

网络出版时间:2018-09-27 09:46

DOI:10.13207/j.cnki.jnwfufu.2019.04.011

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1390.S.20180927.0945.022.html>

铁尾矿库区白茅对重金属的吸收与富集特征

宋凤敏¹, 张兴昌^{2,3}, 刘 瑾¹, 蒲东浩¹, 赵亚峰¹, 乔 权¹

(1 陕西理工大学 化学与环境科学学院, 陕西 汉中 723001; 2 西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100;

3 中国科学院 水利部 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

【摘 要】【目的】分析白茅对重金属 Cu、Mn、Zn、Ni 和 Cd 的吸收富集作用, 探索受重金属污染的尾矿库区的生态修复方法。【方法】以陕西略阳县箭沟铁尾矿库区内的白茅为研究对象, 野外采集白茅植株和相关土样, 室内对样品重金属含量进行检测与分析。【结果】白茅植株不同部位对重金属 Cu、Mn、Zn、Ni 和 Cd 的吸收与分布表现出一定的差异。重金属 Cu 和 Mn 在白茅根部含量最高, 分别达到 70.27 和 125.19 mg/kg, 叶部含量最低, 分别为 1.15 和 4.54 mg/kg; Zn 和 Ni 在白茅茎部含量最高, 分别为 92.28 和 105.44 mg/kg, 而在根部含量最低, 分别为 12.76 和 22.16 mg/kg; Cd 在茎部含量最高, 为 86.32 $\mu\text{g/kg}$, 叶部含量最低, 仅为 29.18 $\mu\text{g/kg}$ 。白茅对不同重金属总富集系数的大小顺序为 $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Mn} > \text{Cd}$, 对各重金属转移能力的大小顺序 $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{Cu}$ 。【结论】白茅对 Cu、Mn、Zn、Ni 和 Cd 5 种金属的富集能力不强, 但可在贫瘠的铁尾矿砂中生长而不受这些重金属的影响, 并能改变尾砂的土壤理化性质, 因此白茅可用于重金属污染尾矿库区的生态修复, 尤其是 Mn、Ni 和 Cd 含量较高的矿区。

【关键词】铁尾矿; 白茅; 重金属吸收; 富集系数; 生态修复

【中图分类号】X173; X53

【文献标志码】A

【文章编号】1671-9387(2019)04-0083-08

Absorption and accumulation of heavy metals by *Imperata cylindrical* in iron tailings

SONG Fengmin¹, ZHANG Xingchang^{2,3}, LIU Jin¹, PU Donghao¹,
ZHAO Yafeng¹, QIAO Quan¹

(1 School of Chemistry and Environmental Science, Shaanxi University of Technology, Hanzhong, Shaanxi 723001, China;

2 Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract:【Objective】This study investigated the enrichment and distribution of heavy metals including Cu, Mn, Zn, Ni and Cd in root, stem and leaves of *Imperata cylindrical* to improve ecological restoration of heavy metal pollution in tailing areas. 【Method】*I. cylindrical* settled naturally in Mijianguou iron tailings in Lueyang, Shaanxi was selected and *I. cylindrica* and soil samples were collected in field before contents of heavy metals were measured. 【Result】Different organs of *I. cylindrical* absorbed Cu, Mn, Zn, Ni and Cd in different ways and these metals were distributed in different parts with different contents. Cu and Mn had the highest contents of 70.27 and 125.19 mg/kg in root, and the lowest contents of 1.15 and 4.54 mg/kg in leaves. Zn and Ni contents in stem were the highest of 92.28 and 105.44 mg/kg, and the lowest of 12.76 and 22.16 mg/kg in root, respectively. Highest Cd content of 86.32 $\mu\text{g/kg}$ was in stem,

【收稿日期】2018-02-09

【基金项目】国家重点研发计划项目“不同类型退化植被恢复重建技术”(2017YFC0504504); 陕西省科技厅自然科学基金基础研究计划项目(2018JM4058); 陕西省教育厅专项科研计划项目(17JK0159); 陕西理工大学人才引进科研项目(SLGQ2017-16)

【作者简介】宋凤敏(1978—), 女, 陕西勉县人, 副教授, 博士, 主要从事土壤重金属污染研究。E-mail: sfm3297@163.com

【通信作者】张兴昌(1965—), 男, 陕西杨凌人, 研究员, 博士, 博士生导师, 主要从事水土保持和环境保护研究。

E-mail: zhangxc@ms.iswc.ac.cn

and lowest of 29.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ was in leaves. The accumulation coefficient was in the order of $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Mn} > \text{Cd}$, while the transfer ability was in the order of $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{Cu}$. 【Conclusion】 The enrichment capability of for Cu, Mn, Zn, Cd and Ni by *I. cylindrical* was not strong, but it could grow in poor tailing soil and change physical and chemical properties of the iron tailings. Therefore, *I. cylindrical* could be used to remediate metal tailings contaminated by heavy metals, especially for areas with high Mn, Cd and Ni pollution.

Key words: iron tailings; *Imperata cylindrical*; heavy metals absorption; concentration coefficient; ecological restoration

金属矿山开采和选冶活动会对周围的水土环境造成严重污染,进而对生态系统和人类健康构成威胁,金属尾矿堆放既占用大量土地又是潜在的污染源^[1]。由于尾矿土壤贫瘠,重金属含量高,一般植物很难存活,库区植被覆盖率低,当遇到风雨天气极易造成污染物的扩散,甚至尾矿坝的滑坡、倒塌,带来很大的生态危害和安全隐患^[2-3]。因此,对尾矿库的生态恢复不仅是国际生态环境研究领域的热点问题,也是中国当前生态环境保护所面临的紧迫任务。近年来,国内外学者开展了大量的关于尾矿废弃地治理措施修复研究与实践工作,表明植被重建(复垦)是尾矿废弃地治理的最好方式之一,而其他物理化学方法作为辅助方法则更为适用^[4-9]。

