

韶关矿产资源开采地区土壤生态系统的微生物生态效应研究

秦建桥*, 汪永红, 李朝晖, 罗育池, 朱祉熹

广东省环境科学研究院, 广东 广州 510045

摘要:韶关地区大宝山铁多金属矿产资源的开采给环境带来了严重的危害。采选冶产生的废液及固体废弃物堆积的淋滤酸水, 携带浸滤出的大量重金属离子排入下游河道, 严重影响矿区及酸水流域的生态环境。通过对该铅锌矿区土壤重金属分布、土壤微生物数量与植物重金属积累特征进行采样分析研究, 结果表明: 铅锌矿区土壤各重金属元素质量分数均高于对照土壤, 矿区土壤均受到不同程度的污染; 五节芒(*Miscanthus floridulus*)植物中的元素质量分数表现为 $Zn > Pb > Cu > Cd$, Zn 与土壤元素的相关性最为显著, 其次为 Pb; 与对照土壤相比, 矿区土壤微生物总数下降了 68.43%~80.32%, 各主要生理类群数量均呈下降趋势。矿区土壤生态系统处于不利于有益微生物的繁殖和活动的境地, 从而大大削弱了土壤中 C、N 营养元素循环速率和能量流动。

关键词: 矿产资源; 重金属; 土壤生态系统; 微生物生态效应

中图分类号: X172

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2012) 05-0942-05

土壤重金属元素含量除受其成土母质的影响外, 还主要受人类活动的影响, 其中金属矿产资源开采与冶炼对土壤污染最大^[1]。我国广东省韶关地区有色金属矿分布密集, 大量土壤遭采矿破坏或重金属污染, 并造成土壤生态系统的严重破坏^[2]。矿区土壤污染在地表径流和生物地球化学作用下还会发生迁移, 危害毗邻地区的环境质量, 受污染的农产品则会通过食物链危害人体健康。因此开展矿区土地复垦, 使退化土地得以恢复和重新利用, 已成为环境科学和土壤学的热点问题之一^[3-4]。目前, 国内外研究重点一直放在土壤生态系统植被重建及工程技术上, 对矿区土壤微生物群落与土壤重金属含量及植物重金属积累之间的关系研究少有报道^[5]。由于重金属污染长期存在, 矿区土壤的微生物区系发生明显变化, 对重金属污染的敏感程度不同, 土壤微生物生物化学特征发生显著变化, 同时一些植物经过长期进化和自然选择作用, 逐渐进化为重金属积累生态型, 在矿区的复垦中具有重要作用^[6]。因此, 积极开展这方面的研究, 弄清矿区植物重金属积累与土壤微生物学及生物化学特征间的响应机理, 对于了解矿山土壤生态系统退化的本质和成因具有重要作用^[4,7], 对促进矿山土壤生态系统的恢复和重建有重要意义。

本文通过对韶关矿产资源典型开采地区—大宝山铅锌矿区土壤生态系统的土壤重金属分布、土壤微生物数量与植物重金属积累特征的研究, 为同

类矿区污染土壤环境质量评价及超积累植物种质资源的寻找提供生物学依据, 旨在为该地区土壤的合理利用以及开展污染土壤的植物修复提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地区概况

大宝山矿地处广东省韶关市曲江区和浈源县的交界处, 流域影响范围为东经 113°40′—113°43′, 北纬 24°30′—24°36′。该区位于亚热带季风气候温暖潮湿多雨, 表层岩石风化强烈。大宝山矿是一座大型铁多金属硫化物伴生矿床, 矿区主矿体上部为褐铁矿体, 下部为铜硫矿体, 并伴生有钨、铋、钼、金和银等有色金属矿^[8-10]。选矿尾砂及废石主要排放在两个由尾砂坝拦截形成的大型尾矿库(铁龙尾砂库和槽对坑尾砂库), 尾砂部分常年被水淹没。尾砂及废石含有大量的黄铁矿和黄铜矿等多种金属硫化物, 各种采矿活动使其与空气接触后很快被氧化并形成酸性废水, 同时释放出大量的有毒有害重金属离子。携带毒害重金属离子的酸性废水分别自两个尾砂库出水口排出, 沿着河谷流向下流至凉桥处汇合后流入横石河, 至中下游处有来自陈公湾的河水(非矿山污染区)汇入, 最终向下游流进浈江(槽对坑尾砂库的外排水治理工程已于 2009 年 7 月顺利完工, 铁龙尾砂库外排水治理工程于 2010 年 2 月动工建设, 现已达到国家排放标准)。在采取有效的治理工程措施之前, 源自尾砂库的含有大量毒

