

芒属植物重金属耐性及其在矿山废弃地植被恢复中的应用潜力

吴道铭¹ 陈晓阳^{1,2} 曾曙才^{1*}

(¹华南农业大学林学与风景园林学院, 广州 510642; ²华南农业大学农业部能源植物资源与利用重点实验室, 广州 510642)

摘要 芒属植物重金属耐性强,并且是重要的能源植物,其在矿山废弃地植被恢复中的应用备受关注.芒属植物对多种重金属耐性强,但不属于重金属超累积植物.目前的研究认为,根系代谢能力强、根际存在多种共生微生物及抗氧化和光合作用能力强是芒属植物重金属耐性强的重要原因,但更为全面的耐性机理需要深入研究.芒属植物在矿山废弃地植被恢复的应用潜力大,可以清除土壤重金属、改善土壤性质和促进生物多样性发展.本文总结分析了芒属植物生物学特性、重金属耐性特点、机理及其在矿山废弃地植被恢复中的应用潜力,提出了应用芒属植物进行矿山废弃地植被恢复的基本思路,并对芒属植物的重金属耐性机理及应用的未来研究方向进行展望,以期利用芒属植物开展矿山废弃地植被恢复提供借鉴.

关键词 芒草; 能源植物; 重金属土壤; 改良; 植被恢复

Heavy metal tolerance of *Miscanthus* plants and their phytoremediation potential in abandoned mine land. WU Dao-ming¹, CHEN Xiao-yang^{1,2}, ZENG Shu-cai^{1*} (¹College of Forestry & Landscape Architecture, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; ²Ministry of Agriculture Key Laboratory of Energy Plant Resources and Utilization, South China Agriculture University, Guangzhou 510642, China).

Abstract: *Miscanthus* has been recognized as promising candidate for phytoremediation in abandoned mine land, because of its high tolerance to heavy metals and bioenergy potential. *Miscanthus* has been reported tolerant to several heavy metal elements. However, it has not been recognized as hyperaccumulator for these elements. The detailed mechanisms by which *Miscanthus* tolerates these heavy metal elements are still unclear. According to recent studies, several mechanisms, such as high metabolic capacity in root, an abundance of microbes in the root-rhizosphere, and high capacity of antioxidation and photosynthesis might contribute to enhance the heavy metal tolerance of *Miscanthus*. *Miscanthus* has a certain potential in the phytoremediation of abandoned mine land, because of its high suitability for the phytostabilization of heavy metals. Moreover, *Miscanthus* cropping is a promising practice to enhance the diversity of botanical species and soil organism, and to improve soil physical and chemical properties. Here we reviewed recent literatures on the biological characteristics and the heavy metal tolerance of *Miscanthus*, and its phytoremediation potential in abandoned mine land. A basic guideline for using *Miscanthus* in abandoned mine land phytoremediation and an outlook for further study on the mechanisms of heavy metals tolerance in *Miscanthus* were further proposed. We hoped to provide theoretical references for phytoremediation in abandoned mine land by using *Miscanthus*.

Key words: *Miscanthus*; energy plant; heavy metal; soil amelioration; phytoremediation.

矿产资源开发利用活动中产生的废弃地,严重影响了国土生态安全,威胁着矿区及下游动植物生存和人民群众正常生活.我国矿山废弃地在 20 世纪末就高达 $3.0 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ^[1],成为我国社会经济发展的重要限制因子.国务院《土壤污染防治行动计划》^[2]明确提出:“严防矿产资源开发污染土壤”,“建设‘蓝天常在、青山常在、绿水常在’的美丽中国”.如何治理和修复矿山废弃地引起了政府和社会的高度重视.矿山废弃地的地表和山体结构破坏严重,原覆盖的自然植被被彻底损毁,土壤重金属含量高且养分贫瘠,是一种极端退化的生态系统^[3].因此,筛选修复植物,不仅要考虑到植物的重金属耐性,还要顾及到这些植物定居后的生态效应.在修复植物中,芒属(*Miscanthus*)植物备受关注.芒属植物可以吸收和固定重金属和其他有机污染物、促进碳沉降、改善土壤生境、防止水土流失,并且是最有潜力的能源植物之一.利用芒属植物修复重金属污染土壤,特别是矿山废弃地土壤,具有非常重要的生态和经济意义.本文通过分析近几年国内外相关文献,深入阐述芒属植物重金属耐性及其在矿山废弃地植被恢复中应用潜力,以期加深对芒属植物的重金属耐性及其在矿山废弃地植被恢复中适用性的了解.

1 芒属植物的生物学特性

芒属植物,俗称芒草,是一类多年生的 C4 禾本科植物,其生命周期为 20~25 年.芒属植物光合效率高,其光能转化率达 $4.1 \text{ g C} \cdot \text{MJ}^{-1}$,为一般农作物的 10 倍^[4].芒属植物生长快且生物量大,被认为是理想的第二代生物质能源植物.例如,芒属植物奇岗(*M. giganteus*)和南荻(*M. lutarioriparius*)的地上部生物量均高达 $30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,中国芒(*M. sinensis*)和五节芒(*M. floridulus*)的地上部生物量超过 $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,荻(*M. sacchariflorus*)的生物量为 $6 \sim 12 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[5-7].芒属植物生态适应性强,广泛分布于热带、亚热带和温带地区,并适应多种气候和土壤类型^[8].其具有较强的耐旱、耐热、耐寒、耐盐碱、耐酸、耐贫瘠以及病虫害能力,并且耗水和需肥少^[9].例如,Pyter 等^[10]发现在温度为 $-29 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下,奇岗仍能正常生长.除了在特别贫瘠的土壤每年仅需分别施用氮、磷、钾肥 $50/7$ 和 $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 外,正常土壤几乎不用施肥就可维持芒属植物的正常生长^[7].芒属植物的水分利用率为 $7.8 \sim 9.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,明显高于其他作物^[7].

我国是世界芒属植物的分布中心.芒属植物在

我国的分布很广,大致为 $18^{\circ} \sim 50^{\circ} \text{ N}$ 、 $98^{\circ} \sim 135^{\circ} \text{ E}$.据 Chen 等^[11]提出的分类体系,芒属有 14 个种,中国有 7 个种.五节芒、中国芒、荻和南荻是我国芒属植物的主要种类,其中南荻是我国特有种,中国芒是广布种^[11].五节芒、中国芒、荻以及奇岗是目前国内外主要的能源芒草品种,也是用于修复重金属污染土壤的主要品种.其中,奇岗主要在欧洲和北美地区作为能源和重金属修复植物广泛栽培和研究.这 5 种芒属植物中,中国芒和五节芒为二倍体,具有 38 条染色体,植株相对矮小;荻和南荻为四倍体,具有 76 条染色体,植株相对高大,并且南荻被认为是芒属植物中植株最高大的;奇岗则为中国芒和荻的天然杂交后代,为三倍体,具有 57 条染色体,具有中国芒和荻共有的生物特性^[8].

