

毕斌,任珊珊,郭李凯,等. 2 种利用类型煤矸山复垦重构土壤的微生物量碳、氮含量与酶活性[J]. 江苏农业科学,2016,44(8):511-514.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.08.147

2 种利用类型煤矸山复垦重构土壤的微生物量碳、氮含量与酶活性

毕斌,任珊珊,郭李凯,于亚军

(山西师范大学地理科学学院,山西临汾 041000)

摘要:土壤微生物量碳、氮含量与酶活性可以作为评价土壤质量恢复的敏感因子,因此开展煤矸山重构土壤微生物量碳、氮含量与酶活性研究对于分析复垦土壤质量恢复状况十分必要。以山西省长治市王庄煤矸山复垦 6 年的林地(SL)、草地(GL)为研究对象,分析 2 种利用类型煤矸山土壤微生物量碳、氮含量与酶(碱性磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶、脱氢酶)活性的差异。结果表明:林地微生物量碳含量与碱性磷酸酶活性、脱氢酶活性分别比草地高 393%、128%、289%;微生物量氮含量与脲酶、过氧化氢酶活性分别比草地低 4%、5%、57%。相关性分析表明:微生物量碳含量与脱氢酶、碱性磷酸酶活性主要受有机质、全氮含量的影响,而微生物量氮含量与脲酶、过氧化氢酶活性主要受碱解氮含量的影响;0~10 cm 土层草地有机质、全氮含量分别比林地低 15%、7%,碱解氮含量比林地高 50%,导致 2 种复垦样地之间微生物量碳、氮含量与酶活性存在明显差异。综合试验结果可知,林地有助于微生物量碳含量与碱性磷酸酶、脱氢酶活性的提高,草地有助于微生物量氮含量与脲酶、过氧化氢酶活性的提高。

关键词:复垦土壤;土壤微生物量碳、氮含量;土壤酶活性;煤矸山

中图分类号: S153.6;X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)08-0511-04

煤矸石是井工开采和洗煤排出的废弃物,是矿区主要污染源之一,目前其综合利用率不足 20%,因此多弃置于地表形成矸石山^[1],不仅占用大量土地,而且对当地的生态环境构成严重威胁^[2]。因此,采用推平覆土后进行植被绿化是煤矸山治理的主要措施之一^[3]。但是煤矸山推平覆土时通过工程技术措施(如铲平、碾压)形成的“重构土壤”改变了原有土壤的水、肥、气、热等理化性质,进而影响土壤微生物、酶直接参与的诸如养分循环、有机质分解等诸多生态过程,而土壤酶、微生物是生态系统物质转化和能量循环的驱动力^[4],且对外界胁迫比动植物反应敏感,其活性、生物量能够反映土壤的肥力水平,常被作为评价土壤恢复质量的敏感因子^[5-6]。因此,开展煤矸山重构土壤微生物、酶活性的研究对于分析复垦土壤质量恢复状况十分必要,也有助于评价矸石山复垦治理后水肥状况恢复的效果。

山西省长期进行高强度煤炭开采,已囤积超过 10 亿 t 煤矸石,形成了 300 多座矸石山,产生了一系列生态环境问题^[7]。近年来,山西省加大了矸石山的治理力度,多个煤矸山通过覆土复垦的方法得到治理^[8]。因此,以山西省为研究区开展复垦矸石山土壤微生物、酶活性状况研究具有典型性。本研究以山西省长治市潞安矿区王庄煤矿复垦煤矸山为例,以复垦 6 年的林地(SL)、草地(GL)为研究对象,分析 2 种利

用类型复垦煤矸山土壤微生物量碳(MBC)、微生物量氮(MBN)含量,以及土壤脲酶、碱性磷酸酶、过氧化氢酶、脱氢酶活性,同时分析土壤微生物量碳、氮含量,酶活性与土壤主要养分状况的关系,以此研究 2 种利用类型煤矸山土壤微生物量碳、氮含量与酶活性的差异,可以为煤矸山复垦植被类型的选择提供理论依据,也可为矿区复垦、土壤生态系统的恢复、重建提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于山西省长治市潞安矿区,地处黄土高原东南部太行山脉,上党盆地的中部。该区为温带大陆性季风气候,多年平均气温为 9.5℃,年均日照时间为 2 518 h,无霜期为 160 d 左右,年均降水量为 550~650 mm,年均蒸发量为 650~750 mm,降水年际变化和年内变化均很大,其中夏秋季降水量占全年的 71.6%。

