

矿区废弃地土壤微生物及其生化活性

龙 健, 黄昌勇, 滕 应, 姚槐应

(浙江大学环境与资源学院资源科学系, 杭州 310029)

摘要:通过对浙江哩浦铜矿废弃地土壤的微生物、土壤酶活性及生化作用强度研究表明:矿区土壤微生物总数下降,各主要生理类群数量均呈下降趋势,土壤酶活性减弱,土壤生化作用强度降低。土壤微生物活性降低是矿区复垦土壤微生物的重要生态特征之一。

关键词:废弃地; 矿区土壤; 土壤微生物活性; 土壤酶; 重金属污染

Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining wasteland

LONG Jian, HUANG Chang-Yong*, TENG Ying, YAO Huai-Ying (College of Resources and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(3): 496~503.

Abstract: Mining, manufacture and disposal of metals and metal-containing materials inevitably cause soil contamination. One of the industries formerly causing severe contamination of soils was the non-ferrous metallurgical industry. Pyrometallurgical production process lead to large emissions of metals such as Cd, Zn, Pb, Cu, etc. Due to the phytotoxicity of soil containing high levels of available metals, the natural vegetation cover might have disappeared to leave a bare site behind. Such bare sites pose a risk for the surroundings because the absence of vegetation facilitates lateral wind erosion of metal contamination particles, and may enhance the volume of water percolating through the soil and eventually reaching the underlying ground water.

Metal contamination of soil ecosystems negatively impacts a number of soil microbiological properties that could be potential indicators of soil quality and thus could be used as measures of reclamation progress and/or success. Historically, soil chemical and physical parameters have been used as indicators of soil quality, but due to the role of the microorganisms in total ecosystem function and the sensitivity of soil microbial communities to disturbance, biological indicators may also be useful as measures of minesoil reclamation. The microbial community is an integral component of soil quality due, for example, to the critical role it plays in the cycling of nutrients and formation of soil structure. Soil microorganisms are also highly sensitive to disturbance in the soil ecosystem, and changes in soil microbes activities may be effective early signals of degradation or improvement of soil. Because the goal of the mining wasteland remediation strategy was a reduction in bioavailability of the metals, microbial indicators should be especially useful in assessing its effectiveness.

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40171054)

收稿日期:2002-03-23; **修订日期:**2002-08-23

作者简介:龙健(1974~),男,苗,贵州锦屏人,博士生。主要从事土壤微生物生态、土壤生物化学方面的研究。E-mail: longjian22@163.com

Foundation item: Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40171054)

Received date: 2002-03-23; **Accepted date:** 2002-08-23

Biography: LONG Jian, Doctor candidate, major in soil microbiology and soil biochemistry.

The copper mining wasteland in Lipu, Zhejiang Province, China, is consisted of stripped mining topsoil and abandoned minning stone, which is stabilized by a tail mine dam. The wasteland sampled by the authors is located in a valley which just like many other copper mining wastelands in this mountain area. As a serious damaged ecosystem, the wasteland often recover slowly and produce an impacting on environment. No active remedy has been conducted on the copper mining wasteland in Lipu. The objective of this study is the evaluation of soil biological properties as indicators of the impact of heavy metal contamination and subsequent remediation at a field site.

Soil samples, selected for degree of contamination (distance from contamination source). Compositd samples consisting of three subsamples were collected (with a minimum distance between samples of 3 m) from the the top 0~20cm of soil. Soil samples were maintained at 4 C by storage in an ice chest during transport to the laboratory. All soil samples were sieved to pass through a 2-mm sieve and maintained at 4 C until for microbial analysis. Soil samples were analyzed for Cd, Zn, Pb and Cu using the flame atomic absorption sepectrophotometry.