2 芒属植物的重金属耐性

2.1 芒属植物重金属耐性的发现

芒属植物对重金属具有较强耐性,较早是由 Fernando 等^[12]在 1996 报道的.随后,Wilkins^[13]通过盆栽试验,进一步验证了奇岗可以在铜、砷和锌混合污染严重的土壤上正常生长.野外发现芒属植物对重金属耐性的文献报道最早出现在 2002 年.韦朝阳等^[14]通过对两个中国典型砷矿区的调查发现,中国芒对砷具有极强的耐性,其地上部砷的累积可达 $760 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.芒属植物对其他重金属也具有较强耐性,并作为其他金属矿区的优势植物被随后发现.我们仅统计野外发现芒属植物对重金属耐性的国内文献报道,就发现目前至少在国内 20 个矿区发现芒属植物作为优势植物生存.例如,五节芒是湖南花垣铅锌矿区的优势植物^[15],中国芒是重庆溶溪锰矿区的优势植物^[16].我们在广东梅州稀土矿废弃地的调查结果发现,受长期采矿影响,该地区植被破坏严重,植物稀少,而中国芒仍表现出较强的适应能力,是该地区的主要优势植物.

2.2 芒属植物的重金属耐性特点

随着芒属植物作为优势植物在重金属污染矿区被发现,芒属植物的重金属耐性引起了众多学者关注,并被大量报道.我们以重金属镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)、砷(As)、铜(Cu)、锰(Mn)和铬(Cr)以及芒属植物为关键词,检索国内外关于芒属植物重金属耐性的报道.相关报道显示,对重金属具有忍耐性的芒属植物主要有中国芒、五节芒、奇岗、荻和南荻.通过统计分析在目前已报道的各种重金属最高浓度处理条件下的芒属植物重金属吸收和生长情况(表1),发

表 1 芒属植物在最高浓度重金属处理时的重金属吸收和生长情况
Table 1 Uptake of heavy metals and growth in *Miscanthus* under the most severe heavy metals stress

重金属 Heavy metal (HM)	最高浓度 Maximum concentration (mg · kg ⁻¹)	植株重金属含量 HM concentration in plant (mg · kg ⁻¹ DM)		转移系数 Translocation factor (TF)	实验条件 Experimental condition	生长情况 Growth of <i>Miscanthus</i>	品种 Species	文献 Reference
		地上部 Aboveground	地下部 Belowground					
Cd	5.3	5.1	31.0	0.2	野外自然生长	正常	南荻	[24]
	20.8	4.3	—	—	野外自然生长	正常	奇岗	[25]
	100	18.4	64.8	0.3	盆栽 3 个月	产量下降	荻	[19]
	155.4	1.1	0.4	0.9	野外自然生长	正常	中国芒	[26]
	320	1.1	2.6	0.4	野外自然生长	正常	五节芒	[20]
Pb	190	84.6	91.2	0.9	盆栽 40 d	正常	荻	[27]
	604.9	5.1	5.2	1.0	野外自然生长	正常	中国芒	[26]
	620	13.0	21.5	0.6	盆栽 6 个月	正常	南荻	[28]
	4593.9	48.7	77.4	0.6	野外自然生长	正常	五节芒	[15]
	15200	103.1	327.0	0.3	盆栽 3 个月	产量下降	奇岗	[18]
Zn	328.6	285.8	223.3	1.3	野外自然生长	正常	南荻	[23]
	2000	380.0	1105.1	0.3	盆栽 2 个月	正常	荻	[29]
	2174	450.0	—	—	野外自然生长	正常	奇岗	[25]
	9375	1163.0	1231.0	0.9	野外自然生长	正常	五节芒	[30]
	10510	141.6	259.3	0.6	野外自然生长	正常	中国芒	[26]
As	70	29.1	35.9	0.8	盆栽 40 d	正常	荻	[27]
	524.3	67.2	134.1	0.5	野外自然生长	正常	中国芒	[31]
	1605	333.0	659.0	0.5	野外自然生长	正常	五节芒	[32]
	83000	62.5	1284.0	0.7	盆栽 3 个月	产量下降	奇岗	[18]
Cu	136.7	26.9	62.8	0.4	野外自然生长	正常	南荻	[23]
	400	3.7	35.8	0.1	盆栽 18 个月	产量下降	奇岗	[33]
	1894	16.6	62.6	0.3	野外自然生长	正常	五节芒	[20]
	2224.2	314.5	448.9	0.7	野外自然生长	正常	中国芒	[17]
	3200	181.2	1666.0	0.1	盆栽 5 个月	产量下降	荻	[34]
Mn	40000	925.2	7702.8	0.1	野外自然生长	正常	五节芒	[35]
	48382.5	1943.8	5806.0	0.3	野外自然生长	正常	中国芒	[16]
Cr	55	2.1	—	—	野外自然生长	正常	奇岗	[36]
	95.2	9.9	14.6	0.7	野外自然生长	正常	中国芒	[37]
	240	20.9	35.8	0.6	野外自然生长	正常	五节芒	[35]
	1000	110.0	159.4	0.7	盆栽 2 个月	正常	荻	[29]

现芒属植物的重金属耐性主要有以下特点：

1) 芒属植物对多种重金属表现出明显耐性,其可以忍耐单一重金属元素的高浓度胁迫,也可以忍耐多种重金属元素的高浓度胁迫.例如,中国芒可以在 Cu 含量为 2224 mg · kg⁻¹ 矿区土壤上自然生长^[17],也可以在 Mn 含量为 48383 mg · kg⁻¹ 矿区土壤上自然生长^[16];甚至 Wanat 等^[18]发现,奇岗可以在 As 含量为 83000 mg · kg⁻¹、Pb 含量为 15200 mg · kg⁻¹和锑(Sb)含量为 1133 mg · kg⁻¹复合污染的土壤上生长.

