

文章编号: 1001-1498(2006)03-0400-04

废弃柴河铅锌矿区土壤微生物特征调查研究*

姚斌¹, 尚鹤¹, 刘成志², 谷雪景¹

(1. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 国家林业局森林生态环境重点实验室, 北京 100091;
2. 辽宁省铁岭市林业科学研究院, 辽宁 铁岭 110024)

关键词: 矿区复垦土壤; 重金属污染; 微生物区系; 土壤微生物特征

中图分类号: S154 文献标识码: A

Characteristics of Soil Microbes in Reclaimed Mine Soil of Chaihe Zinc-lead Mine Wasteland

YAO Bin¹, SHANG He¹, LIU Cheng-zhi², GU Xue-jing¹

(1. Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, CAF, Key Laboratory of Forest Ecology and Environment, State Forestry Administration, Beijing 100091, China; 2. Tieling Institute of Forestry, Liaoning Province, Tieling 112000, Liaoning, China)

Abstract Soil microbial features on Chaihe Zinc-lead Mine wasteland and nonmine soils were studied. The results showed that soil microflora changed obviously and total of major soil microbes declined. The amount of microbe decreased by 83.03% ~ 93.65% in top soil (0~20 cm) compared with that of the nonmine soils. Mine soils possessed obviously different microbial features: higher in microbial basal respiration strength and microbial ecophysiological $Cmic/Corg$ and qCO_2 , but lower in microbial biomass compared with the control. All of these might lead to the impairment of turnover and cycle velocity of C, N nutrition element in mine-soils. It's one major problem which should be solved in the process of reclaimed mine-soil.

Key words reclaimed mine soils; heavy metal pollution; microflora; soil microbial characteristics

矿山开采过程中的废弃物(如尾矿、废石等)需要大面积的堆置场所,从而导致对土地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^[1]。矿山废弃地不仅占用土地,污染环境,制约当地经济发展,而且也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^[2]。目前,我国对矿山废弃地的生态恢复研究主要集中在以煤矿废弃地为对象、以土地利用为主要目的土地复垦理论与技术研究,以及以南方有色金属废弃地为研究对象、以

环境污染的控制和自然生态系统的恢复为主要目的理论与技术研究^[3~5]。而对工矿区废弃地,特别是北方有色金属矿区复垦土壤微生物生态特征的研究明显缺乏。因此,积极开展这方面的研究,对于了解矿山土壤生态系统退化的本质和成因是极有帮助的,进而可以指导矿山废弃地的生态恢复与重建。铁岭柴河铅锌尾矿废弃地是沿山冲倾倒的废矿渣及地表剥离土堆积而成的。本文旨在通过对废弃 10 a 的柴河铅锌尾矿库土壤的微生物特征进行调查研究,以期为我国北方同类矿山的复垦与生态重建提供理论依据。

收稿日期: 2005-12-26

基金项目: 科技部基础公益专项(2003), 948项目(2002-16)和国家林业局森林生态环境重点实验室基金资助

作者简介: 姚斌(1973-),男,贵州贵阳人,助研,博士。

* 致谢: 微生物分析测定得到中国农业大学研究生袁铭、张强的大力协助,在此一并致谢。

1 矿区概况和研究方法

1.1 研究地区自然概况

柴河铅锌矿区位于辽宁省的铁岭市境内, $42^{\circ} 11' 09'' \text{N}$, $124^{\circ} 18' 24'' \text{E}$, 海拔 300~350 m。属温带半湿润大陆性季风气候区, 年平均气温 7.8°C , 1月平均气温 -12.9°C , 7月平均气温为 24.4°C ; 年降水量 600~800 mm, 平均年降水量 654.9 mm, 降水随季节分配不均, 冬季仅为 17.2 mm, 春季 113.2 mm, 夏季降水量多达 440.1 mm, 占全年降水量的 63.0%, 秋季降水量为 130.4 mm。历年平均无霜期 135~155 d, 最长达 207 d, 最少 126 d。

