangkok: Office of Royal development Project Board, 1996.
- [23] National Research Council. *Mineral Tolerance of Domestic Animals*. Washington, D. C.: National Academy of Sciences, 1980.