2) 不同品种芒属植物重金属耐性存在差异.荻在 Cd 含量为 100 mg · kg⁻¹的土壤上生长 3 个月,地上部生物量出现明显下降^[19];而五节芒在 Cd 含量为 320 mg · kg⁻¹ 矿区土壤上仍可以正常生长^[20]. Barbosa 等^[21]发现,912 mg · kg⁻¹的 Zn 处理导致奇

岗地上部生物量明显下降,而对中国芒生物量的影响不明显;并且在相同的 Zn 处理条件下,中国芒地上部累积的 Zn 含量高于奇岗;表明与奇岗相比,中国芒对 Zn 具有更强的耐性.根据表 1 的统计结果,发现五节芒和中国芒对多种重金属均表现出较强耐性.这表明,与其他芒属植物相比,在混合重金属污染的土壤上五节芒和中国芒具有更强的适应能力.

3) 芒属植物不属于重金属超累积植物.一般条件下,芒属植物地上部重金属累积达不到超累积植物的评定标准.尽管张会敏等^[17]报道,中国芒在 Cu 含量为 2224 mg · kg⁻¹ 矿土上生长,地上部的 Cu 累积量高达 315 mg · kg⁻¹,符合超累积植物地上部 Cu 含量≥300 mg · kg⁻¹标准;但其转移系数(TF)仅为 0.7,小于 1,故仍不能将其定义为超累积植物(各种重金属超累积植物评定标准^[22]:地上部 Cd 含量

$\geq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb 含量 $\geq 1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Zn 含量 $\geq 3000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, As 含量 $\geq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu 含量 $\geq 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Mn 含量 $\geq 10000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cr 含量 $\geq 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; TF > 1)。

4) 芒属植物主要将重金属累积在地下部器官。多数芒属植物的重金属转运系数小于 1,但在某些条件下也出现地上部重金属累积量大于地下部的情况。例如,吴结春^[23]发现,南荻对 Zn 的吸收转运系数可达 1.3。分析表 1 的统计结果发现,总体上,芒属植物对 Pb、Zn、As 和 Cr 的吸收转运能力相对较强,而对 Mn、Cu 和 Cd 的吸收转运能力相对较弱。

2.3 芒属植物对重金属耐性的主要机理

植物应答外界重金属胁迫响应是一个复杂的过程,至少包括感受重金属胁迫信号、启动抵御重金属胁迫机制以及产生重金属胁迫伤害等反应过程^[38]。芒属植物对多种重金属表现出较强耐性,然而其耐重金属机理尚未完全明确。目前的研究文献认为,芒属植物表现出较强重金属耐性主要与以下 3 方面有关。

2.3.1 根系代谢能力强 芒属植物根系生物量大,例如奇岗每年累积地下部干质量 $11 \sim 20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,碳储量为 $7.5 \sim 10 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[39]。芒属植物每年归还大量根系残留物于土壤。Amougou 等^[39]估算到,奇岗每年有 $1.3 \sim 1.9 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 干质量根系归还于土壤,这些根系中总糖和 Klason 木质素含量分别高达 68.1% 和 20.4%。这些含碳化合物的归还,一方面满足了根际微生物的生存需要,另一方面可以螯合根际重金属离子。Iqbal 等^[40]认为,土壤中重金属有效性 < $50 \mu\text{m}$ 粒径土壤的重金属含量呈显著正相关,而与 $20 \sim 50$ 和 $200 \sim 2000 \mu\text{m}$ 粒径土壤的有机碳含量呈显著负相关。他们发现,与种植其他作物相比,种植芒属植物 3 年后,土壤中有机碳显著增加,特别是 $20 \sim 50$ 和 $200 \sim 2000 \mu\text{m}$ 粒径土壤的有机碳含量;从而降低了土壤重金属有效性。另外,芒属植物根系发达,表现出较强的呼吸和分泌能力。Hromádsko 等^[41]发现,奇岗根系可以分泌包括天冬氨酸、组氨酸、精氨酸和丙氨酸等 17 种氨基酸,并且每小时每克干质量的根分泌氨基酸达 0.22 mmol 。铝胁迫条件下,每株中国芒两天的柠檬酸和苹果酸分泌量分别达到 700 和 $25 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[42]。这些羧酸类有机物(如柠檬酸、苹果酸和草酸等)和氨基酸类有机物(如组氨酸)均能有效络合重金属离子,降低其对植物的毒性及其在土壤中的移动性^[38],从而缓解根际重金属对芒属植物的毒害胁迫。

2.3.2 芒属植物具有较强抗氧化和光合作用能力

植物正常启动抗氧化防御机制,提高其抗氧化能力,是减缓重金属胁迫伤害和提高植物自身重金属耐性的重要措施。Sharmin 等^[43]发现,Cr 胁迫诱发中国芒根系过氧化氢和丙二醛含量急剧增加,并且根系出现明显膜质过氧化。进一步的蛋白双向电泳检测结果显示,Cr 处理后,中国芒根系中与光合作用、能量和氮代谢以及氧化胁迫相关的 36 种蛋白的表达出现变化。与此相似,Xue 等^[44]通过蛋白双向电泳检测也发现,受重金属锑(Sb)胁迫影响,中国芒根系和叶片中与抗氧化、光合作用及细胞生长等有关的 31 种蛋白的表达出现波动;特别是参与抗氧化反应的抗坏血酸过氧化物酶(APX)、愈创木酚过氧化物酶(POD)及谷胱甘肽 S 转移酶(GST)等蛋白的表达明显增强。这些结果表明,抗氧化防御机制和光合效率在芒属植物抵御重金属胁迫反应中扮演重要角色。

Ezaki 等^[45]通过比较 49 种植物对铝、重金属和氧化毒害的耐性差异,发现中国芒对这些逆境胁迫都表现出较强耐性;这主要与中国芒具有更强的抗氧化胁迫能力存在很大关系。为了缓解重金属胁迫,五节芒和荻均不同程度地调整其光合作用效率和抗氧化能力。例如,在低浓度的 Pb、Zn 或 Cd 胁迫下,五节芒和荻均提高其叶绿素含量以及超氧化物歧化酶(SOD)和 POD 活性^[19,46]。Firmin 等^[47]发现,接种摩西管柄囊霉(*Funneliformis mosseae*)可以提高奇岗的抗氧化能力,从而减轻了重金属胁迫所诱发的氧化毒害,加快了奇岗在重金属污染土壤的定居速度,表明人为提高芒属植物的抗氧化能力可以增强芒属植物对重金属耐性。