A serires of soil microbes, soil enzyme activity and biochemical action intensity in Copper mining wasteland and non-minesoils were studied comparatively. The results indicated that, the total quanlity of major soil microbes declined, of which the minesoils was decreased by 68.43%~80.32% in the top soil (0~20cm) 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, cellusedecomposing microbes, aerobic nitrogen fixing bacteria and anaerobic nitrogen fixing bacteria all decreased. The activity of soil enzyme weakened which include invertase, urease, proteinase, acid phosphatase, catalase, polyphenol oxidase and peroxidase. Soil biochemical action impared which ammonification, nitrification, nitrogen fixation and decomposition of cellulose. As to the soil basic respiration, the release amounts of CO₂ decreased, all of which have demonstrated that biological process are particularly sensitive to soil heavy meatal loadings, and elevated metal loadings can result in diminished microbial activity, reduced viable bacterial population densities, inhibition of organic matter mineralization, as well as decreased leaf litter decompositon in minesoils.

Key words: mining wasteland; mine soil; soil microbes activity; soil enzyme; heavy metal pollution

文章编号:1000-0933(2003)03-0496-08 中图分类号:S154.34 文献标识码:A

我国南方红壤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退化,并造成土壤生态系统的严重破坏^[1~4]。矿山开采过程中的废弃地(如尾矿、废石等)需要大面积的堆置场所,从而导致对土壤的大量占用和对堆置场原有生态系统的破坏,引起自然条件的变化,并形成限制植物-土壤生态系统良性循环的环境因子^[5]。矿山废弃地不仅占用土地,污染环境,影响当地经济发展,而且对当地社会产生不良影响,通过复垦被破坏的土壤来增加土壤资源,是缓解人地矛盾和矿山环境建设的需要。

目前,有关我国煤矿区废弃地复垦研究较多^[6~8],但有关有色金属矿山废弃地复垦研究的报道很少^[9]。国内外对工矿废弃地的研究多侧重于退化生态系统植被的恢复过程及特征的研究^[10~12],而对有色金属矿区废弃地土壤微生物生态及其恢复研究明显缺乏。事实上,在恢复一个受重金属污染的废弃地土壤生态系统时,不仅要恢复地上部分的植被,还要恢复土壤微生物生态群落,重建土壤微生物生态系统^[13]。因此,积极开展这方面的研究,对于了解矿区土壤生态系统退化的本质和成因极有帮助,进而可以指导矿区土壤生态系统的恢复和重建。本文旨在通过对浙江哩浦铜矿废弃地土壤微生物及生化活性进行研究,为我国南方同类矿山的复垦提供理论依据。

1 矿区概况与研究数据

1.1 矿区概况

哩浦铜矿位于浙江省中北部的诸暨市,北纬 29°43'23",东经 119°59'09",全矿总面积 0.8km²。矿区内地貌为低山、丘陵,海拔在 147~350m。矿区属中亚热带季风气候,年平均温度 16.2℃,≥10℃年积温 4924~5233℃,年降雨量 1335.9mm;年平均蒸发量 1260.7mm,年均相对湿度 75.1%。土壤类型主要为黄色砂页岩发育的红壤和山地黄红壤。

1.2 研究方法

1.2.1 土壤样品的采集和分析 采样点位于海拔 275m 的 3 号矿井废弃地,该废弃地已废弃 5a,位于一条山冲中,三面环山。样地植被主要为草丛,以超积累植物海洲香薷(*Elsholtzia harchowensis* Sun, 俗称铜草)群落为主,占 85%以上,盖度为 0.6~0.8,生长茂盛,呈现群集生长,另有少量狗尾草(*Setaria viridis*)、茵陈蒿(*Artemisia capillaris*)、荩草(*Arthratoon hispidus*)等。以 3 号矿井废弃地为中心,向废弃地外围,根据受重金属污染程度及地上部分生物多样性状况,选 3 个取样点,即重度污染(废弃地中心),中度污染和非矿区土壤。每个取样点按 S 型路线采集混合土样带回室内,采集深度为 0~20cm。土样装入无菌纸袋,立即带回实验室。将一部分新鲜土壤研磨过 1mm 筛,0~4℃保存供测试土壤酶活性用;另一部分土壤风干后用来测定土壤基本理化性状和重金属含量。

土壤总 Cu、Zn、Pb、Cd;HNO₃-H₂SO₄-HClO₄-HF 消化,原子吸收分光光度计测定;有效 Cu、Zn、Pb、Cd:0.1mol/L HCl 提取,振荡 90min,过滤,原子吸收分光光度计测定。土壤基本理化性状按常规分析方法测定^[14]。土壤基本理化性状及重金属含量见表 1、表 2。