金属尾矿虽然不同于一般的土壤结构,但是在长期的自然演替中也会有一些耐性植物生长。氧化性铁尾矿是矿石破碎浮选提取后形成的残余物,其中含有一些暂时不能回收利用的金属组分,粒度很细,以砂粒和粉粒为主,呈砂状灰白色。野外调查发现,陕西省略阳县米箭沟铁尾矿库区唯一可见的自然定居植物为白茅,这表明白茅对库区内尾砂土壤有一定的耐性和适应性。白茅(*Imperata cylindrical*)为禾本科白茅属植物,广泛分布于我国的干旱和湿地区域,具有极强的营养繁殖和种子繁殖能力^[10],其地下根茎发达,固土作用强,能够最大限度地获取土壤养分资源,对极端环境具有很强的适应性。Amils 等^[11]和 Tamang 等^[12]的研究均表明,白茅可以在富铁的极酸环境以及磷酸盐矿沉降区等不良环境中生长。Mahdavian 等^[13]研究发现,白茅在锌矿区能以富集重金属植物生长。Kamal 等^[14]在尼罗河流域发现,白茅是典型的富集重金属植物。伍红琳等^[15]、沈章军等^[16]通过铜尾矿地白茅的生长研究发现,定居在尾矿废弃地上的白茅通过形态可塑性适应尾矿环境,并且能够改善基质的理化性质,为其他物种在尾矿上的定居提供适宜的小环境,加速尾矿废弃地植物群落的演替。迄今为止,国内外

学者对白茅的研究主要集中于生长环境的适应性、环境的可塑性以及植物化学药理作用^[17]等方面,有关白茅在铁尾矿中的生长研究尚未见到报道。为此,本研究以自然定居于氧化性铁尾矿库区的白茅为对象,探讨白茅对铁尾矿土壤中重金属的吸收、分布差异和转移规律,以期铁尾矿库区的植被恢复及白茅在土壤重金属污染地区植物修复中的应用提供理论依据。

1 调查区自然状况

白茅植物样本和尾矿基质样品均采自陕西省汉中市略阳县米箭沟铁尾矿库区。略阳县位于陕西省西南端,汉中市西缘,秦岭南麓,属北亚热带北缘山地暖温带湿润季风气候,年均气温 13.2 $^{\circ}\text{C}$,年均降水量 860 mm。米箭沟铁尾矿库位于略阳县东北,地理位置为 106 $^{\circ}$ 24'51.7"E,33 $^{\circ}$ 12'41.7"N。该尾矿库属沟坝型,周边有山地,库下方有溪流,为在用的二等库,库容 620 万 m^3 ,沟坝底由堆石砌成,子坝采用水力旋流器法堆筑,尾砂层层升高,已使用近 30 年,坝底长约 60 m,坝顶长约 100 m,还未到最终 860 m 标高。该尾矿库因仍在在使用而未进行人为修复,仅在尾矿库陈旧尾砂地上自然形成白茅植株群落,在有成片白茅的区域尾砂风扬现象较轻,而裸地无植被区域尾砂扬尘严重。

2 材料与方法

2.1 试验样品的采集

在米箭沟铁尾矿库内自然定居的白茅群落中选取样点。从尾矿底部和尾矿坝两侧及其中间随机选择 9 个样点,每个样点取 3 株生长状况一致、自然定居的白茅,底部样点间距 25 m 左右,中间样点间距 35 m,上部样点间距 40 m,采样点分布见图 1。将白茅从根部完整挖出后带回实验室,取其根部 0~20 cm 土层土壤样品约 1 kg,同时选取尾矿坝顶无白茅生长的裸地尾矿砂 1 kg 为对照,带回室内自然风干

过筛后,用于理化性质的分析与测试。

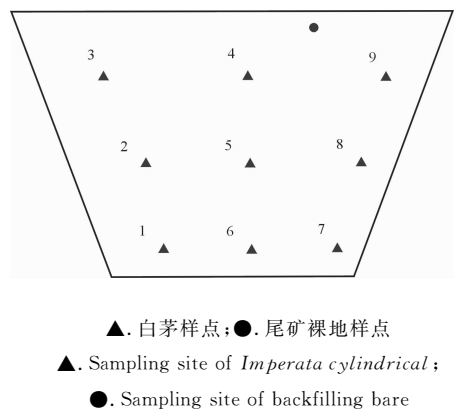


图 1 米箭沟铁尾矿库区采样点分布示意图
Fig.1 Sampling sites in Mijiangou iron mine tailing

2.2 土壤样品的处理与测定

2.2.1 尾矿土壤基本理化性质测定 参照文献[18]的方法。pH 用水浸提(V(蒸馏水):m(土壤样品)=25 mL:10 g)后以 pH 计(雷磁 pHHS-3C,上海)测定;有机质采用重铬酸钾容量-外加热法测定;土壤速效氮采用碱解扩散法测定;土壤速效磷采用碳酸氢钠和无磷活性炭振荡浸提,硫酸钼锑抗分光光度法(雷磁 754 可见分光光度计,上海)测定;土壤速效钾采用 NH₄OAC 浸提,原子吸收分光光度计(岛津 AA-6880 型,日本)测定;土壤阳离子交换量(CEC)采用氧化钡硫酸镁法测定;土壤矿物相分布用 X 射线衍射仪(D/MAX-2600pc)测定;土壤颗粒分布用马尔文激光粒度分析仪测定。

2.2.2 尾砂土壤重金属定性扫描分析 尾砂样品采用 HNO₃-HClO₄-HF 加热消解^[19],取消解液用电感耦合等离子发射光谱 ICP-AES(SP8000,北京)法测定。测定表明,研究区尾砂中可检出有毒性的重金属为 Cu、Mn、Ni、Zn 和 Cd。对土壤重金属 Cu、Mn、Ni、Zn 和 Cd 全态的测定采用 HNO₃-HClO₄-HF 加热消解,取各消解液用原子吸收分光光度计(岛津 AA-6880 型,日本)测定 Cu、Mn、Ni 和 Zn,用石墨炉原子吸收分光光度计(岛津 AA-6000,日本)测定 Cd。