2.3.3 芒属植物根际存在多种有益微生物 多种根际有益微生物与芒属植物互利共生。这些微生物大部分寄生于芒属植物根系,协助芒属植物吸收养分,并分泌有机酸钝化根际重金属或促进芒属植物根系对重金属无毒化吸收,进而有利于芒属植物在贫瘠且重金属污染严重的土壤生存。目前在芒属植物根际发现的有益微生物主要有:具有固氮功能的德巴瑞纳固氮根瘤菌(*Azospirillum doebereineriae*)^[9];促进奇岗氮吸收的氨氧化菌(AOB)和氨氧化古生菌(AOA)^[48];减轻根际重金属毒害,提高芒抗氧化能力和养分吸收能力的假单胞菌属 *Pseudomonas koreensis* AGB-1^[49]等。Ollivier 等^[48]注意到,在土壤 As 含量为 $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 Pb 含量为 $0.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的条件下,大量高活性的 AOA 存在于奇岗根际,奇岗能生长正常;当这两种重金属含量分别达到 83 和 $15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,奇岗根际 AOA 活性和数量明显下降,奇

岗的生长受抑制;表明根际 AOA 的数量和活性在一定程度上影响了奇岗对 As 和 Pb 的耐性.如果将外源微生物接种于芒属植物根际,芒属植物对重金属的耐性显著提高.例如,与不接种木霉菌 (*Trichoderma*) 相比,接种木霉菌的奇岗的 Cr、Ni 和 Cu 吸收转运系数分别是前者的 3.39、1.90 和 1.10 倍^[50].Babu 等^[49]也发现,在中国芒根际外源接种 AGB-1,中国芒生物量增加了 54%;根系的 As、Cd、Cu、Pb 和 Zn 累积量分别增加了 23%、31%、7%、18% 和 15%,这些重金属在地上部的累积也分别增加了 31%、71%、61%、22% 和 21%.

与其他作物相比,目前对芒属植物的重金属耐性机理的了解还不够全面.对于芒属植物的重金属耐性机理的研究,还有较多问题尚未触及或开展研究.例如,芒属植物是如何启动其抗氧化机制的?芒属植物是否存在目前广泛认可的参与重金属吸收转运的锌铁调控蛋白 (ZRT, IRT-like protein, ZIP) 或自然抵抗相关巨噬细胞蛋白 (natural resistance-associated macrophage protein, Nramp) 等家族蛋白?或者是芒属植物具有自己独特的重金属吸收转运蛋白?深入探讨这些问题,有助于我们挖掘芒属植物甚至其他植物的重金属耐性机理,也有助于我们合理开发和利用芒属植物.

3 芒属植物在矿山废弃地植被恢复中的应用潜力

3.1 芒属植物在矿山废弃地植被恢复中的优势和劣势

与其他植物相比,芒属植物在矿山废弃地植被恢复中具有一定优势(图 1).芒属植物生态适应性强,特别是芒属植物具有很强的耐旱能力,这确保芒属植物在生态系统极端退化、水分缺乏的矿山废弃地正常生长,也满足了矿山废弃地恢复中少管理的需要.芒属植物生长快,其植被建植期 2~3 年,植被郁闭度高^[8].这满足了在短时间内增加废弃地植被覆盖和控制水土流失的修复目的.芒属植物生物量大,一方面,增强了芒属植物对土壤重金属的清除能力;另一方面,可以产生并归还土壤大量有机物.例如,芒属植物凋落物和地下器官分解回归土壤,每年可分别增加土壤的碳量 10 和 1.5 t·hm⁻²^[7,39],这对矿区土壤生境恢复起着非常积极的作用.与其他的单一重金属元素超累积植物相比,在修复多种重金属复合污染矿山废弃地的先锋植物选择方面,芒属植物更具优势.芒属植物是最有潜力的能源植物之一,如中国芒、五节芒和南荻的干物质热值均超过

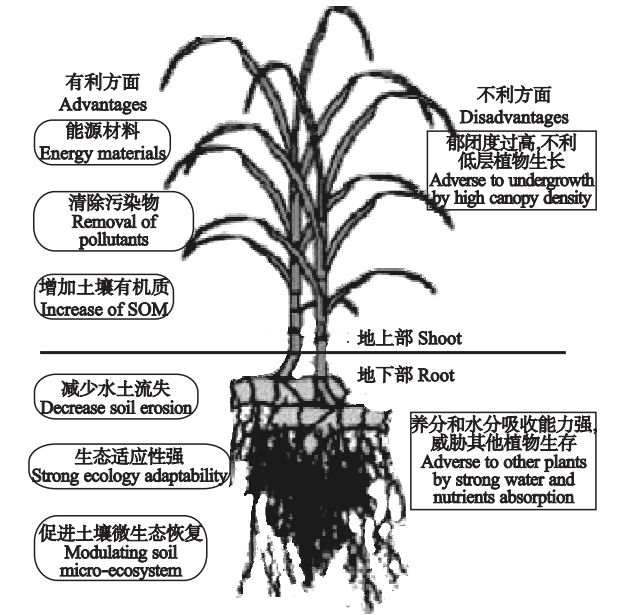


图 1 芒属植物在矿山废弃地植被恢复中的有利和不利表现
Fig.1 Advantages and disadvantages of *Miscanthus* for phytoremediation in abandoned mine land.

17 MJ·kg⁻¹^[51].目前在英国能源供应结构中,奇岗生物质能源所占比例为 10%;预计到 2050 年能满足欧盟 12% 的能源需求^[51].Xue 等^[52]估算,如果充分发挥国内芒属植物的种植潜力,国内芒属植物的每年干质量产量将达 1.4×10⁸ t,可替代 6.5×10⁷ t 标准煤.可见,利用芒属植物修复矿山废弃地,在实现生态效益的同时也可以充分发挥矿山废弃地的经济价值.

然而,芒属植物的大规模生长不利于后期矿山废弃地生态多样性的构建(图 1).这主要表现为:1) 芒属植物生长快,植株高大,植被形成后郁闭度高,不利于低层植物的生长;2) 芒属植物生态适应性强,根系发达,具有很强的养分和水分吸收能力,在有限的养分和水分供应条件下将威胁其他植物的生存.可见,要实现矿山废弃地生态多样性功能恢复,在后期的修复过程中需要合理疏伐和控制芒属植物的生长.另外,芒属植物主要将重金属累积在地下器官.如果未能将芒属植物地下器官彻底移出修复地,地下器官累积的重金属就依然存在土壤中,对生物链的威胁就依然存在.