表 1 土壤基本理化性状

Table 1 Basic physical and chemical characteristics of soils

土样号 Soil No.	pH 值 pH (H ₂ O)	有机质 O. M (%)	全氮 Total N (%)	碱解氮 Alkali-N (cmol·kg ⁻¹)	CEC	机械组成(%) Size composition		
						1~0.01mm	0.01~0.001mm	<0.001mm
1	4.79	1.557	0.192	174.53	13.50	61.94	24.66	13.40
2	5.02	1.493	0.154	156.75	10.50	59.27	22.95	17.78
3	5.76	1.448	0.176	153.52	10.25	58.74	25.71	15.55

表 2 土壤重金属含量分析结果

Table 2 Heavy metal elements contents of soils

土样号 Soil No.	污染程度* Pollution degree	总量(mg·kg ⁻¹) Total				有效量(mg·kg ⁻¹) Available			
		Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
1	重度污染 Heavy pollution	1626.75	11060.38	2534.25	15.13	282.27	644.75	487.17	1.16
2	中度污染 Medium pollution	158.67	1276.50	441.95	6.15	23.03	143.77	56.09	0.19
3	非矿区土壤 Non-minesoils	41.57	161.75	37.29	0.63	10.49	58.24	7.86	0.03

* 以欧共体对土壤中重金属元素污染分级作为参考标准^[19], Classification of soil heavy metal pollution based on EC reference standard^[19]

1.2.2 土壤微生物^[15] 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。

1.2.3 土壤酶活性^[16,17] 脲酶-苯酚钠比色法;蛋白酶-铜盐比色法;过氧化氢酶-高锰酸钾滴定法;多酚氧化酶-碘量滴定法;蔗糖酶-磷酸苯二钠比色法;蔗糖酶-3,5-二硝基水杨酸比色法;脱氢酶-比色法。

1.2.4 土壤基础呼吸^[18] 称取 20g 新鲜土样于 500ml 培养瓶中,并将土壤均匀地平铺于底部,调节土壤

含水量至田间持水量的 60%。将一只 25ml 小烧瓶放在培养瓶内的土壤上,然后吸取 1mol/L 的 NaOH 溶液 10ml 放入其中,将培养瓶加盖密封,于 28℃ 恒温培养 1 个月,每隔 24h 取出测定 CO₂ 释放的量。

1. 2.5 土壤生化作用强度^[15] 土壤氨化作用强度-土壤培养法,硝化作用强度-溶液培养法,固 N 作用强度-土壤培养法,纤维素分解强度-埋片法。

2 结果与讨论

2.1 对土壤基础呼吸的影响

近年的研究表明,土壤微生物是表征土壤质量最有潜力的敏感性指标之一^[13]。而土壤微生物活动是土壤基础呼吸的主要来源^[15]。土壤基础呼吸代表了土壤碳素的周转速率及微生物的总体活性,并在一定程度上能揭示环境胁迫情况,与土壤环境质量密切相关^[20]。供试土壤基础呼吸的变化趋势见图 1。

图 1 的纵轴表示每隔 5 天所测的土壤基础呼吸,横轴表示测定次数。由图 1 可知,土壤基础呼吸表现为非矿区土壤(3 号) > 中度污染(2 号) > 重度污染(1 号),经过一定时间培养后,土壤基础呼吸由最强变化为最弱,随后又逐渐增强,最后趋于平稳,但均都低于第一次的测定值。这是土壤微生物在培养一定时间后,微生物活性减弱所引起;但随后又稍有上升,可能是某些土壤微生物种群对重金属的耐性和适应性增强的缘故^[20]。有研究表明,在土壤微生物活性受重金属影响发生明显变化之前,整个土壤微生物区系已经发生质的变化,理论上会有两种或几种更具耐性的种来填补,从而丰富了微生物生态系统^[13]。抗性微生物在污染环境中的繁殖通常是由于基因改变、生理适应或已具抗性种对敏感种的取代^[21],污染重的土壤比污染轻的土壤耐性细菌的数量多 15 倍^[22]。对某些有一定生理适应性的矿区废弃地土壤微生物有待进一步分离、筛选和纯化。