2.3 植物样品的处理与测定

野外采回的白茅样品整体先用自来水充分冲洗干净后,再用去离子水漂洗 3 次,自然晾干。叶片部分直接放入 105 ℃干燥箱杀青 30 min,然后调至 80 ℃烘至恒质量。白茅的根和茎分别放入干燥箱内 80 ℃烘至恒质量。再将各部分样品粉碎研磨成粉末,过 100 目(孔径 149 μm)筛后,用于重金属的测定。

在植物样品重金属 Cu、Mn、Ni、Zn 和 Cd 含量测定时,先将浓 HNO₃、浓 H₂SO₄、HClO₄ 按 8:1:1 的体积比混合后浸泡过夜,消煮定容后,采用 2.2.2 节的方法分别测定植物样品的 Cu、Mn、Ni、Zn 和 Cd 含量。

2.4 重金属富集系数与转移系数的计算

采用富集系数(EC)和转移系数(TF)评价白茅对不同重金属的吸收能力及其在植物体内的转移分配能力,其计算公式^[20-21]为:

富集系数(EC)=植物体内重金属总含量/基质中的重金属含量;

转移系数(TF)=植物地上部分重金属总含量/植物根部的重金属含量。

式中:植物体内的重金属总含量为植物体内各器官或结构中重金属含量的总值,基质中的重金属含量为各样点 3 株白茅根部位置土壤重金属含量的平均值。富集系数越高表明该植物组织对重金属的吸收能力越强,转移系数越高说明重金属在植物地上部的分配越多。

2.5 数据统计与分析

采用 SPSS 22.0 进行数据统计与分析,白茅植物体内同种重金属不同部位的含量及其富集系数差异比较,采用单因素方差分析法(One-factor ANOVA)进行分析;铁尾矿基质与植物体内重金属含量的相关关系,采用线性相关分析法进行分析。

3 结果与分析

3.1 铁尾矿土壤的基本理化性质

经测定发现,在米箭沟铁尾矿砂的矿物组成成分中,二氧化硅(SiO₂)、二硫化亚铁(FeS₂)、白云石(CaMg(CO₃)₂)、硅铝酸钙(Ca_{1.95}Al_{3.9}Si_{8.1}O₂₄)、镍沸石(Ni_{28.9}Si₁₃₃Al₅₉O₃₈₄(H₂O)₂₄)、甲酰氨基四羟基硅酸铝(Al₂Si₂O₅(OH)₄(HCONH₂))的质量分数分别为 27%,14%,31%,10%,3%和 15%;铁尾矿砂机械组成比例中,黏粒、粉粒、砂粒分别占 3.14%,8.67%和 88.09%。尾矿砂裸地样点和 9 个白茅根部样点土壤基本理化性质见表 1。

尾矿的理化性质与矿石中所含的矿物质密切相关^[22]。从尾矿的矿物相组成可以看出,米箭沟氧化性铁矿的本身构成中含有的硫化物较少,碳酸盐含量最高,其次是石英等还原性物质,因此其尾矿的酸碱性接近中性;由尾矿的机械组成可知,尾矿以砂粒为主,黏粒含量较低。从表 1 可以看出,白茅根部土壤的基本理化性质与尾矿砂裸地有一定差别,尾矿砂裸

地的 pH 接近中性,而各个白茅根部土壤的 pH 均低于尾砂裸地,其中 7 号样点最低为 5.55,明显偏酸性,说明白茅的生长对尾砂的 pH 有一定影响。而比较其他理化性质也可以看出,白茅根部土壤的有机质以 5 号样点最高,约为尾砂裸地的 6.07 倍;速效 K 以 8 号样点最高,约为尾砂裸地的 2.32 倍;

速效 N 以 4 号样点最高,约为尾砂裸地的 3.94 倍;速效 P 以 1 号样点最高,约为尾砂裸地的 4.99 倍;阳离子交换量基本相同,均接近尾砂裸地的 2.0 倍。这个结果说明,白茅对于贫瘠的铁尾砂具有很强的耐受性,且在生长过程中能够改变尾砂的理化性质,使其更利于自身生长。

表 1 米箭沟铁尾矿库区与尾砂裸地及白茅根部土壤基本理化性质的比较($M\pm SD,n=3$)
Table 1 Comparison of physical and chemical properties of Mijiangou iron tailing sand and root soil of *Imperata cylindrical* ($M\pm SD,n=3$)

样点 Sample	pH	有机质 OM/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) Organic matter	速效 K/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Available K	速效 N/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Available N	速效 P/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Available P	阳离子交换量 CEC/ ($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) Cation exchange capacity
尾砂裸地 Backfilling bare	7.43±0.031	0.97±0.010	0.078±0.002	1.15±0.251	1.16±0.010	4.99±0.007
1	5.82±0.640	3.20±0.120	0.137±0.087	3.15±0.023	5.79±0.028	9.97±0.001
2	5.86±0.029	2.12±0.038	0.141±0.027	3.52±0.016	5.74±0.006	9.97±0.001
3	6.07±0.026	2.55±0.073	0.128±0.049	4.53±0.011	4.97±0.009	9.88±0.002
4	5.92±0.295	3.70±0.020	0.155±0.054	4.21±0.016	5.24±0.010	9.97±0.090
5	5.89±0.222	5.90±0.023	0.255±0.079	4.73±0.028	5.35±0.025	9.98±0.001
6	6.23±0.090	2.14±0.042	0.158±0.068	3.63±0.014	4.15±0.006	9.98±0.004
7	5.55±0.255	2.49±0.015	0.176±0.029	4.26±0.540	4.42±0.015	9.99±0.001
8	6.23±0.031	1.55±0.037	0.181±0.075	3.56±0.440	2.50±0.008	9.98±0.001
9	6.03±0.031	2.32±0.045	0.135±0.065	3.37±0.650	3.46±0.008	9.98±0.001