基金项目: 广东省科技计划项目 (2011B030500017)

作者简介: 秦建桥 (1979 年生), 男, 博士, 主要从事宏观生态、生态建设规划、规划环评、环境污染控制与生态修复技术等研究。E-mail: qinjianqiao@163.com

*通信作者

收稿日期: 2012-03-21

害重金属离子的酸性废水未经处理就直接排入下游河流之中，对矿区及其流域沿岸生态环境产生较大影响^[11-14]。

1.2 布点取样及样品处理

研究区域包括矿山废弃地、尾矿库及矿山废水影响的横石河，下游至上坝村的污水灌溉区。据此共设采样点 6 个，分别为大宝山矿山山顶废弃地〔Q1〕，矿山山腰〔Q2〕，铁龙尾砂库下游支流〔Q3〕（距离矿山开采地 5 km），下游的新江镇上坝村灌溉水渠旁〔Q4〕（距离矿山开采地 12 km），下坝村农田附近〔Q5〕（距离矿山开采地 16 km），蓑衣坑〔Q6〕（非矿山污染区）。

2009 年 4 月中旬按不同地段设 1 m×1 m 样方进行群落调查，包括植物种类、优势物种五节芒 (*Miscanthus floridulus*) 种群密度、高度、盖度等。并于每样方内随机采集 5~10 株五节芒植物混合为一个样品，按 S 型路线采集深度为 0~20 cm 混合土样，装入无菌纸袋，尽快带回实验室。将一部分新鲜土壤研磨过 2 mm 筛，调节至适宜含水量，0~4 ℃保存供测试土壤微生物指标用；另一部分土壤风干后用于测定土壤基本理化性质和重金属质量分数。其基本化学性质见表 1。

1.3 测定方法

土壤和植物重金属质量分数：五节芒样品分根、茎、叶，用去离子水洗净，70 ℃下烘干至恒质量，粉碎过 80 目筛。样品经干灰化用 $V(\text{HCl}) : V(\text{水}) = 1 : 1$ 溶液定容，原子吸收分光光度计测定。土壤 Zn、Pb、Cu、Cd 的全量用 HCl、HF 和高氯酸消化，ICP-OES (Optima5300DV, Perkin-Elmer Instruments, USA) 测定；土壤中相应重金属元素的有效态质量分数采用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 HCl 溶液 [$V(\text{HCl}) : V(\text{水}) = 5 : 1$] 提取，待测液用 ICP-OES 测定^[15]。

表 1 供试土壤的基本化学性质
Table 1 Some chemical properties of soil samples tested

土样 编号	地理位置	w(有机质)/ (g·kg ⁻¹)	w(有效磷)/ (mg·kg ⁻¹)	w(碱解氮)/ (mg·kg ⁻¹)	pH 值
Q1	N24°33'36.6", E113°43'14.0"	14.649	32.255	30.1	6.55
Q2	N24°34'06.0", E113°43'44.3"	17.235	12.033	24.5	3.16
Q3	N24°33'38.1", E113°44'16.8"	18.012	41.233	55.6	3.04
Q4	N24°30'14.2", E113°44'06.9"	15.451	36.740	60.5	3.48
Q5	N24°28'46.8", E113°47'46.1"	19.112	50.212	63.1	2.71
Q6	N24°29'57.1", E113°49'20.8"	20.652	48.568	66.4	3.82

土壤基本化学性质测定均采用土壤农业化学分析法^[16]：将 $V(\text{水}) : m(\text{土}) = 2.5 : 1$ 混合后用 pH 计测土壤 pH 值；有机质用重铬酸钾容量法测定；碱解 N 用碱解扩散法测定；用 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的碳酸氢钠提取土壤样品后，用钼蓝比色法测有效 P。