1.2 土壤样品的采集

作为研究样点的柴河铅锌尾矿废弃地位于一谷地中, 三面环山。该样地已废弃 10 a, 植被主要为草丛, 以白颖苔草 (*Carex rigescens* (Franch.) V. Krecz) 群落为主, 占 50% 以上, 盖度为 0.5~0.7, 生长良好, 呈现群集生长; 另有少量野古草 (*Arundinella hirta* (Thunb.) Tanaka)、狗舌草 (*Tephrosia kirilavii* (Tercz ex DC.) Holub)、白莲蒿

(*Artemisia gmelinii* Web. ex Stechm.)、华北蓝盆花 (*Scabiosa tschiliensis* G. Don)、小叶杨 (*Populus sinonii* Carr.) 和绣球绣线菊 (*Spiraea blumei* G. Don) 等。以尾矿废弃地为中心, 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, 即在尾矿库 (重度污染)、尾矿库附近山地 (中度污染) 和矿床远离区的李地沟 (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, 采样深度为 0~20 cm, 土壤样品装入无菌纸袋, 立即带回实验室。将一部分新鲜土壤研磨过 2 mm 筛, 将土壤含水量调节至田间含水量的 45%, 置于无菌纸袋中, 0~4 $^{\circ}\text{C}$ 保存供测试土壤微生物用; 另一部分土壤风干后用来测定土壤基本理化性质和重金属含量。

1.3 土壤基本理化性质和重金属含量

土壤基本理化性质按常规分析方法测定, 结果列于表 1。土壤总 Cu、Zn、Pb、Cd 采用王水消煮-ICP 法测定土壤重金属含量。有效 Cu、Zn、Pb、Cd 采用 NH₄NO₃-ICP 法测定土壤重金属有效性。结果列于表 2。

表 1 土壤基本理化性质

土样号	污染程度	pH 值	有机质 / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 N / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	碱解 N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	CEC / ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	机械组成 /%		
							2~0.02 mm	0.02~0.002 mm	<0.002 mm
1	重度污染	7.24	8.43	1.29	164.35	12.54	50.94	29.21	19.85
2	中度污染	7.19	9.54	1.54	146.57	10.11	48.28	26.56	25.16
3	非矿区土壤	6.82	22.15	3.54	140.78	9.84	38.74	36.34	24.92

表 2 土壤重金属含量分析结果

土样	全量 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)				有效性 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			
	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
1	103.31 \pm 9.46	50.46 \pm 5.68	1100.54 \pm 98.2	591.24 \pm 48.25	13.04 \pm 0.32	5.25 \pm 0.52	117.01 \pm 10.12	43.87 \pm 4.12
2	31.24 \pm 1.12	25.23 \pm 2.14	546.25 \pm 46.38	381.24 \pm 23.68	3.85 \pm 0.42	1.97 \pm 0.17	67.18 \pm 3.96	28.81 \pm 2.25
3	29.93 \pm 2.54	14.64 \pm 1.25	339.54 \pm 32.65	223.62 \pm 30.28	0.67 \pm 0.08	0.56 \pm 0.01	7.53 \pm 0.64	15.55 \pm 1.08

1.4 土壤微生物

微生物培养基和分离方法为: 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; 固氮细菌, 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。

1.5 土壤基础呼吸

称取 20 g 新鲜土样于 500 mL 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 25 mL 小烧瓶放在培养瓶内的土壤上, 然后吸取 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液 10 mL 放入其中, 将培养瓶加盖密封, 于 28°C 恒温培养 1 个月, 每隔 24 h 取出测定 CO_2 释放量。

1.6 土壤微生物量的测定

新鲜土壤, 在 25°C , 并保持土壤含水量在 50% 田间持水量的条件下, 预培养 7 d 然后用氯仿熏蒸、 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ K_2SO_4 溶液提取法测定微生物量, 提取液中有有机碳用可溶性碳自动分析仪测定 (Shimadzu TOC-500), 微生物量 C 计算采用转换系数 KEC 为 0.45。