3.2 芒属植物具有较强土壤重金属清除能力

重金属含量过高是导致矿山废弃地生态退化的关键原因^[3].因此,清除土壤重金属、降低土壤重金属活性是矿山废弃地植被恢复的重要目标.芒属植物对土壤重金属表现出较强的去除能力.在一定条件下,获通过根系和地上部对重金属加以累积和清除,对土壤 As 的去除能力高达 97.7%,对其他重金

属如 Cu、Pb、Ni、Cd 和 Zn 的去除能力也分别达到 86.4%、77.5%、61.0%、56.2% 和 42.9%^[27]。张崇邦等^[53]发现,在同一尾矿区的裸地上,Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量分别为 2630.2、4637.2、91.3 和 31.7 mg·kg⁻¹;而五节芒分布盖度为 16.7% 的尾矿地,Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量分别下降为 870.1、1366.2、37.3 和 9.1 mg·kg⁻¹;五节芒分布盖度为 80.3% 的尾矿地,Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量仅分别为 158.9、599.8、21.9 和 3.4 mg·kg⁻¹;表明五节芒在尾矿地的定居有效降低了土壤中重金属含量,并且随着其分布盖度的加大,土壤中重金属含量下降更为明显。在法国 Limousin 矿山废弃地的试验结果显示,在 3 个月的时间内,每公顷奇岗清除土壤中 As、Sb 和 Pb 的总量分别高达 896、146 和 332.2 g^[54]。罗马尼亚 Cop a Mică 地区矿山废弃地的试验结果也表明,种植奇岗每年可清除 Pb 和 Cd 的量为 35~55 g·hm⁻²^[55]。Koccon 等^[56]通过跟踪分析奇岗在波兰 Puławy 铅锌矿废弃地 3 年的生长情况,发现随时间延长,奇岗在矿山废弃地的生长适应性也增强;奇岗每年对土壤 Zn 清除能力为 718 mg·m⁻²,对 Pb 清除能力为 8.5 mg·m⁻²,对土壤 Zn 和 Pb 的清除能力远高于试验对照植物黄花稔(*Sida hermaphrodita*)。

种植芒属植物也可以降低土壤重金属活性。张崇邦等^[53]发现,与尾矿裸地相比,五节芒定居后尾矿地的 Cd、Pb 和 Zn 碳酸盐结合态和硫化物-有机物结合态比例升高,而阳离子可交换态比例降低。同样,芒属植物的覆盖率越高重金属活性下降越明显。成熟期五节芒的覆盖率远高于移栽期。相应地,五节芒成熟期土壤中有机关结合态铅和锌的含量分别是移栽期的 14.79 和 9.33 倍;相反,成熟期土壤中的离子交换态铅和锌显著下降,仅分别为移栽期的 0.06 和 0.29 倍^[45]。上述结果表明,芒属植物具有较强的土壤重金属清除能力,可以通过大规模种植芒属植物实现清除矿山废弃地土壤重金属的目的。鉴于此,法国、罗马尼亚和波兰等国家已尝试通过大规模种植奇岗修复重金属污染土壤,短期的试验检测结果发现,其修复效果较理想,保守估算奇岗一年可以从废弃地吸收 Cd、Pb 和 Zn 的量分别为 55、85 和 720 g·hm⁻²^[54-56]。相关试验的长期结果仍有待进一步跟踪报道。

3.3 芒属植物定居可改善矿山废弃地土壤性质

导致矿山废弃地生态退化的另一个重要原因是地表土层和植被破坏。采矿过程特别是露天采矿直接破坏地表土层和植被,导致遗留的裸露土层土壤

性质非常差,主要表现为:土壤质地过砂,水分缺乏,土壤酸化或者盐碱化,营养物质不足而毒性物质过高,生物种类急剧减少^[3]。改良土壤成为实现矿山废弃地植被恢复的前提条件。此外,矿山植被恢复最大的限制因子是水的问题。在浙江台州铅锌尾矿砂废弃地^[53]、湖南湘西花垣铅锌尾矿库废弃地^[15]、法国 Courcelles-lès-Lens 铅锌冶炼厂废弃地^[40]、罗马尼亚 Cop a Mică 地区矿山废弃地^[57]以及法国北部煤矿区废弃地^[58]等的试验表明,芒属植物在矿山废弃地的定居,增加了矿山废弃地土壤碳输入,明显改善了土壤养分状况,提高了土壤团聚体稳定性和土壤持水能力。其中,朱佳文等^[15]调查五节芒定居后湘西花垣铅锌尾矿区地的土壤性质,发现与裸地相比,五节芒定居后土壤 pH 下降了 0.64,盐碱化现象改善;并且土壤有机质、全氮和含水量则分别提高了 214.4%、83.7% 和 1367.6%。矿山废弃地土壤性质的改善,主要与芒属植物地下器官和凋落物在土壤中的分解有关。McCalmont 等^[7]指出,芒属植物凋落物和地下器官分解将大量有机碳回馈于土壤,这不但增加了土壤有机质含量,有利于养分循环,还改善了土壤质地、土壤结构和土壤持水能力(种植奇岗让土壤持水量维持为 100~150 mm 稳定范围),减少养分特别是氮的流失。因此,可以通过一定规模地种植芒属植物,收获秸秆并归还土壤,以提高土壤有机质改善土壤性质,进而实现矿山废弃地的多样化植被恢复。

3.4 芒属植物定居促进矿山废弃地生物多样性发展

生物多样性锐减是矿山废弃地生态退化的结果,实现矿山废弃地生物多样性恢复是矿山废弃地生态恢复的主要目的。一些研究表明,芒属植物可以作为重金属污染矿区植被恢复的先锋种和建群种,适当规模的芒属植物定居有利于植物群落、微生物群落甚至土壤动物群落的多样化发展^[14-16,59-60]。秦建桥等^[61]分析广东大宝山演替时间不同的 4 个尾矿库环境特点和植物群落,发现演替时间最短的样地 1 只有 9 种植物,并且优势种五节芒的重要值为 66.25;而演替时间最长的样地 4 有 35 种植物,优势种五节芒的重要值仅为 45.05。这表明随演替时间延长,这些样地的植物群落结构由五节芒等较少先锋物种组成的简单群落演为稳定多样的群落。张崇邦等^[53]和王江等^[62]的试验结果显示,五节芒在矿山废弃地定居后,与废弃地裸地相比,五节芒定居地的大量土壤微生物指标包括微生物碳、微生物氮、微生

物磷、微生物基础呼吸速率以及微生物功能参数(矿化作用和多样性指数)均获得明显提高.在微生物种类上,Bourgeois 等^[58]发现,奇岗定居后重金属污染土壤的细菌和真菌多样性分别提高了 20%和 10%.甚至 Hedde 等^[60]发现,奇岗在重金属污染土壤的定居促进了动物群落的多样化发展,小型穴居动物和大型无脊椎动物的数量明显增加.