土壤微生物^[17-18]：微生物培养基和分离；细菌，牛肉膏蛋白胨琼脂平板表面涂布法；真菌，马丁氏 (Martin) 培养基平板表面涂布法；放线菌，改良高氏一号合成培养基平板表面涂布法。硝化细菌，Stephenson 培养基 MPN 法；亚硝化细菌，MPN 法；固 N 细菌，阿西比 (Ashby) 无氮琼脂平板表面涂布法；纤维素分解菌，表面涂布法；氨化细菌，蛋白胨琼脂表面涂布法。

1.4 数据处理

分析数据均采用 Excel 2003 和 SPSS16.0 统计软件分析。

2 结果与讨论

2.1 铅锌矿区土壤—植物系统重金属质量分数

2.1.1 土壤重金属质量分数分析

从供试土壤的 Zn、Pb、Cu、Cd 全量和有效态质量分数分析结果(表 2)可知，矿区有 5 个采样点土壤的 Zn、Pb、Cu、Cd 质量分数均全部高出土壤环境质量二级标准(GB15618—1995)。并且矿区土壤的 Zn、Pb、Cu、Cd 质量分数从矿区中心到其外围逐渐降低，其相应的全量平均值分别是对照土样(6 号土样)的 10.24、19.98、119.10、21.35 倍；有效量平均值分别高出对照土样(6 号土样)47.95、12.27、76.73、47.57 倍，说明矿区土壤均受到不同程度的重金属污染。表 2 数据经 LSD0.05 测验表明，从矿区中心到外围各土样中 Zn、Pb、Cu、Cd 的全量及有效量均存在显著性差异($P < 0.05$)。这一差异可能与外在营力(主要在地表径流水蚀)作用下，不同区位段尾矿砂与土壤的混合程度有关。距离矿区越近处尾矿沉降总量越多，土壤中重金属质量分数则相应越高^[19-20]。

2.1.2 五节芒植物不同部位重金属元素质量分数

五节芒不同部位重金属质量分数见图 1，由图 1 可知，Zn、Pb、Cu、Cd 几种重金属元素在五节芒中的质量分数表现为 $\text{Zn}[(110.25 \pm 18.12) \text{ mg kg}^{-1}] > \text{Pb}[(71.16 \pm 5.97) \text{ mg kg}^{-1}] > \text{Cu}[(50.15 \pm 5.37) \text{ mg kg}^{-1}] > \text{Cd}[(3.02 \pm 0.81) \text{ mg kg}^{-1}]$ ，根、茎、叶元素质量分数均表现为 $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ ，根中 Zn 质量分数最高 $[(123.25 \pm 14.10) \text{ mg kg}^{-1}]$ ，分别是 Pb 的 1.6 倍，Cu 的 2.4 倍，Cd 的 35.9 倍。Zn、Pb、Cu、Cd 金属元素在植物不同部位质量分数不一样，表现为根>茎>叶。

表 2 土壤重金属质量分数分析结果
Table 2 Heavy metal contents of soil samples collected in the mine area mg·kg⁻¹

土样编号	全量				有效量			
	w(Zn)	w(Pb)	w(Cu)	w(Cd)	w(Zn)	w(Pb)	w(Cu)	w(Cd)
Q1	1 768.25	1 241.13	1 698.75	9.13	291.75	68.50	238.50	1.42
Q2	780.88	1 000.50	1 572.50	5.11	15.07	56.43	127.20	0.09
Q3	440.25	750.25	695.20	1.25	50.25	90.35	105.50	0.40
Q4	295.25	602.75	288.75	0.63	68.83	138.03	47.79	0.51
Q5	250.33	350.25	150.25	0.55	40.25	58.30	40.25	0.30
Q6	60.50	35.13	6.38	0.13	1.56	6.03	1.33	0.01
土壤环境质量二级标准 (GB15618—1995)	250.00	200.00	50.00	0.30				

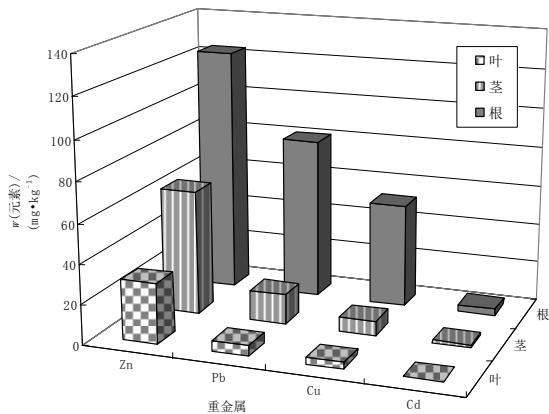


图 1 五节芒植物不同部位重金属元素质量分数
Fig.1 Content of elements in different parts of *Miscanthus floridulus*