2 结果与讨论

2.1 矿山复垦土壤微生物区系

土壤微生物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^[6]。土壤微生物的数量分布亦是土

表 3 不同程度污染土壤微生物数量

$10^3 \text{ 个} \cdot \text{g}^{-1}$

土样号	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
1	659.25	878.12	219.56	1156.93	61.44	0.384	0.059	0.006
2	1860.32	978.54	354.78	3093.64	194.99	1.707	0.022	0.031
3	16260.54	1050.42	922.52	18233.48	4329.48	397.87	3.455	0.634

注:上表中微生物计数为每克干土。

从表 3 中还可看出,随着污染程度的减轻矿区土壤放线菌数量增加,可能与地上植物生长较好、累积的凋落物含有较多木质化纤维成分,从而刺激参与难分解物质转化的放线菌数量增加有关。真菌的数量变幅不大,可能的原因是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^[6],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 83.03% ~ 93.65%。

2.1.2 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。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,对照(3号)土壤氨化细菌、硝化细菌数量是重度污染土壤(1号)的 70.46 倍和 1036.11 倍;为中度污染土壤的 22.20 倍和 233.08 倍。氨化细菌和硝化细菌直接参与分解土壤中有机态 N,尾矿库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 N 素的重要来源之一。从表 3 可见,与对照(3号)土壤相比,重度污染(1号)和中度污染(2号)土壤的固 N 菌数量减少趋势明显,下降幅度达 95.11% ~ 99.01%,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 值有关。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,与对照(3号)土壤相比,重度和中度污染的矿区土壤纤维素分解菌数量下降 98.29% ~ 99.36%,矿区土壤

壤生物活性的具体体现。

2.1.1 土壤微生物区系 分析结果(表 3)表明,与对照(3号)土壤相比,重度(1号)和中度污染(2号)土壤的细菌、放线菌有明显差异,其中细菌、放线菌数量分别下降 88.56% ~ 95.94%, 61.54% ~ 76.19%,敏感程度顺序为细菌 > 放线菌 > 真菌。

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,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积累。

因此,矿区土壤生态系统不利于有益微生物的繁殖和活动,因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及其它措施来达到恢复矿山土壤微生物生态系统稳定性的目的。

2.2 土壤微生物特征参数的变化

2.2.1 土壤微生物商 微生物商是指土壤微生物生物量碳与土壤有机碳总量的比值。近年来的研究表明,微生物商 ($Gmic/Corg$) 对重金属污染比较敏感,是反映土壤生态系统中碳平衡的指标,当外界环境发生改变时 $Gmic/Corg$ 的变化可以较早地被检测出来。用微生物商来表示土壤过程或土壤质量的变化,比单独应用微生物生物量或土壤有机总碳要有效得多^[7]。

2.2.2 微生物代谢商 微生物代谢商是微生物基础呼吸强度与微生物生物量的比值 ($qCO_2 = Rmic/Gmic$),即单位微生物量在单位时间的呼吸作用。它将微生物生物量的大小与微生物的生物活性和功能有机地联系起来,能反映微生物对底物的利用效率,与土壤微生物生态系统的演替密切相关。代谢商是反映环境因子、管理措施变化和重金属污染对微生物活性影响的一个敏感指标^[8]。

由图 1 可见,不同污染程度土壤微生物特征参

数的变化。从对照土样、中度污染到重度污染, 土壤微生物基础呼吸速率升高, 而土壤微生物生物量减少, t 检验表明它们之间存在显著的差异性 ($P < 0.05$), 反映矿区土壤在重金属环境胁迫下, 微生物生物量减少, 但微生物的抗逆性导致其活动强度明显增大^[9]。在这种情况下, 土壤微生物需要消耗更多的能源以维持生理需要。不同土样微生物特征的变化从图 1 可知, 微生物商 ($Cmic/Corg$)、代谢商 (qCO_2) 这 2 个微生物生理生态参数也呈类似的变化规律, 图 1 和 t 检验 ($P < 0.05$) 表明, 从对照土壤到重度污染 (废弃地中心), 这 2 个参数值都有显著升高。表明矿区复垦土壤在重金属环境胁迫下, 微生物代谢能力发生了明显改变, 产生高水平、不稳定的微生物活动^[10]。