3.5 国内利用芒属植物修复矿山废弃地的限制因素

尽管芒属植物对重金属具有较强耐性,可以有效应用于矿山废弃地修复.然而,目前国内大部分的矿山植被恢复过程中并没有充分发挥芒属植物的相关优势.其限制因素主要有:

1)国内大部分矿山废弃地的土壤和其他生态环境极端恶劣,并不适合芒属植物和其他耐性植物的直接定居.要高效发挥芒属植物的修复功能,需要根据芒属植物的特性适当改良和培育土壤,或者根据土壤特点对芒属植物进行遗传改良,否则芒属植物的优势难以体现.

2)生物质能源的开发利用受限.目前国内芒属植物能源利用开发明显滞后于欧美国家,还没出现芒属植物工业化利用的产业^[52],这严重制约着国内芒属植物大规模种植,也影响了芒属植物在矿山废弃地植被恢复上的经济效益的实现.

3)对后续造林育林的担忧.矿山废弃地植被恢复的最终目的是恢复样地的原生态,即要恢复样地合适的乔、灌和草配比的生态结构.鉴于芒属植物生长快、生物量大及生态适应性强的特点,未免存在对芒属植物过度生长导致后续造林育林难度加大的担忧.

4 展 望

综上所述,芒属植物对多种重金属具有较强耐性,其在矿山废弃地的植被恢复中具有非常大的应用潜力.然而,利用芒属植物修复矿山废弃地土壤不

可过于冒进.根据矿山废弃地的生态现状和修复目的以及芒属植物的生物特性,提出合理的修复思路是非常必要的.针对生态破坏较轻的矿山废弃地,如果适当改良土壤后乡土植物可以正常生长,则应该通过改良土壤直接合理种植乡土植物,使矿山废弃地在短时间内恢复生态功能.对于生态状况极端恶劣且土壤改良成本过高的矿山废弃地,应遵循增加植被覆盖度、让植被反作用于土壤、改善土壤理化性质和降低重金属有效性的自然恢复机制^[63],结合实现控制水土流失和减轻重金属对地下水及下游地表水污染的目的,建议适当规模种植芒属植物进行植被恢复.可以从以下两条思路开展植被恢复(图 2):1)经济利用型恢复,长期大规模种植和管理芒属植物,每年收获芒属植物秸秆并且进行生物质能源利用;2)生态功能型恢复,短期(2~3 年)大规模种植和管理芒属植物,然后一次性全部收获芒属植物并将其归还于土壤,通过大量归还有机物和微生物作用改良土壤,随后对废弃地进行适当翻耕整地和合理种植乡土植物,以控制芒属植物生长并利于乡土植物植被建植.第一种思路主要针对于修复经费投入有限的地区,可以实现修复过程的经济和生态同时获得收益.这两种方式的修复,可根据各阶段的土地利用目的进行相互转换,以充分发挥芒属植物在矿山废弃地植被恢复中的生态和经济效益.

另外,需要深入探讨芒属植物的重金属耐性机理,进一步挖掘芒属植物在矿山废弃地植物恢复和重金属污染土壤修复的潜力.根据利用芒属植物清除土壤重金属的目的需要,可以以中国芒或五节芒为母本,借助传统的杂交技术或者基因工程技术培育具有强重金属吸收转移能力且生物量大的芒属植物新品种.而针对于希望通过种植芒属植物发挥矿山废弃地或重金属污染土壤的经济效益的目的需要,可以以奇岗或南荻为母本,培育秸秆产量高且秸秆重金属累积低的芒属植物新品种.需要深入研究芒属植物与其他植物配合多样化修复的可行性,

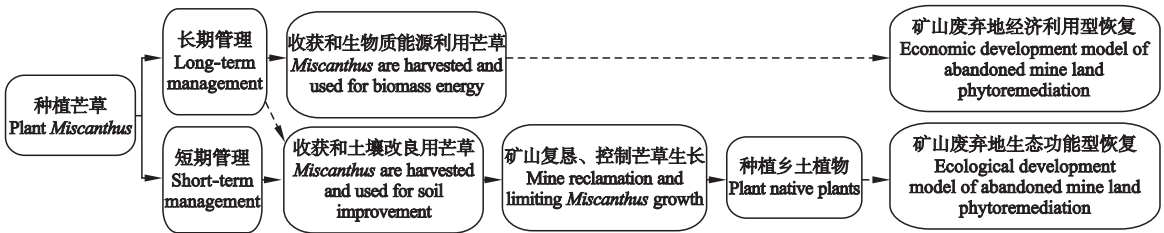


图 2 利用芒属植物修复矿山废弃地的基本思路
Fig.2 Suggestions for managing abandoned mine land using *Miscanthus*.

探讨芒属植物与其他植物特别是乔灌木的相互作用机制,挖掘芒属植物对其他林木的护理功能.这样,可以发挥芒属植物在修复前期作为先锋植物改善生态环境、在修复后期作为护理植物促进多物种生态系统形成的作用.此外,芒属植物根际存在多种耐有机、无机污染的微生物,可以对这些微生物深入研究,筛选、工业化培养和产业化利用这些微生物.