2.1.3 五节芒植物与土壤重金属元素的关系

五节芒植物与土壤元素相关分析如表 3。结果表明：五节芒各部位(根、茎、叶)中的 Zn 与土壤 Zn 元素相关显著($P<0.05$), 其中根、茎相关极显著($P<0.01$); 根中的 Cu、Cd 与土壤相关显著; 茎中的 Pb 元素极相关显著。说明五节芒各部位 Zn 的相关性比 Pb、Cu、Cd 元素相关性要好, 随土壤 Zn 质量分数的增加, 植物对 Zn 的吸收、累积增加。同时, 也表明了即使是同一植物对不同元素吸收迁移、累积不一样, 一方面反映了植物本身的特性, 另一方面也反映土壤元素对植物的影响及在植物体内的迁移能力^[21]。

表 3 五节芒植物与土壤元素相关系数
Table 3 Correlation coefficient between the content of elements in *Miscanthus floridulus* and that in soils

植物部位	Zn	Pb	Cu	Cd
根	0.725**	0.171	0.489*	0.425*
茎	0.621**	0.528**	0.365	0.025
叶	0.465*	0.321	0.320	0.116

*表示 $P\leq 0.05$, **表示 $P\leq 0.01$, $n=18$

2.2 不同污染程度的矿区土壤微生物
土壤微生物几乎参与土壤中一切生物和生物

化学反应, 是维持土壤质量的重要组成部分, 对土壤中的动植物残体和土壤有机质及其有害物质的分解、生物化学循环和土壤结构的形成过程起着重要的调节作用^[22]。土壤微生物的数量分布, 不仅可以敏感地反映土壤环境质量的变化, 而且亦是土壤中生物活性的具体体现。

2.2.1 土壤微生物区系

分析结果(表 4)表明, 与非矿区(6 号)土壤相比, 矿区(1 号, 2 号)土壤不同污染程度的土壤细菌、放线菌有明显差异, 其中细菌、放线菌数量分别下降 71.49%~82.50%、15.14%~42.99%, 细菌的数量>放线菌>真菌, 表现出对重金属最为敏感^[22]。从表 4 中还可看出, 矿区土壤放线菌数量较高, 这可能与地上部分植物生长茂密、凋落物含有较多木质化纤维成分, 从而刺激了参与难分解物质转化的放线菌数量增加有关^[23]。但真菌的数量变幅不大, 这可能与作为初级真核生物的真菌对环境的适应力和抗逆性要强于细菌和放线菌这些原核生物所引起^[24], 从而表现出高浓度的重金属对真菌生长具有刺激作用。从表 4 中可知, 与非矿区土壤相比, 矿区土壤微生物总数下降了 68.43%~80.32%。

2.2.2 土壤微生物主要生理类群

土壤微生物各主要生理类群直接参与土壤中 C、N 等营养元素循环和能量流动, 其数量和活性直接关系到土壤生态系统的维持和改善^[24-25]。分析结果(表 4)表明, 随着重金属污染程度的加剧, 土壤微生物中各主要生理类群数量均呈下降的趋势, 非矿区(6 号)土壤氨化细菌、硝化细菌数量分别是矿区(1 号, 2 号)土壤的 12.45~22.82 倍和 15.70~67.09 倍。土壤中氨化细菌和硝化细菌直接参与分解土壤中有机关态 N, 矿区土壤中这两类土壤微生物数量减少, 降低了土壤的供 N 能力。

土壤中自生固 N 作用是土壤氮素的重要来源之一^[26]。从表 4 可见, 与对照(3 号)土壤相比, 矿区(1 号, 2 号)土壤的固 N 菌数量减少趋势明显, 下降幅度达 92.82%~97.79%, 土壤中自生固 N 菌数量