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^[23]。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^[23],而且亦是土壤中生物活性的具体体现^[24]。

2.2.1 土壤微生物区系 分析结果(表 3)表明,与非矿区(3 号)土壤相比,矿区(1,2 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^[21]。从表 3 中还可看出,矿区土壤放线菌数量较高,这可能与地上超积累植物生长茂密、凋落物含有较多木质纤维成分,从而刺激了参与难分解物质转化的放线菌数量增加有关^[25]。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^[21],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 3 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^[24~26]。分析结果(表 3)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(3 号)土壤氨化细菌、硝化细菌数量分别是矿区(1,2 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有机态 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^[24]。从表 3 可见,与对照(3 号)土壤相比,矿区(1,2 号)土壤的固 N 作用呈下降趋势明显,下降幅度达 92.82%~97.79%,土壤中自生固 N 菌数量下降,这与土壤中的重金属污染和 pH 呈酸性^[15]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

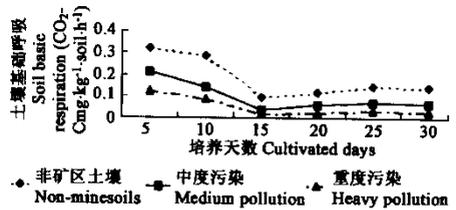


图 1 土壤基础呼吸

Fig.1 Soil basic respiration

植物残体中纤维素的分解^[24],与非矿区(3号)土壤相比,矿区土壤纤维素分解菌数量下降 74.91%~95.90%,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(3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^[5~8]来达到恢复矿区土壤微生物生态系统稳定性之目的。

表 3 不同污染程度土壤微生物数量($\times 10^3$ 个 \cdot g⁻¹干土)

Table 3 Soil microbes number under different pollution degree($\times 10^3$ \cdot g⁻¹ dry soil)

土样号 Soil No.	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomyces	总数 Total	氨化细菌 Ammonifiers	硝化细菌 Nitrogen- fixing bacteris	纤维素分解菌 Cellulose- decomposing microbes	固氮菌 Nitrogen fixing bacteria
1	2785.5	25.13	501.4	3312.03	259.6	0.011	0.135	0.016
2	4539.4	26.94	746.3	5312.64	475.8	0.047	0.827	0.052
3	15920.1	28.75	879.5	16828.35	5923.7	0.738	3.296	0.724

2.3 土壤酶活性

土壤微生物活性与土壤酶活性密切相关^[16]。土壤重金属污染对土壤酶活性的影响很复杂,尤其在自然状态下。酶作为土壤的组成部分,其活性的大小可较敏感地反映土壤中生化反应的方向和强度,是探讨重金属污染生态效应的有效途径之一^[16,17]。

2.3.1 土壤水解性酶活性 分析结果(表 4)表明,非矿区(3号)土壤脲酶、酸性磷酸酶、蛋白酶活性均比矿区(1,2号)土壤的高,并达到显著水平($P < 0.05$),其中,脲酶是矿区土壤的 1.15~2.11 倍。脲酶受重金属的抑制作用较敏感,有报道^[27]指出用土壤脲酶活性作为预测土壤重金属复合污染程度的主要生化指标具有一定的可行性。与非矿区土壤相比,土壤蛋白酶活性分别下降 35.14%~59.49%,但蔗糖酶活性下降趋势不明显,仅下降 2.14%~5.35%。土壤中蔗糖酶直接参与土壤 C 素循环,而土壤脲酶和蛋白酶则直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化,其活性强度常用来表征土壤 N 素供应强度^[25]。在矿区土壤中,由于重金属含量高,以上 3 种土壤酶活性降低,削弱了土壤中 C 和 N 素营养循环。

土壤酸性磷酸酶酶促作用能加速土壤有机磷的脱磷速度,从而提高磷的有效性,在砂页岩发育的红壤磷特别缺乏的情况下,这种作用尤为明显^[25]。分析结果(表 4)表明,与非矿区(3号)土壤相比,矿区(1,2号)土壤酸性磷酸酶活性明显降低,达显著水平($P < 0.05$),降低幅度为 24.65%~50.30%,从而削弱了矿区土壤供磷能力。土壤酸性磷酸酶活性受到重金属复合污染非常敏感^[28],同时,土壤酸性磷酸酶活性还是一个表征土壤管理系统效果和土壤有机质含量的重要指标^[29]。