3.2 铁尾矿库区中白茅根部土壤的重金属含量

由表 2 可见,铁尾砂裸地土壤中的 Cu、Zn、Ni、Mn 和 Cd 含量均高于白茅根部土壤的相应重金属含量,其中 3,4 和 9 样点白茅根部土壤的各重金属含量与尾砂裸地较为接近,1,6 和 7 样点各金属含量均较低。由图 1 可知,1,6 和 7 样点处于尾矿坝底部,是堆存比较久的尾矿,而 3,4 和 9 样点据尾矿坝顶较近。对照国家土壤环境质量二级标准及土壤背景值可知,米箭沟尾矿中 9 个白茅根部土壤 Zn 含量未超出标准;重金属 Cu 的含量除 1 号和 7 号样点未超出国家土壤环境质量二级标准外,其余 7 个样

点均超出标准,超出最多的是 3 号样点,达标准值的 2.27 倍;重金属 Ni、Mn 和 Cd 含量在 9 个样点均超出标准,其中 Ni 超标最多的是 4 号样点,达标准值的 14.79 倍;Mn 超标最多的是 3 号样点,达标准值的 2.03 倍;Cd 超标最多的是 9 号样点,达标准值的 10.53 倍。该结果表明,在米箭沟铁尾矿库区中,重金属 Ni 和 Cd 含量过高,是影响一些植物不能在铁尾矿区自然定居的重要因子,而白茅却能够克服这些重金属的影响定居生长,说明白茅对这些重金属具有一定的耐受性和适应性。

表 2 米箭沟铁尾矿库区尾砂裸地及白茅根部土壤重金属含量分析
Table 2 Heavy metal contents of Mijiangou iron tailings and root soil of *Imperata cylindrical* mg/kg

样点 Sample	Cu	Zn	Ni	Mn	Cd
尾砂裸地 Backfilling bare	118.52±3.53	246.90±8.50	650.30±1.77	1 522.60±15.46	3.36±0.05
1	47.35±1.13	94.57±1.50	128.75±1.77	736.75±8.06	0.64±0.21
2	54.12±0.56	115.30±0.71	148.17±1.62	847.23±14.16	1.16±0.10
3	113.67±8.94	181.81±1.02	513.15±4.02	1 385.28±6.05	1.87±0.13
4	92.75±7.80	218.13±1.40	591.76±10.07	1 368.30±3.14	2.46±0.11
5	79.74±16.67	133.08±1.22	230.25±1.01	874.86±5.76	1.35±0.08
6	52.75±9.03	74.69±1.52	141.67±0.99	739.04±16.63	1.25±0.14
7	32.84±4.28	83.97±1.30	129.98±0.89	724.50±6.84	2.76±0.06
8	56.10±4.28	167.64±2.36	244.95±0.44	739.40±5.84	2.05±0.36
9	87.64±4.28	196.58±2.01	550.63±2.20	1 233.45±9.24	3.16±0.11
土壤环境质量标准(二级) Soil environmental quality standard (Level 2)	50	200	40	684(背景值 Background value)	0.3

3.3 不同样点白茅植株各部位重金属的分布

从表 3 可以看出,白茅根、茎、叶中的 Cu、Mn、Zn、Ni 和 Cd 含量存在一定的差异。对重金属 Cu 含量而言,各个样点均以白茅根部高于茎部,茎部高于叶片,其中 5 号样点白茅各部位的 Cu 含量均最高,根、茎和叶片的 Cu 含量分别为 70.27,8.51 和 2.79 mg/kg,这表明 Cu 在白茅体内的分布主要集中在根部。方差分析结果表明,根部 Cu 含量与其他部位的 Cu 含量存在显著差异($P<0.05$)。重金属 Mn 在白茅植株不同部位的分布与 Cu 相同,也表现为根>茎>叶,但 Mn 在白茅根部的最高含量(125.19 mg/kg)出现在样点 6,而茎和叶片的最高含量出现在样点 5。方差分析表明,Mn 在白茅植株根、茎和叶中的含量均存在显著差异($P<0.05$)。重金属 Zn 在白茅植株不同部位的含量大小顺序为茎>叶>根,9 个样点中根部含量整体变化不大,但茎和叶中的 Zn 含量在样点 1,2 和 3 变化较大,样点

4~9 中变化较小,其中茎部和叶部 Zn 含量以样点 5 最高,分别为 92.28 和 79.59 mg/kg,这表明 Zn 多集中在白茅茎部。重金属 Ni 在白茅植株不同部位中的含量大小顺序也表现为茎>叶>根,但茎部含量最高出现在样点 9,为 105.44 mg/kg,叶部含量的最大值出现在 4 号样点,为 69.25 mg/kg,根部含量的最高值出现在 2 号样点,为 51.16 mg/kg。因为该尾矿库区年限较长,不同样点白茅的生长年限不同,所以各样点白茅不同部位对重金属的富集程度也不尽相同,在 Ni 的富集上表现得尤为突出。重金属 Cd 在白茅植株不同部位中的含量大小表现为茎>根>叶,在 9 个样点的白茅茎、根、叶中含量变化趋势基本一致,其中以 7 号样点白茅茎部含量最高,为 86.32 $\mu\text{g/kg}$,这说明 Cd 在白茅的茎部容易富集。方差结果分析表明,白茅茎部的 Cd 含量与根和叶部差异显著($P<0.05$)。