表 4 不同污染程度土壤微生物数量
Table 4 Soil microbes number under different pollution degrees

(以干土计) g⁻¹

土样编号	细菌	真菌	放线菌	总数	氨化细菌	硝化细菌	纤维素分解菌	固氮菌
Q1	2 765.5×10 ³	25.18×10 ³	505.5×10 ³	3 315.1×10 ³	256.8×10 ³	0.013×10 ³	0.136×10 ³	0.018×10 ³
Q2	3 365.3×10 ³	25.44×10 ³	575.6×10 ³	3 866.1×10 ³	296.5×10 ³	0.026×10 ³	0.386×10 ³	0.023×10 ³
Q3	3 718.6×10 ³	26.11×10 ³	645.3×10 ³	4 366.6×10 ³	375.6×10 ³	0.033×10 ³	0.653×10 ³	0.041×10 ³
Q4	4 518.3×10 ³	26.88×10 ³	744.3×10 ³	5 316.8×10 ³	473.8×10 ³	0.046×10 ³	0.833×10 ³	0.055×10 ³
Q5	8 568.5×10 ³	27.55×10 ³	795.5×10 ³	8 376.6×10 ³	1 773.7×10 ³	0.149×10 ³	1.567×10 ³	0.095×10 ³
Q6	15 810.2×10 ³	28.6×10 ³	868.5×10 ³	16 800.5×10 ³	5 933.5×10 ³	0.715×10 ³	3.288×10 ³	0.733×10 ³

下降，这与土壤中的重金属污染和 pH 呈酸性^[27]有关。纤维素是组成枯枝落叶物的主要成分，纤维素分解菌积极参与植物残体中纤维素的分解^[28]，与非矿区(6 号)土壤相比，矿区土壤纤维素分解菌数量下降 74.91%~93.30%，矿区土壤纤维素分解菌数量降低，直接影响到植物残体的转化速度，使土壤中难分解植物残体的积累量增加。

由以上分析可见，与对照(6 号)土壤相比，在矿区内参与土壤中 C、N 转化的氨化细菌、硝化细菌数量明显降低；重金属污染加剧，直接导致固 N 菌数量减少；纤维素分解菌数量降低，使土壤中难分解的植物残体大量积累。因此，矿区土壤生态系统处于不利于有益微生物的繁殖和活动的境地，从而大大削弱了土壤中 C、N 营养元素循环速率和能量流动。这需要结合地上部分的植被修复措施^[28-29]来达到恢复矿区土壤微生物生态系统稳定性之目的。

3 结论

(1) 铅锌矿区土壤各重金属元素质量分数均高于对照土壤，矿区土壤均受到不同程度的污染，矿区植物体内重金属质量分数与土壤重金属全量和有效态质量分数呈显著正相关。从矿山污染区到对照区，土壤重金属质量分数逐渐降低，植物重金属质量分数逐渐降低。

(2) 与对照土壤相比，在矿区内参与土壤中 C、N 转化的氨化细菌、硝化细菌数量明显降低；重金属污染加剧，直接导致固 N 菌数量减少；纤维素分解菌数量降低，使土壤中难分解的植物残体大量积累。矿区土壤生态系统处于不利于有益微生物的繁殖和活动的境地，从而大大削弱了土壤中 C、N 营养元素循环速率和能量流动。这需要结合地上部分的植被修复措施来达到恢复矿区土壤微生物生态系统稳定性之目的。

(3) 在恢复一个受矿区重金属污染的土壤生态系统时，不仅要恢复地上部分的植被，还要恢复地下部分的土壤微生物生态群落，重建土壤微生物生态系统。

参考文献：

[1] LIAO G L, LIAO D X, LI Q M. Heavy metals contamination

characteristics in soil of different mining activity zones[J]. Transactions of Nonferrous Metal Society of China, 2008, 18(1): 207-211.

[2] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 铅锌银尾矿污染区土壤酶活性研究[J]. 中国环境科学, 2002, 22(6): 551-555.

TENG Ying, HUANG Changyong, LONG Jian, et al. Studies on soil enzymatic activities in areas contaminated by tailings from Pb, Zn, Ag mine[J]. China Environmental Science, 2002, 22(6): 551-555.

[3] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 等. 我国南方红壤矿山复垦土壤的微生物特征研究[J]. 水土保持学报, 2002, 16(2): 126-130.

LONG Jian, HUANG ChangYong, TENG Ying, et al. Characteristics of soil microbes of reclaimed mine soil in red soil area, Southern China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 16(2): 126-130.