参考文献

- [1] Lin GCS, Ho SPS. China's resources and land-use change: Insights from the 1996 land survey. *Land Use Policy*, 2003, **20**: 87–107
- [2] The State Council of the People's Republic of China (中华人民共和国中央人民政府). The Action Plan on Prevention and Control of Soil Pollution [EB/OL]. (2016-05-31) [2016-06-15]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-05/31/content_5078377.htm (in Chinese)
- [3] Li Y-G (李永庚), Jiang G-M (蒋高明). Ecological restoration of mining wasteland in both China and abroad: An over review. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2004, **24**(1): 95–100 (in Chinese)
- [4] Heaton EA, Dohleman FG, Long SP. Meeting US biofuel goals with less land: The potential of *Miscanthus*. *Global Change Biology*, 2008, **14**: 2000–2014
- [5] Brosse N, Dufour A, Meng X, *et al.* *Miscanthus*: A fast-growing crop for biofuels and chemicals production. *Biofuels Bioproducts and Biorefining*, 2012, **6**: 580–598
- [6] Nsanganwimana F, Pourrut B, Waterlot C, *et al.* Metal accumulation and shoot yield of *Miscanthus × giganteus* growing in contaminated agricultural soils: Insights into agronomic practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2015, **213**: 61–71
- [7] McCalmont JP, Hastings A, McNamara NP, *et al.* Environmental costs and benefits of growing *Miscanthus* for bioenergy in the UK. *GCB Bioenergy*, 2016, Doi: 10.1111/gcbb.12294
- [8] Chung JH, Kim DS. *Miscanthus* as a potential bioenergy crop in East Asia. *Journal of Crop Science and Biotechnology*, 2012, **15**: 65–77
- [9] Eckert B, Weber OB, Kirchhof G, *et al.* *Azospirillum doebereineriae* sp. nov., a nitrogen-fixing bacterium associated with the C₄-grass *Miscanthus*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2001, **51**: 17–26
- [10] Pyter R, Heaton E, Dohleman F, *et al.* Agronomic experiences with *Miscanthus × giganteus* in Illinois, USA// Mielenz JR, ed. *Biofuels: Methods and Protocols*. New York: Human Press, 2009: 41–52
- [11] Chen SR, Renvoize SA. *Miscanthus* // Wu ZL, Raven PH, eds. *Flora of China*. Beijing: Science Press, 2006: 581–583
- [12] Fernando A, Duarte P, Oliveira JFS. Bioremoval of heavy metals from soil by *Miscanthus sinensis × giganteus*. *Biomass for Energy and the Environment, Proceedings of the 9th European Bioenergy Conference*, Copenhagen, 1996: 531–536
- [13] Wilkins C. The uptake of copper, arsenic and zinc by *Miscanthus*-environmental implications for use as an energy crop. *Aspects of Applied Biology*, 1997, **49**: 335–340
- [14] Wei C-Y (韦朝阳), Chen T-B (陈同斌). The ecological and chemical characteristics of plants in the areas of high arsenic levels. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 2002, **26**(6): 695–700 (in Chinese)
- [15] Zhu J-W (朱佳文), Zou D-S (邹冬生), Xiang Y-C (向言词), *et al.* Pioneer species on remediation of heavy metal contamination in lead/zinc mine tailings pond. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), 2011, **25**(6): 207–210 (in Chinese)
- [16] Huang X-J (黄小娟), Jiang C-S (江长胜), Hao Q-J (郝庆菊). Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mine land of Chongqing. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2014, **34**(15): 4201–4211 (in Chinese)
- [17] Zhang H-M (张会敏), Yuan Y (袁艺), Jiao H (焦慧), *et al.* Heavy Metal absorption and enrichment characteristics by 8 plant species settled naturally in Xiangsigu copper tailings. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 2015(5): 886–891 (in Chinese)
- [18] Wanat N, Austruy A, Joussein E, *et al.* Potentials of *Miscanthus × giganteus* grown on highly contaminated Technosols. *Journal of Geochemical Exploration*, 2013, **126**: 78–84
- [19] Zhang J, Yang SY, Huang YJ, *et al.* The tolerance and accumulation of *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth., an energy plant species, to cadmium. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, **17**: 538–545
- [20] Chen J-D (陈家栋). Soil Heavy Metal Pollution of Dabaoshan Mine and the Ecological Rehabilitation Technology for Abandoned Mining Area. Master Thesis. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2012 (in Chinese)
- [21] Barbosa B, Boléo S, Sidella S, *et al.* Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils using the perennial energy crops *Miscanthus* spp. and *Arundodonax* L. *Bioenergy Research*, 2015, **8**: 1500–1511
- [22] Van der Ent A, Baker AJM, Reeves RD, *et al.* Hyper-accumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant and Soil*, 2013, **362**: 319–334
- [23] Wu J-C (吴结春). The Analyses of Heavy-Metal Trace and Selection of Heavy-Metal Accumulation Plants in Wetlands of the Poyang Lake. Master Thesis. Nanchang: Nanchang University, 2007 (in Chinese)
- [24] Dong M (董萌), Zhao Y-L (赵运林), Ku W-Z (库文珍), *et al.* Cadmium enrichment characteristics of eight dominant plant species in Dongting Lake wetland. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2011, **30**(12): 2783–2789 (in Chinese)
- [25] Pogrzeba M, Krzyzak J, Sas-Nowosielska A, *et al.* A