表 3 不同重金属在米箭沟铁尾矿库区各样点白茅不同部位的分布

Table 3 Contents of different heavy metals in different organs of <i>Imperata cylindrical</i> in Mijiangou iron tailings						
样点 Sample	部位 Position	Cu/(mg·kg ⁻¹)	Zn/(mg·kg ⁻¹)	Ni/(mg·kg ⁻¹)	Mn/(mg·kg ⁻¹)	Cd/($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
1	根 Root	28.33±4.07 a	12.76±0.65 a	38.53±0.86 b	79.78±8.67 a	29.96±3.75 b
	茎 Stem	3.21±0.78 b	22.33±1.69 b	83.47±4.18 a	39.78±1.58 b	46.33±2.78 a
	叶 Leave	1.57±0.56 b	16.23±1.06 b	24.39±2.55 b	12.13±4.08 c	31.26±2.67 b
2	根 Root	20.94±3.27 a	17.35±2.69 a	51.16±6.47 b	100.25±4.08 a	41.51±6.28 b
	茎 Stem	2.69±0.56 b	32.81±3.92 b	64.76±9.59 a	27.16±3.73 b	67.83±5.87 a
	叶 Leave	1.36±0.48 b	16.54±2.35 b	39.52±3.49 b	4.54±0.86 c	36.51±5.76 b
3	根 Root	44.85±1.14 a	13.46±2.95 a	43.93±2.67 b	101.30±1.37 a	69.05±5.37 b
	茎 Stem	6.86±0.32 b	45.68±9.39 b	76.62±15.98 a	22.37±1.67 b	85.53±7.69 a
	叶 Leave	1.21±0.39 b	65.37±4.37 b	52.43±4.37 b	10.56±0.29 c	68.37±4.56 b
4	根 Root	29.94±2.47 a	14.74±3.70 a	42.95±0.57 b	101.30±1.37 a	31.69±3.41 b
	茎 Stem	3.79±0.45 b	87.17±7.53 b	85.21±8.32 a	22.37±1.67 b	56.08±5.67 a
	叶 Leave	1.97±0.87 b	63.79±8.39 b	69.25±6.81 b	10.89±0.70 c	47.65±5.12 b
5	根 Root	70.27±5.22 a	17.55±0.75 a	24.65±1.50 b	94.39±0.56 a	28.75±3.02 b
	茎 Stem	8.51±0.78 b	92.28±3.92 b	51.54±8.49 a	44.39±2.85 b	46.78±7.41 a
	叶 Leave	2.79±0.88 b	79.59±9.88 b	45.59±3.13 b	20.09±0.85 c	29.87±3.21 b
6	根 Root	60.81±3.37 a	18.43±0.38 a	22.16±0.87 b	125.19±1.18 a	36.28±4.39 b
	茎 Stem	5.76±0.64 b	89.57±5.09 b	42.29±10.09 a	33.26±0.98 b	75.49±7.41 a
	叶 Leave	1.15±0.74 b	62.04±8.14 b	36.72±1.57 b	19.27±0.33 c	29.18±2.57 b
7	根 Root	51.14±4.09 a	17.29±3.42 a	46.41±1.80 b	65.13±1.82 a	68.04±7.89 b
	茎 Stem	5.89±0.66 b	86.89±8.28 b	93.84±17.98 a	30.61±0.88 b	86.32±9.31 a
	叶 Leave	1.64±0.45 b	71.02±9.41 b	69.16±4.14 b	7.86±0.99 c	38.68±3.67 b
8	根 Root	61.24±1.09 a	19.63±2.26 a	53.79±1.53 b	89.83±1.12 a	47.02±5.47 a
	茎 Stem	6.57±0.87 b	80.49±3.34 b	99.87±3.77 a	32.53±0.48 b	57.25±5.43 b
	叶 Leave	2.15±0.97 b	62.06±3.38 b	69.97±2.29 b	6.52±0.21 c	36.56±4.82 a
9	根 Root	69.38±2.59 a	16.13±0.97 a	50.73±3.42 b	104.38±0.88 a	44.04±3.32 b
	茎 Stem	6.36±0.43 b	72.54±5.52 b	105.44±7.35 a	30.30±0.18 b	53.91±3.16 a
	叶 Leave	2.13±0.88 b	50.29±4.21 b	64.49±1.89 b	7.14±0.45 c	29.53±1.56 b

注:同列数据后标不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$)。
Note: Different lowercase letters indicate significant difference at the $P<0.05$ level.

3.4 白茅植株各部位对重金属的富集系数和转移能力

从表 4 可以看出,Cu、Zn、Mn、Ni 和 Cd 在白茅体内不同部位的富集系数大小存在一定差异。重金属 Cu 在白茅根部富集系数最大,其次为茎部,在叶片的富集系数最小,仅为 0.03。方差分析结果表明,白茅根部 Cu 富集系数与其他部位的富集系数存在显著差异,这表明 Cu 主要富集在白茅根部,而在叶片的富集最少。Zn 在白茅茎部的富集系数最大,为 0.55,而在根部的富集系数最小,仅为 0.13,根部富集系数与其他部位富集系数存在明显差异,说明 Zn 在白茅体内的富集规律与 Cu 明显不同。金属 Mn 在白茅根部的富集系数最大,茎部最小,根、茎和叶三者间富集系数存在明显差异。Ni 和 Cd 在白茅茎部的富集系数均最高,且与根、叶部存在明显差异,说明这 2 种金属在白茅体内主要分布于茎部,不同的是 Ni 在白茅根部富集系数最低,而 Cd 在叶部富集系数最低。根据 Brooks 等^[23]对超

富集植物的定义,超富集植物对重金属的吸收量超过一般植物 100 倍以上,其中对镉、铜和镍的吸收量为 1 000 mg/kg,对锰、锌的吸收量为 10 000 mg/kg;超富集植物区别于普通植物的另一个重要特征在于植物地上部富集系数大于 1,表明植物地上部某种重金属含量大于所生长土壤中该种重金属的浓度^[24]。本研究中,白茅对于 Zn、Cd、Mn、Ni 和 Cu 的吸附量均达不到超富集植物的标准,并且 Zn、Ni 和 Mn 3 种金属在白茅各部分的富集系数均小于 0.80,尤其 Mn、Cd 在白茅各部位的富集系数均小于 0.10。但是从表 3 白茅各部位所含重金属的总量来看,白茅各部位中的 Mn 含量在 5 种重金属中最高,这是因为白茅根部土壤中 Mn 的平均含量最高,这也符合植物对土壤重金属的富集规律,即土壤中重金属含量越高植物体内重金属含量越大^[25],而根据富集系数的计算方法,土壤重金属含量高的富集系数却最小。