表 4 不同污染程度土壤中的酶活性差异

Table 4 Soil enzyme activity under different pollution degree

土样号 Soil No.	土壤酶活性 Soil enzyme activities						
	脲酶 Urease (NH ₃ -Nmg \cdot g ⁻¹)	蔗糖酶 Sucrase (mg \cdot g ⁻¹)	蛋白酶 Proteinase (NH ₂ -Nmg \cdot 100 \cdot g ⁻¹)	酸性磷酸酶 Acid Phosphatase phenol(mg \cdot (100g) ⁻¹)	过氧化氢酶 Peroxidase (0.1(mol \cdot L ⁻¹) KMnO ₄ ml \cdot g ⁻¹)	多酚氧化酶 Polyphenol oxidase (0.01(mol \cdot L ⁻¹) I ₂ ml \cdot g ⁻¹)	脱氢酶 Dehydrogenase T. P. F (mg \cdot g ⁻¹)
1	3.24	1.77	19.53	2.50	0.11	0.90	0.02
2	5.96	1.83	31.27	3.79	0.15	1.02	0.14
3	6.84	1.87	48.21	5.03	0.16	5.70	0.37
LS _{D0.05}	万方数据	0.12	15.27	1.09	0.07	3.86	0.11

2.3.2 土壤氧化还原酶活性 分析结果(表 4)表明,矿区土壤的过氧化氢酶、多酚氧化酶和脱氢酶活性均表现为下降的趋势,其中非矿区(3 号)土壤多酚氧化酶活性是矿区(1,2 号)土壤的 6.33~5.59 倍,达显著水平($P<0.05$);脱氢酶活性下降趋势表现为更为明显($P<0.01$),下降幅度为 62.16%。因此,Brookes 等建议以脱氢酶活性作为重金属污染的指标更灵敏^[30]。但矿区土壤过氧化氢酶活性与非矿区土壤相比未达显著水平。

综上,重金属污染对矿区土壤酶活性的影响多表现为抑制作用。其抑制机理可能与酶分子中的活性部位-巯基和含咪唑的配体等结合,形成较稳定的络合物,产生了与底物的竞争性抑制作用有关,或可能由于重金属通过抑制土壤微生物的生长和繁殖,减少体内酶的合成和分泌,最后导致矿区土壤酶活性下降^[27]。不过重金属复合污染对土壤酶活性的复杂交互作用机理以及重金属对酶活性的激活机理目前尚不清楚,尤其在自然条件下重金属复合污染土壤显得更为复杂,有待于进一步深入研究。

2.4 土壤生化作用强度

土壤氨化、硝化、固 N 及纤维素分解作用的强度是在土壤微生物各主要生理类群直接参与下进行的,土壤在这些微生物群体的协调下,对维持着其生态系统的 C、N 平衡起着重要的作用^[31]。通常把土壤生化作用强度作为土壤微生物活性的综合指标之一^[15]。

表 5 不同污染程度土壤生化作用强度

Table 5 Soil biochemical indensity under different pollution degrees

土样号 Soil No.	土壤生化作用强度 Soil biochemical indensity			
	氨化作用 Ammonification	硝化作用 Nitrification	固 N 作用 Nitrogen fixation	纤维素分解强度 Decomposition of cellulose
	(g · kg ⁻¹)	(g · kg ⁻¹)	(g · kg ⁻¹)	(g · kg ⁻¹)
1	0.104	0.013	0.025	1.21
2	0.197	0.048	0.085	2.67
3	0.348	0.165	0.206	5.96

分析结果(表 5)表明,矿区(1,2 号)土壤的土壤生化作用强度明显下降,与非矿区(3 号)土壤相比,其中土壤氨化作用,硝化作用、固 N 作用和纤维素分解作用强度分别下降 43.39%~70.11%、70.91%~92.12%、58.74%~87.86%和 55.20%~79.70%,表现为与土壤中重金属含量呈负相关^[32],导致土壤中 C、N 素营养循环速率减弱,从而降低了土壤中有效养分的供应强度,造成地上部分仅以大量耐重金属植物(即超富集积累植物铜草 *Elsholtzia harchowensis* Sun)生长的现状。其耐性机理值得进一步研究。