- heavy metal environmental threat resulting from combustion of biofuels of plant origin// Simeonov LI, Kochubovski MV, Simonova BG, eds. Environmental Heavy Metal Pollution and Effects on Child Mental Development; Risk Assessment and Prevention Strategies. Amsterdam, the Netherlands: Springer, 2011: 213–225
- [26] Shi R (石 润). Research on Screening of Plant Species and the Effect of Plant Community Modal for Ecological Remediation in a Lead-zinc Polluted Area. Master Thesis. Hunan: Central South University of Forestry and Technology, 2015 (in Chinese)
- [27] Bang J, Kamala-Kannan S, Lee KJ, *et al.* Phytoremediation of heavy metals in contaminated water and soil using *Miscanthus* sp. Goedae-Uksae 1. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, **17**: 515–520
- [28] Mao S-H (毛石花), Luo L (罗 琳), Chen Y-J (陈雨佳), *et al.* Investigation on endurance and adsorption behaviors of *Triarrhena lutarioriparia* of lead in soil. *Environmental Science and Management* (环境科学与管理), 2013, **38**(1): 55–58 (in Chinese)
- [29] Li C, Xiao B, Wang QH, *et al.* Phytoremediation of Zn and Cr-contaminated soil using two promising energy grasses. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2014, **225**: 1–12
- [30] Wang Y, Zhan M, Zhu H, *et al.* Distribution and accumulation of metals in soils and plant from a lead-zinc mine land in Guangxi, South China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2012, **88**: 198–203
- [31] Xue L, Liu JF, Shi SQ, *et al.* Uptake of heavy metals by native herbaceous plants in an antimony mine (Hunan, China). *CLEAN—Soil, Air, Water*, 2014, **42**: 81–87
- [32] Leung HM, Ye ZH, Wong MH. Survival strategies of plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi on toxic mine tailings. *Chemosphere*, 2007, **66**: 905–915
- [33] Korzeniowska J, Stanislawski-Glubiak E. Phytoremediation potential of *Miscanthus* × *giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**: 11648–11657
- [34] Zhang J (张 杰), Zhou S-B (周守标), Huang Y-J (黄永杰), *et al.* Copper tolerance and accumulation characteristics of energy plant *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报). 2013, **27**(2): 168–173 (in Chinese)
- [35] Liu J, Zhang X, Li T, *et al.* Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**: 2269–2279
- [36] Fernando AL, Godovikova V, Oliveira JFS. *Miscanthus* × *giganteus*: Contribution to a sustainable agriculture of a future/present-oriented biomaterial. *Materials Science Forum*, 2004, **455**: 437–441
- [37] Zhu YM, Wei CY, Yang LS. Rehabilitation of a tailing dam at Shimen County, Hunan Province: Effectiveness assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, **30**: 178–183
- [38] Hall JL. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 2002, **53**: 1–11
- [39] Amougou N, Bertrand I, Machet JM, *et al.* Quality and decomposition in soil of rhizome, root and senescent leaf from *Miscanthus* × *giganteus*, as affected by harvest date and N fertilization. *Plant and Soil*, 2011, **338**: 83–97
- [40] Iqbal M, Bermond A, Lamy I. Impact of *Miscanthus* cultivation on trace metal availability in contaminated agricultural soils: Complementary insights from kinetic extraction and physical fractionation. *Chemosphere*, 2013, **91**: 287–294
- [41] Hromádko L, Vranová V, Techer D, *et al.* Composition of root exudates of *Miscanthus* × *giganteus* Greef et Deu. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 2014, **58**: 71–76
- [42] Kayama M. Comparison of the aluminum tolerance of *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Miscanthus sacchariflorus* Benth. in hydroculture. *International Journal of Plant Sciences*, 2001, **162**: 1025–1031
- [43] Sharmin SA, Alam I, Kim KH, *et al.* Chromium-induced physiological and proteomic alterations in roots of *Miscanthus sinensis*. *Plant Science*, 2012, **187**: 113–126
- [44] Xue L, Ren HD, Li S, *et al.* Comparative proteomic analysis in *Miscanthus sinensis* exposed to antimony stress. *Environmental Pollution*, 2015, **201**: 150–160
- [45] Ezaki B, Nagao E, Yamamoto Y, *et al.* Wild plants, *Andropogon virginicus* L. and *Miscanthus sinensis* Anders., are tolerant to multiple stresses including aluminum, heavy metals and oxidative stresses. *Plant Cell Reports*, 2008, **27**: 951–961
- [46] Mao S-H (毛石花). Investigation on Tolerance and Enrichment Characteristics of *Miscanthus* to Pb and Zn in Polluted Soil. Master Thesis. Changsha: Hunan Agricultural University, 2013 (in Chinese)
- [47] Firmin S, Labidi S, Fontaine J, *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungal inoculation protects *Miscanthus* × *giganteus* against trace element toxicity in a highly metal-contaminated site. *Science of the Total Environment*, 2015, **528**: 91–99
- [48] Ollivier J, Wanat N, Austruy A, *et al.* Abundance and diversity of ammonia-oxidizing prokaryotes in the root-rhizosphere complex of *Miscanthus* × *giganteus* grown in heavy metal-contaminated soils. *Microbial Ecology*, 2012, **64**: 1038–1046
- [49] Babu AG, Shea PJ, Sudhakar D, *et al.* Potential use of *Pseudomonas koreensis* AGB-1 in association with *Miscanthus sinensis* to remediate heavy metal (loid)-contaminated mining site soil. *Journal of Environmental Management*, 2015, **151**: 160–166
- [50] Kacprzak MJ, Rosikon K, Fijalkowski K, *et al.* The effect of *Trichoderma* on heavy metal mobility and uptake by *Miscanthus giganteus*, *Salix* sp., *Phalaris arundinacea*, and *Panicum virgatum*. *Applied and Environmental*

- Soil Science*, 2014, **2014**: 1–10
- [51] Lappa E, Christensen PS, Klemmer M, *et al.* Hydrothermal liquefaction of *Miscanthus × giganteus*: Preparation of the ideal feedstock. *Biomass and Bioenergy*, 2016, **87**: 17–25
- [52] Xue S, Lewandowski I, Wang X, *et al.* Assessment of the production potentials of *Miscanthus* on marginal land in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, **54**: 932–943
- [53] Zhang C-B (张崇邦), Wang J (王江), Ke S-S (柯世省), *et al.* Effects of natural inhabitation by *Miscanthus floridulus* on heavy metal speciation and function and diversity of microbial community in mine tailing sand. *Chinese Journal of Plant Ecology* (植物生态学报), 2009, **33**(4): 629–637 (in Chinese)
- [54] Wanat N. Potential Adaptation of *Miscanthus × giganteus* for the Phytoremediation of a Former Mine Site Highly Contaminated. PhD Thesis. Limoges: Université de Limoges, 2011
- [55] Barbu CH, Pavel BP, Sand C, *et al.* *Miscanthus sinensis × giganteus* cultivated on soils polluted with heavy metals: A valuable replacement for coal. International Conference on Green Remediation, Conference Summary Papers. Amherst: University of Massachusetts Amherst, 2010: 1–12
- [56] Kocon A, Matyka M. Phytoextractive potential of *Miscanthus giganteus* and *Sida hermaphrodita* growing under moderate pollution of soil with Zn and Pb. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 2012, **10**: 1253–1256
- [57] Pavel PB, Puschenreiter M, Wenzel WW, *et al.* Aided phytostabilization using *Miscanthus sinensis × giganteus* on heavy metal-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 2014, **479**: 125–131
- [58] Pelfrène A, Kleckorová A, Pourrut B, *et al.* Effect of *Miscanthus* cultivation on metal fractionation and human bioaccessibility in metal-contaminated soils: Comparison between greenhouse and field experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**: 3043–3054
- [59] Bourgeois E, Dequiedt S, Lelièvre M, *et al.* Positive effect of the *Miscanthus* bioenergy crop on microbial diversity in wastewater-contaminated soil. *Environmental Chemistry Letters*, 2015, **13**: 495–501
- [60] Hedde M, van Oort F, Boudon E, *et al.* Responses of soil macroinvertebrate communities to *Miscanthus* cropping in different trace metal contaminated soils. *Biomass and Bioenergy*, 2013, **55**: 122–129
- [61] Qin J-Q (秦建桥), Xia B-C (夏北成), Hu M (胡萌), *et al.* Analysis of the vegetation succession of tailing wasteland of Dabaoshan Mine, Guangdong Province. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2009, **28**(10): 2085–2091 (in Chinese)
- [62] Wang J (王江), Zhang C-B (张崇邦), Chang J (常杰), *et al.* Effects of *Miscanthus floridulus* on microbial biomass and basal respiration in heavy metals polluted soils. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2008, **19**(8): 1835–1840 (in Chinese)
- [63] Liu H-Y (刘鸿雁), Xing D (邢丹), Xiao J-J (肖玖军), *et al.* Interactions between natural vegetation succession and waste residue in lead-zinc tailings deposited sites. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2010, **21**(12): 3217–3224 (in Chinese)

作者简介 吴道铭,男,1987年生,博士,讲师.主要从事植物逆境分子生理、重金属耐性植物筛选及矿山植被修复研究. E-mail: dmwu@scau.edu.cn

责任编辑 肖红