[4] 郑喜坤, 鲁安怀, 高翔, 等. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1): 79-84.

ZHENG Xishen, LU Anhuai, GAO Xiang, et al. Contamination of heavy metals in soil present situation and method [J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(1): 79-84.

[5] 项萌, 张国平, 李玲, 等. 广西铅锡矿冶炼区土壤剖面及孔隙水中重金属污染分布规律[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 266-272.

XIANG Meng, ZHANG Guoping, LI Ling, et al. Characteristics of heavy metals in soil profile and pore water around hechi antimony-lead smelter, Guangxi, China[J]. Environment Science, 2012, 33(1): 266-272.

[6] 邢丹, 刘鸿雁, 于萍萍, 等. 黔西北铅锌矿区植物群落分布及其对重金属的迁移特征[J]. 生态学报, 2012, 32(3): 796-804.

XING Dan, LIU Hongyan, YU Ping-ping, et al. The plant community distribution and migration characteristics of heavy metals in tolerance dominant species in lead / zinc mine areas in Northwestern Guizhou Province[J]. Acta ecologica sinica, 2012, 32(3): 796-804.

[7] 刘春早, 黄益宗, 雷鸣, 等. 湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 261-265.

LIU Chunzhao, HUANG Zhongyi, LEI Ming, et al. Soil contamination and assessment of heavy metals of Xiangjiang River Basin[J]. Environment Science, 2012, 33(1): 261-265.

[8] 秦建桥, 夏北成, 赵华荣, 等. 广东大宝山矿区尾矿库植被演替分析[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(10): 2085-2091.

QIN Jianqiao, XIA Beicheng, HU Meng, et al. Analysis of the Vegetation Succession of Tailing Wasteland of Dabaoshan Mine, Guangdong Province [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(10): 2085-2091.

[9] 林初夏, 龙新宪, 童晓立, 等. 广东大宝山矿区生态环境退化现状 & 治理途径探讨[J]. 生态科学, 2003, 22(3): 205-208.

LIN Chuxia, LONG Xingxian, TONG Xiaoli, et al. Guangdong Dabaoshan Mine: ecological degradation, acid drainage and possible measures for their remediation[J]. Ecologic Science, 2003, 22(3): 205-208.

[10] 周建民, 党志, 司徒粤, 等. 大宝山矿区周围土壤重金属污染分布特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(6): 1172-1176.