3 小结

3.1 在矿区土壤中,随着重金属污染程度的加剧,土壤微生物的总数下降,主要微生物类群(优势类群)所占比例亦有一定变化,土壤微生物各主要生理类群数量明显减少,土壤酶活性减弱,土壤生化作用强度降低。

3.2 土壤微生物活性下降是矿区土壤生态系统遭受破坏的重要标志之一,也是矿区土壤微生物生态演变的重要因素之一。土壤微生物活性降低削弱了矿区土壤中 C、N 营养元素的循环速率和能量流动。

3.3 在恢复一个受重金属污染的矿区废弃地土壤生态系统时,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。

References:

- [1] Simms D L, Morgan H. Comparison of amendments and management practices for long-tem reclamation of abandoned mine land. *Sci. Total Environ.*, 1998, **75**: 135~143.
- [2] Tu C, Zheng C R, Chen H M. The current status of soil-plant system in Copper mine tailings. *Acta pedologica sinica*. 2000, **27**: 284~287.
- [3] Xu J L, Yang J R. *Heavy metals of land ecological system*. Beijing: Chinese environment press, 1995.

- [4] Li F D. Prosperous areas of current soil microbiology. *Acta pedologica sinica*, 1995, **30**(3): 229~236.
- [5] Yang X, Gao L. A study on re-vegetation in mining wasteland of Dexing Copper Mine. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(11): 1932~1940.
- [6] Wei C Y, Zhang L C. The eco-environmental conditions of the coalfields and their renovation strategies. *China population, resources and environment*, 1995, (4): 26~29.
- [7] Bai Z K. *Land reclamation and ecological rehabilitation for area of mining and project construction*. Beijing: Chinese agricultural press, 2000.
- [8] Zhai X, Zhu Q Z. On retrieving non-ferrous metals and sustainable development. *China population, resources and environment*, 1999, (4): 42~45.
- [9] Dai Z X, Zhang Q H, Wang C X. Utilization of Copper wastemine. *non-ferrous metal*, 2001, **1**: 31~34.
- [10] Chen F Q, Lu B, Wang X R. Formation and succession of plant community on phosphate mining wasteland in Zhangcunping. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(8): 1347~1353.
- [11] Xia H P, Shu W S. Resitance to and uptake of heavy metals by *Vetiveria zizanioides* and *Paspalum notatum* from lead/zinc mine tailings. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(7): 1121~1129.
- [12] Wang Q R, Cui Y S, Dong Y T. Phytoremediation——an effective approach of heavy metal cleanup from contaminated soil. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(2): 326~331.
- [13] Doran J W, Coleman D C, Bezdicek DF and Stewart BA. Defining soil quality for sustainable environment. *Soil Science Society of America*, Madison, Wixconsin, USA 1994.
- [14] Nanjing agricultural university. *Soil agricultural-chemical analysis*. Beijing: agriculture press, 1980.
- [15] Xu G H, Zheng H Y, Zheng H Y. *Analytical handbook of soil microbes*. Beijing: agriculture press, 1986.
- [16] Guan S Y. *Study way of soil enzymes*. Beijing: agriculture press, 1986.
- [17] Zhou L K. *Soil enzymes*. Beijing: science press, 1987.
- [18] Lu L K. *Soil agricultural-chemical analysis way*. Beijing: Chinese agriculture press, 2000.
- [19] Official Journal of the European communities, No. L 181/10, 1986. 4. 7, Annex 1A.
- [20] Frostegard A, Tunlid A and Baath E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1993, **59**: 3605~3617.
- [21] Baath, E. Effects of heavy metals in soils on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, Soil Pollut.*, 1989, **47**: 335~379.
- [22] Duxbury T, Bicknell B. Metal-tolerant bacterial populations from natural and metal-polluted soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1983, **15**: 243~250.
- [23] Huang C Y. *Soil science*. Beijing: Chinese agricultural press, 2000. 305~310.
- [24] Xu G H, Zheng H Y, Zhang D S, *et al.* Study on ecological distribution and biochemical properties of forest soil microorganisma on the northern slope of the Changbaishan Mountain Natural Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 1984, **4**(3): 207~222.
- [25] Yang Y S, Qiu R H, Yu X T, *et al.* Study on soil microbes and biochemical activity in the continuous plantations of *Cunninghamia lanceolata*. *Chinese biodiversity*, 1999, **7**(1): 1~7.
- [26] Xu G H, Li Z G. *Microbiology*. Nanjing: South-East University press, 1991.
- [27] Yang Z X, Liu S Q. Effect of compound pollution of heavy metals on soil enzymic activities. *Acta scientiae circumstantiae*, 2001, **21**(1): 60~63.
- [28] Yeates G W. Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber on soil biological activity. *Biology and Fertility of Soil*, 1994, **18**: 200~208.
- [29] Jordan D. Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, **19**: 54~60.
- [30] Brooke 万方数据 Baath S P. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *Journal of soil science*, 1984, 35: 341~346.