表 4 白茅植株不同部位对重金属的富集及转移能力

Table 4 Accumulation and transformation of heavy metals by different organs of *Imperata cylindrical*

重金属 Heavy metal	富集系数(EC)Enrichment coefficient			转移系数(TF) Transformation	滞留率/% Retention rate
	根 Root	茎 Stem	叶 Leave		
Cu	0.80±0.42 a	0.10±0.04 b	0.03±0.12 b	0.15±0.03	84.21±2.88
Zn	0.13±0.06 a	0.55±0.35 b	0.42±0.28 b	7.28±2.86	—628.89±2.86
Ni	0.19±0.12 b	0.36±0.21 a	0.23±0.13 b	3.21±0.56	—221.04±56.28
Mn	0.10±0.03 a	0.04±0.01 b	0.01±0.01 c	0.48±0.14	52.49±14.01
Cd	0.03±0.01 b	0.04±0.02 a	0.02±0.01 b	2.43±0.48	—143.15±43.38

注:同行数据后不同字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$)。
Note:Different letters after the data at same line indicate significant difference at the $P<0.05$ level.

转移系数是植物地上部分重金属含量与植物根部对应重金属含量的比值,反映重金属在植物不同器官中的分配情况^[26]。从表 4 可以看出,白茅对各种重金属的转移能力依次表现为 $Zn>Ni>Cd>Mn>Cu$,对 Zn 的转移系数最高,为 7.28,而 Cu 最低,仅为 0.15。重金属对植物的危害主要在于阻止其光合作用和新陈代谢,而植物将重金属积累在根部并吸收,是植物对重金属毒害的一种适应策略^[27]。将植物根部重金属含量与植物地上部分重金属含量求差,再将差值与根部重金属含量相比,其值即为植物根部重金属滞留率,其大小可以反映植物根部对重金属耐受能力的高低。表 4 结果表明,白茅对重金属 Cu 和 Mn 有一定滞留效应,而对 Zn、Ni 和 Cd 几乎无滞留效应,表明白茅可将这 3 种重金属从根部转移到地上部分,使根部留出足够的空间来容纳更多的重金属,从而提高白茅对这 3 种重金属的耐受性阈值,这与徐华伟等^[28]关于铅锌矿区

废弃地野艾蒿对重金属滞留效应的研究结果一致。
综上所述,白茅对 Cu、Zn、Mn、Ni、Cd 等 5 种重金属无明显的富集作用,但白茅根部土壤中 Mn、Cd 和 Ni 本身的含量并不低,这说明白茅对其具有较强的耐性,能够在 Mn、Cd 和 Ni 含量较高且贫瘠的铁尾砂中生长,可用作氧化性铁尾矿库区植被恢复的优先选择植物。

3.5 土壤基本理化性质与白茅各部位重金属含量的相关性

由表 5 可知,白茅根部 Zn 含量与尾矿基质速效 K 存在显著相关性($P<0.05$),白茅茎和叶部 Zn 含量与尾矿基质速效 N 存在极显著相关性($P<0.01$),并且白茅叶部 Zn 含量与尾矿基质的阳离子交换量(CEC)也存在极显著相关性($P<0.01$)。白茅叶部 Ni 含量与尾矿 pH 值呈显著正相关($P<0.05$),茎部 Ni 含量与尾矿有机质(OM)含量呈极显著负相关($P<0.01$),根部 Mn 含量与有机质

(OM)呈显著正相关($P<0.05$)。尾矿基质中 5 种重金属含量除了 Cu 与 Cd 间不存在相关性以外,Cu、Cd 与其他 3 种金属间均存在极显著正相关关系($P<0.01$),Mn、Ni 和 Zn 相互之间均存在极显著正相关性($P<0.01$),这充分说明 5 种重金属的来源相同,即均由尾矿产生。

表 5 米箭沟铁尾矿库区土壤理化性质与白茅重金属含量的相关性

Table 5 Correlation analysis on soil physical and chemical properties in Mijianguou iron tailings and contents of heavy metals in *Imperata cylindrica*

重金属元素 Heavy metal	Cu	Zn	Mn	Ni	Cd	pH	速效 N Available N	速效 P Available P	速效 K Available K	有机质 OM	阳离子 交换量 CEC
Cu ₁	0.105	0.055	-0.091	0.071	0.268	-0.352	0.502	0.006	0.655	0.277	0.418
Cu ₂	0.321	0.144	0.070	0.150	0.267	-0.433	0.489	0.226	0.447	0.202	0.461
Cu ₃	0.159	0.371	0.025	0.184	-0.111	0.224	0.232	-0.139	-0.097	-0.155	0.142
Zn ₁	-0.429	-0.237	-0.530	-0.397	-0.674	-0.085	0.628	0.396	0.701*	0.587	0.597
Zn ₂	0.022	0.131	-0.004	0.146	-0.509	0.370	0.850**	0.319	0.637	0.474	0.632
Zn ₃	0.323	0.258	0.229	0.301	-0.604	0.463	0.810**	0.494	0.510	0.350	0.701*
Mn ₁	0.232	0.110	0.148	0.176	-0.353	0.104	0.490	0.308	0.635	0.702*	0.313
Mn ₂	-0.182	-0.443	-0.486	-0.482	0.323	-0.581	-0.298	-0.288	-0.062	0.068	-0.418
Mn ₃	0.104	-0.292	-0.137	-0.172	0.058	-0.337	0.260	0.155	0.304	0.593	-0.068
Ni ₁	0.014	0.437	0.216	0.282	-0.105	0.443	-0.208	-0.167	-0.332	-0.663	0.102
Ni ₂	0.031	0.484	0.239	0.395	0.183	0.566	-0.235	-0.537	-0.329	-0.816**	-0.094
Ni ₃	0.220	0.597	0.370	0.525	-0.491	0.797*	0.554	0.165	0.171	-0.231	0.620
Cd ₁	0.070	0.021	0.165	0.108	-0.271	0.312	0.052	0.221	0.081	-0.249	0.353
Cd ₂	-0.056	-0.254	0.052	-0.076	-0.352	0.085	0.238	0.495	0.340	0.231	0.430
Cd ₃	0.625	0.461	0.662	0.529	-0.241	0.414	0.074	0.420	-0.265	-0.241	0.213
Cu	1					-0.211	0.252	0.273	-0.085	-0.130	0.297
Zn	0.804**	1				-0.293	0.285	0.080	-0.170	-0.374	0.320
Mn	0.917**	0.842**	1			-0.157	0.197	0.174	-0.167	-0.278	0.285
Ni	0.874**	0.928**	0.958**	1		-0.188	0.280	0.061	-0.079	-0.312	0.313
Cd	0.665	0.859**	0.798**	0.906**	1	-0.365	0.451	0.085	0.147	-0.275	0.532