ZHOU Jianming, DANG Zhi, SHI Tuyue, et al. Distribution and

- Characteristics of Heavy Metals Contaminations in Soils from Dabaoshan Mine Area [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23(6): 1172-1176.
- [11] 秦建桥, 夏北成, 赵鹏等. 五节芒不同种群对 Cd 积累与转运的差异研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1): 15-22.
- QIN Jianqiao, XIA Beicheng, ZHAO Peng, et al. Accumulation and Translocation of Cd in two *Miscanthus floridulus* populations[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(1): 15-22.
- [12] 秦建桥, 夏北成, 赵鹏. 五节芒(*Miscanthus floridulus*)不同种群对 Cd 污染胁迫的光合生理响应[J]. 生态学报, 2010, 30(2): 0288-0299.
- QIN Jianqiao, XIA Beicheng, ZHAO Peng. Photosynthetic physiological response of two *Miscanthus floridulus* populations to Cd stress[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(2): 0288-0299.
- [13] 林初夏, 卢文洲, 吴永贵, 等. 大宝山矿水外排的环境影响: II. 农业生态系统[J]. 生态环境, 2005, 14(2): 169-172.
- LIN Chuxia, LU Wenzhou, WU Yonggui, et al. Environmental impacts of acid mine drainage from the Dabaoshan Mine: II. Agricultural ecosystem[J]. Ecology and Environment, 2005, 14(2): 169-172.
- [14] 付善明, 周永章, 赵宇鹄, 等. 广东大宝山铁多金属矿废水对河流沿岸土壤的重金属污染[J]. 环境科学, 2007, 28(4): 805-812.
- FU Shanming, ZHOU Yongzhang, ZHAO Yuyan, et al. Study on heavy metals in soils contaminated by acid mine drainage from Dabaoshan Mine, Guangdong[J]. Environment Science, 2007, 28(4): 805-812.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京: 北京农业科技出版社, 1999: 235-285.
- LU Rukun. Methods of Soil and Agricultural Chemistry[M]. Beijing: Beijing Science and Technology Press, 1999: 235-285.
- [16] 孙庆业, 蓝崇钰, 杨林章. 铅锌尾矿废弃地的化学性质研究[J]. 农村生态环境, 2000, 16(4): 36-39, 44.
- SUN Qingye, LAN Chongyu, YANG Linzhang. Chemical properties of lead-zinc tailings at disposal ground. Rural Ecology and Environment, 2000, 16(4): 36-39.
- [17] VANCE E D, BROOKES P C, JENKINSON D C. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. Soil Biol. Biochem., 1987, 19: 703-707.
- [18] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1987.
- GUAN Songyin. Soil Enzyme and Its Research Methods. Beijing: China Agricultural Press, 1987.
- [19] 王宏铤, 束文圣, 蓝崇钰. 重金属污染生态学研究现状与展望[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 596-605.
- WANG Hongbin, SHU Wensheng, LAN Chongyu, et al. Ecology for heavy metal pollution: recent advances and future prospects[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 596-605.
- [20] NANNIPIERI P. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution [A]. Soil biota: management in sustainable farming systems [M]. Australia: CSIRO, 1994: 238-244.
- [21] 毕江涛, 贺达汉, 黄泽勇, 等. 退化生态系统植被恢复过程中土壤微生物群落活性响应[J]. 水土保持学报, 2008, 22(4): 195-200.
- BI Jiangtao, HE Dahan, HUANG Zeyong, et al. Response of soil microbial community activity to vegetation restoration in degraded ecological system[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2008, 22(4): 195-200.
- [22] INSAM H. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient and the soil microflora: Soil Biol. Biochem, 1996, 28(4/5): 691-697.
- [23] CHANDER K, BROOKES P C. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils. Soil Biol. Biochem., 1991b, 23: 917-925.
- [24] BARDGET R D, SAGGAR S. Effects of heavy metal contamination on the short term decomposition of labelled ^{14}C glucose in a pasture soil. Soil Biol. Biochem., 1994, 26: 727-733.
- [25] 刘霞, 刘树庆, 唐兆宏. 潮土和潮褐土中重金属形态与土壤酶活性的关系[J]. 土壤学报, 2003, 40(4): 581-587.
- LIU Xia, LIU Shuqing, TANG Zhaohong. The relationship between heavy metal forms and soil enzymatic activities in alluvial meadow soils and meadow cinnamon soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(4): 581-587.
- [26] HSU M J, SELVARAJ K, AGORAMOORTHY G. Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota[J]. Environmental Pollution, 2006, 143: 327-334.
- [27] ALPERS C N, BLOWES D W. Environmental geochemistry of sulfide oxidation[M]. Columbus: American Chemical Society, 1994: 752.
- [28] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. Geochemical Journal, 1969, 2: 108-118.

Studies on soil microbial ecological effect in the exploitation of mineral resources in Shaoguan Guangdong province

QIN Jianqiao, WANG Yonghong, LI Zhaohui, LUO Yuchi, ZHU Zhixi

Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangzhou 510045, China

Abstract: Mining activities have caused severe soil environment changes in Dabaoshan Mine, Guangdong, Southern China. The acid mine drainage and heavy metal ions drained directly into the Hengshihe river, which contaminated severely the ecological environment along the river. This paper reported soil microbial characteristics of *Miscanthus floridulus*-soil system in heavy metals contaminated soils around Dabaoshan mine tailings, Northern Guangdong. The results indicated that metal element contents of *Miscanthus floridulus* in sequence were: $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$. There were significant correlations in Zn contents between *Miscanthus floridulus* and soil in Pb/Zn mine mined tailings region, and the next was in Pb contents. The results indicated that, the total quantity of major soil microbes declined, of which the minesoils was decreased by 68.43%-80.32% in the top soil (0-20 cm) compared with that of the non-minesoils. The proportion of bacteria and actinomyces in the amount microbes decreased, while that of fungi not obviously changed. The amount of major physiological group including ammonifiers, nitrogenfixing bacteria, cellulose decomposing microbes, aerobic nitrogen fixing bacteria and anaerobic nitrogen fixing bacteria all decreased.

Key words: mineral resources; heavy metal; soil ecosystem; microbial ecological effect