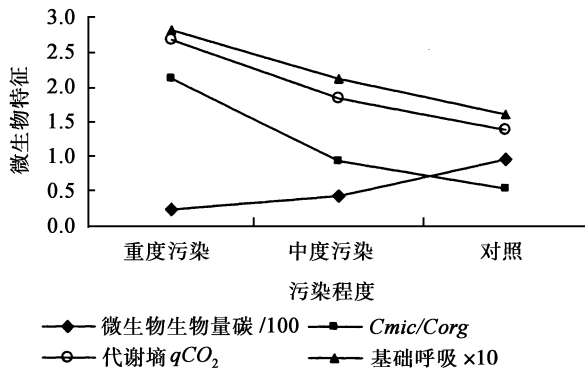


图 1 不同污染程度土样的微生物特征

3 结语

矿山废弃地是一类重金属含量极高, 对植物生长产生毒害的特殊生境^[11]。调查研究结果表明, 柴河铅锌尾矿区复垦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为: 细菌 > 放线菌 > 真菌。重金属污染对土壤微生物特征有显著影响, 使土壤呼吸速率明显增加, 但土壤微生物生物量却显著下降。在这种逆境下, 微生物为维持其正常的生命活动就需要消耗更多的能量, 导致土壤微生物对能源碳的利用效率降低^[12]。可以看出, 在柴河铅锌尾矿库土壤中虽然微生物生物量较低, 但微生物的

生理活动非常活跃。呼吸强度升高, 对能量的消耗速率加快, 但利用效率明显不如对照土壤。从而削弱了矿山复垦土壤中 C、N 营养元素的循环速率和能量流动, 不利于有机质的累积。而矿山废弃地土壤复垦的关键是增加植物的生长量, 增加土壤有机质和腐殖质, 提高土壤肥力。由此可推断, 此应为柴河铅锌尾矿库区废弃地复垦和生态重建需要克服的关键问题之一。

参考文献:

- [1] 杨伟清. 韶关 Pb/Zn 矿区的重金属污染及生态退化与恢复 [D]. 中山大学博士论文, 2005: 1~15
- [2] 束文圣, 叶志鸿, 张志权, 等. 华南铅锌尾矿生态恢复的理论与实践 [J]. 生态学报, 2003, 23: 1629~1639
- [3] 白中科, 赵景奎, 段永红, 等. 工矿区土地复垦与生态重建 [M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000
- [4] 束文圣, 黄铭洪. 矿业废弃地的环境污染与生态恢复 [A]. 见: 黄铭洪, 环境污染与生态恢复 [M]. 北京: 科学出版社, 2003: 136~184
- [5] 孙翠玲, 苏铁成, 郭玉文. 矿山矸石台地植被恢复栽培模式研究 [J]. 林业科学研究, 2005, 18(3): 356~361
- [6] 许光辉, 李振高. 微生物生态学 [M]. 南京: 东南大学出版社, 1991: 175~182
- [7] 孙波, 赵其国, 张桃林, 等. 土壤质量与持续环境 III. 土壤质量评价的生物学指标 [J]. 土壤, 1997, 29(5): 225~234
- [8] Fliedbach A, Martens R, Reber H H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge [J]. Soil Biol Biochem, 1994, 26: 1201~1205
- [9] Chander K, Brookes P C. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal contaminated and non contaminated soils [J]. Soil Biol Biochem, 1991, 23: 917~925
- [10] Beyer I, Sieling K. The impact of a low humus level in arable soils on microbial properties, soil organic matter quality and crop yield [J]. Biol Fertil Soils 1999, 28(2): 156~161
- [11] 刘成志, 尚鹤, 姚斌, 等. 柴河铅锌尾矿耐性植物与优势植物的重金属含量研究 [J]. 林业科学研究, 2005, 18(3): 246~249
- [12] Bardget R D, Sagar S. Effects of heavy metal contamination on the short term decomposition of labelled ^{14}C glucose in a pasture soil [J]. Soil Biol Biochem, 1994, 26: 727~733