注:1. Cu₁ 代表根中的 Cu;Cu₂ 代表茎中的 Cu;Cu₃ 代表叶中的 Cu;金属 Zn、Mn、Ni 和 Cd 的下标数字表达部位相同;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。

Note:1. Cu₁ represents Cu in root;Cu₂ represents Cu in stem;Cu₃ represents Cu in leaf;Zn,Mn,Ni and Cd have the same digital expression;2. “*”represents significantly different at the $P<0.01$ level;“*”represents significantly different at the $P<0.05$ level.

4 结 论

通过对米箭沟铁尾矿库区内尾砂土壤及其自然定居植物白茅根、茎、叶中重金属含量的测定,并分析了白茅对不同重金属富集能力大小的差异,结果表明:

- 1)米箭沟尾矿库区内尾砂土壤重金属 Mn、Ni 和 Cd 含量较高,但白茅能够在铁尾矿砂中正常生长,并且改变了其根部土壤的营养元素含量和 pH,说明白茅对铁尾矿生境具有较强的耐性和适应性。
- 2)白茅不同部位对重金属 Cd、Ni、Zn、Mn 和 Cu 的吸收和分布存在一定的差异。白茅对 5 种重金属的富集系数大小依次为 Zn>Cu>Ni>Mn>Cd,对各重金属的转移能力依次表现为 Zn>Ni>Cd>Mn>Cu,其中对 Zn 的转移系数最高(7.28),而 Cu 最低(0.15)。
- 3)白茅体内重金属含量及分布的相关性分析表明,白茅各个部位 Zn、Ni 和 Mn 含量与尾矿基质的

一些理化性质有一定相关性,白茅体内其他金属含量与土壤理化性质无明显相关性,与尾矿基质 5 种重金属含量相关性明显,说明其均来自铁矿尾矿。

4)野外调查和试验研究表明,白茅对重金属存在一定的耐受阈值,可以用作铁尾矿库区植被恢复的先锋耐性物种,尤其是可用作 Mn、Ni 和 Cd 含量较高的矿区污染土壤治理的修复植物。

[参考文献]

[1] Janette M,Julius A,Alena V,et al. Environmental contamination by heavy metals in region with previous mining activity [J]. Bull Environ Contam Toxicol,2016,97:569-575.

[2] Siti M D,Faradiella M K,Zafira M. Potential ecological and human health risks of heavy metal sin surface soils associated with iron ore mining in Pahang,Malaysia [J]. Environ Sci Pollut Res,2016,23:21086-21097.

[3] Pandey B,Agrawal M,Singh S. Ecological risk assessment of soil contamination by trace elements around coal mining area [J]. J Soils Sediments,2016,16:159-168.