- [31] Prassd P, A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and cropfield from Eeastren India. *Plant and Soil*, 1995, **175**(1): 85~91.
- [32] Wang S F, Hu L S, Ji Y H, *et al.* Action intensity of nitrogen-fixing and denitrifying bacteria in chernozem polluted by heavy metals. *Journal of applied ecology*, 1991, **2**(2): 174~177

参考文献:

- [2] 涂从, 郑春天, 陈怀满. 铜矿尾矿库土壤-植物体系的现状研究. *土壤学报*, **37**(2): 284~287
- [3] 许嘉林, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [4] 李卓棣. 当代土壤微生物学的活跃研究领域. *土壤学报*, 1995, **30**(3): 229~236.
- [5] 杨修, 高林. 德兴铜矿矿山废弃地植被恢复与重建研究. *生态学报*, 2001, **21**(11): 1932~1940.
- [6] 韦朝阳, 张立城. 试论我国煤矿生态环境现状及其综合整治战略. *中国人口、资源与环境*, 1995, (4): 26~29.
- [7] 百中科编著. 工矿区土地复垦与生态重建. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [8] 翟昕, 朱启忠. 有色金属废弃物资源化是可持续经济发展的重要选择. *中国人口、资源与环境*, 1999, (4): 42~45.
- [9] 戴惠新, 张宗华, 王春秀. 铜矿废弃地的利用. *有色金属*, 2001, **1**: 31~34.
- [10] 陈芳清, 卢斌, 王祥荣. 樟村坪磷矿废弃地植物群落的形成与演替. *生态学报*, 2001, **21**(8): 1347~1353.
- [11] 夏汉平, 束文圣. 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. *生态学报*, 2001, **21**(7): 1121~1129.
- [12] 王庆仁, 崔岩山, 董艺婷. 植物修复——重金属污染土壤整治有效途径. *生态学报*, 2001, **21**(2): 326~331.
- [14] 南京农业大学主编. 土壤农化分析. 北京: 农业出版社, 1980.
- [15] 许光辉, 郑洪元编. 土壤微生物分析方法手册. 北京: 农业出版社, 1986.
- [16] 关松荫编. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986.
- [17] 周礼恺编. 土壤酶学. 北京: 科学出版社, 1987.
- [18] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [23] 黄昌勇主编. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000. pp: 305~310.
- [24] 许光辉, 郑洪元, 张德生, 等. 长白山北坡自然保护区森林土壤微生物生态分布及其生化特性的研究. *生态学报*, 1984, **4**(3): 207~222.
- [25] 杨玉盛, 邱仁辉, 俞新妥, 等. 杉木连栽土壤微生物及生化特性的研究. *生物多样性*, 1999, **7**(1): 1~7.
- [26] 许光辉, 李振高编著. 微生物生态学. 南京: 东南大学出版社, 1991.
- [27] 杨志新, 刘树庆. 重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染对土壤酶活性的影响. *环境科学学报*, 2001, **21**(1): 60~63.
- [32] 王淑芳, 胡连生, 纪有海, 等. 重金属污染黑土中固氮菌及反硝化菌作用强度的测定. *应用生态学报*, 1991, **2**(2): 174~177.