[4] 董 鹏,刘均洪,张广柱. 尾矿污染区的植被修复研究进展

- [J]. 矿产综合利用, 2009, 6(3): 43-46.
- Dong P, Liu J H, Zhang G Z. The progress of phytoremediation in contaminated area of mine tailings [J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2009, 6(3): 43-46.
- [5] 张鸿龄, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 矿山废弃地生态修复过程中基质改良与植被重建研究进展 [J]. 生态学报, 2012, 31(2): 460-467.
- Zhang H L, Sun L N, Sun T H, et al. Substrate amelioration and vegetation reconstruction in ecological remediation of abandoned mines: research advances [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(2): 460-467.
- [6] 王 莉, 张和生. 国内外矿区土地复垦研究进展 [J]. 水土保持研究, 2013, 20(1): 294-301.
- Wang L, Zhang H S. The research progress of land reclamation in mining area in domestic and abroad [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2013, 20(1): 294-301.
- [7] 李 影, 陈明林. 节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响 [J]. 生态学报, 2010, 30(21): 5949-5957.
- Li Y, Chen M L. Effects of the inhabitation by *Hippochaete ramosissimum* on heavy metal speciations and enzyme activities in copper mine tailing soil [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(21): 5949-5957.
- [8] Pandey B, Agrawal M, Singh S. Ecological risk assessment of soil contamination by trace elements around coal mining area [J]. J Soils Sediments, 2016, 16: 159-168.
- [9] 肖 舒, 邓湘雯, 黄志宏, 等. 栎树对湘潭锰尾矿土不同处理方式下植被修复盆栽实验 [J]. 环境科学学报, 2017, 37(7): 2721-2727.
- Xiao S, Deng X W, Huang Z H, et al. Potted experiments with *Koeleria paniculata* on phytoremediation of Mn-contaminated soils from Xiangtan Manganese wastelands [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(7): 2721-2727.
- [10] 晋 松, 吴 克, 俞志敏, 等. 白茅生长及抗氧化酶系统对镉胁迫的生理响应 [J]. 合肥学院学报(自然科学版), 2011, 21(2): 77-81.
- Jin S, Wu K, Yu Z M, et al. Physiological response of *Imperata cylindrical* seedlings on growth and antioxidant enzyme system under Cu Stress [J]. Journal of Hefei University (Natural Sciences Edition), 2011, 21(2): 77-81.
- [11] Amils R, Rodriguez N, Zuluaga J. Composition, speciation and distribution of iron minerals in *Imperata cylindrical* [J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2007, 45: 335-340.
- [12] Tamang B, Rockwood D L, Langholtz M. Fast-growing trees for cogon grass (*Imperata cylindrical*) suppression and enhanced colonization of understory plant species on a phosphate-mine clay settling area [J]. Ecological Engineering, 2008, 32: 329-336.
- [13] Mahdavian K, Seyed M G, Masoud T M. Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead; zinc mining area, Iran [J]. J Soils Sediments, 2015, 9(15): 1-11.
- [14] Kamal H S, Tarek M, Galal T M. Phenology, biomass and nutrients of *Imperata cylindrical* and *Desmostachya bipinnata* along the water courses in Nile Delta, Egypt [J]. Rend Fis Acc Lincei, 2016, 27(2): 215-228.
- [15] 伍红琳, 高 毅, 孙庆业. 铜陵铜尾矿废弃地上白茅 (*Imperata cylindrical* var. *Major*.) 的形态及生理可塑性 [J]. 安徽师范大学学报(自然科学版), 2010, 33(5): 470-474.
- Wu H L, Gao Y, Sun Q Y. Morphological and physiological plasticity of *Imperata cylindrical* var. *Major*. growing on the wasteland of copper mine tailings, Tongling [J]. Journal of Anhui Normal University (Natural Science Edition), 2010, 33(5): 470-474.
- [16] 沈章军, 孙庆业, 田胜尼. 铜尾矿自然定居白茅对体内氮磷的适时分配及叶片氮磷代谢调节酶活性动态 [J]. 植物生态学报, 2012, 36(2): 159-168.
- Shen Z J, Sun Q Y, Tian S N. Dynamics of nitrogen and phosphorus concentrations and nitrate reductase and acidic phosphatase activities in *Imperata cylindrical* on copper mine tailings [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2012, 36(2): 159-168.
- [17] 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 S Y, Xie J C, Liu D Y. 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.
- [18] 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: Agricultural Press, 1980.
- [19] 杨 洁, 瞿 攀, 王金生, 等. 土壤中重金属的生物有效性分析方法及其影响因素综述 [J]. 环境污染与防治, 2017, 39(2): 217-223.
- Yang J, Qu P, Wang J S, et al. Review on analysis methods of bioavailability of heavy of heavy metals in soil and its influence factor [J]. Environmental Pollution & Control, 2017, 39(2): 217-223.
- [20] Ye M, Li J T, Tian S N, et al. Biogeochemical studies of metal lophytes from four copper enriched sites along the Yangtze River, China [J]. Environmental Geology, 2009, 56(7): 1313-1322.
- [21] 田胜尼, 张 静, 孙庆业, 等. 铜尾矿自然定居腺柳对重金属吸收及分布的研究 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1771-1777.
- Tian S N, Zhang J, Sun Q Y. Heavy metals absorption and distribution by *Salix chaenomeloides* settled naturally on the copper tailings [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(9): 1771-1777.
- [22] 李 想, 张宝娟, 李继泉, 等. 保水剂与有机肥配施对铁尾矿理化性质的改良作用 [J]. 应用生态学报, 2017, 28(2): 554-562.
- Li X, Zhang B J, Li J Q, et al. Effects of combined application of water retention agent and organic fertilizer on physicochemical properties of iron tailings [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(2): 554-562.

[37] 王未平,戴友芝,贾明畅,等. 磁性海泡石表面零电荷点和吸附 Cd^{2+} 的特性 [J]. 环境化学,2012,31(11):1691-1696.
Wang W P,Dai Y Z,Jia M C,et al. Surface point of zero charge of magnetic sepiolite and adsorption characteristics of cadmium [J]. Environmental Chemistry,2012,31(11):1691-1696.

[38] 秦艳敏,梁美娜,王敦球,等. 桑树杆生物炭/铁锰氧化物复合吸附剂的制备及其对 As(V) 的吸附机理研究 [J]. 农业环境科学学报,2016,35(7):1398-1406.
Qin Y M,Liang M N,Wang D Q,et al. Preparation and arsenic adsorption and its mechanisms by mulberry stem biochar/Fe-Mn oxides composite adsorbent [J]. Journal of Agro-Environment Science,2016,35(7):1398-1406.

(上接第 90 页)

[23] Brooks R R,Lee J,Reeves R D. Detection of nickel ferrous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants [J]. Plant and Soil,1977,7:49-57.

[24] 施翔,陈益泰,王树凤,等. 废弃尾矿库 15 种植物对重金属 Pb、Zn 的积累和养分吸收 [J]. 环境科学,2012,33(6):2021-2027.
Shi X,Chen Y T,Wang S F,et al. Pb,Zn accumulation and nutrient uptake of 15 plant species grown in abandoned mine tailings [J]. Environmental Science,2012,33(6):2021-2027.

[25] 戴树桂. 环境化学 [M]. 2 版. 北京:高等教育出版社,2006.
Dai S G. Environmental chemistry [M]. 2nd ed. Beijing:Higher Education Press,2006.

[26] 甄泉,严密,杨红飞,等. 铜污染对野艾蒿生长发育的胁迫及伤害 [J]. 应用生态学报,2006,17(8):1505-1510.
Zhen Q,Yan M,Yang H F,et al. Coercion and danger of Cu pollution on *Artemisia lavandulaefolia* growth [J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2006,17(8):1505-1510.

[27] 黄小娟,江长胜,郝庆菊. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征 [J]. 生态学报,2014,34(15):4201-4211.
Huang X J,Jiang C S,Hao Q J. Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing [J]. Actaologica Sinica,2014,34(15):4201-4211.

[28] 徐华伟,张仁陟,谢永. 铅锌矿区先锋植物野艾蒿对重金属的吸收与富集特征 [J]. 农业环境科学学报,2009,28(6):1136-1141.
Xu H W,Zhang R Z,Xie Y. Accumulation and distribution of heavy metals in *Artemisia lavandulaefolia* at lead-zinc mining area [J]. Journal of Agro-Environment Science,2009,28(6):1136-1141.