研究样地位于该矿区王庄煤矿西矸石山,地理位置为 36°22′02.2″N、113°01′29.1″E,海拔 959 m,该矸石山形成于 20 世纪 90 年代,矸石存放量约为 156 万 m³,占地约 7.7 万 m²,南北宽 220 m,东西长 400 m,垂直高度 35 m,该矸石山一部分于 2009 年完成推平覆土,复垦后植被类型为灌木林地、草地,灌木林地主要植物为火炬树(*Rhus typhina* Nutt)、连翘(*Forsythia suspensa*)、荆条(*Vitex negundo* var. *heterophylla*),郁闭度约为 0.23;草地的主要植物为白羊草[*Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng]、羊胡子草(*Carex rigescens*)、狗尾草[*Setaria viridis* (L.) Beauv.],草高约 15~20 cm,覆盖度约为 71%。矸石山的另一部分于 2014 年完成推平覆土,目前处于裸地状态,前后 2 次覆土土壤均取自矿区附近,土壤性质基本

收稿日期:2016-02-19

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金(编号:41301304)。

作者简介:毕斌(1990—),男,山西晋中人,硕士研究生,主要从事土壤生态恢复方面的研究。E-mail:630347747@qq.com。

通信作者:于亚军,博士,副教授,主要从事区域环境与生态恢复方面的教学与科研工作。E-mail:yuyajun0211@126.com。

一致,覆土厚度均为 100 ~ 120 cm。

1.2 土样采集与分析

1.2.1 土样采集 本研究以 2009 年复垦的 6 年林地、草地为样地,同时以 2014 年新复垦裸地为对照(CK),土样采集时间为 2015 年 4 月,采样时在样地中选择 3 个样方,每个样方中用对角线法取 5 点混合形成 1 个样品,最后形成 3 个重复样。采样分 0 ~ 10、10 ~ 20 cm 2 个土层,用土钻取土,样品带回实验室后分为 2 份,1 份新鲜土样过筛后测定土壤微生物量碳氮含量、酶活性,1 份自然风干后过筛,测定土壤养分含量。

1.2.2 土样分析 土壤有机质含量的测定采用重铬酸钾容量法-外加热法;土壤全氮、碱解氮含量的测定采用凯氏定氮法、NaOH - H₃BO₃ 法;土壤全磷、有效磷含量的测定采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法、NaHCO₃ 浸提-钼锑抗比色法;分析方法均按照《土壤农业化学分析方法》^[9] 进行。

土壤微生物量碳、氮含量的测定采用三氯甲烷熏蒸提取法^[10];土壤碱性磷酸酶活性的测定采用磷酸苯二钠比色法,以 24 h 内 1 g 土壤中释出酚的质量(mg)表示其活性;土壤过氧化氢酶活性的测定采用高锰酸钾滴定法,以 24 h 内 1 g 土壤消耗的 0.1 mol/L KMnO₄ 体积(mL)表示;土壤脲酶活性的测定采用靛酚蓝比色法,以 24 h 内 1 g 土壤中氨态氮(NH₃ - N)的质量(mg)表示;土壤脱氢酶活性的测定采用比色法,以 24 h 内 1 g 土壤生成的三苯基甲腈(TPF)质量(μg)表示^[11]。数据分析采用 Excel 2003、SPSS 10.0 统计软件进行,多重比

较采用 Duncan's 新复极差法。

2 结果与分析

2.1 2 种利用类型复垦煤矸山的土壤养分状况

从表 1 可以看出,在 0 ~ 10 cm 土层,复垦林地土壤有机质、全氮含量分别比复垦草地高 18%、8%,但全磷、碱解氮、有效磷含量明显低于复垦草地,分别比复垦草地低 28%、33%、33%;在 10 ~ 20 cm 土层,2 种复垦样地的差异主要体现在全磷、碱解氮、有效磷含量,复垦草地分别比林地高 43%、101%、43%。

从 2 种复垦样地与新复垦裸地(CK)的比较来看,在 0 ~ 10 cm 土层,各养分含量显著升高,复垦林地的有机质、全氮、全磷、碱解氮、有效磷含量分别增长 73.1%、250.4%、62.5%、99.7%、22.4%;复垦草地的有机质、全氮、全磷、碱解氮、有效磷含量分别增长 47.2%、225.6%、125.0%、200.3%、82.2%。10 ~ 20 cm 土层各养分含量变化与 0 ~ 10 cm 土层一致,2 种样地均有不同程度的增长,复垦林地有机质、全氮、全磷、碱解氮、有效磷含量分别增长 33.4%、14.0%、64.3%、4.1%、14.4%;草地有机质、全氮、全磷、碱解氮、有效磷含量分别增长 32.0%、12.7%、135.7%、109.4%、63.7%。可见矸石山经植被复垦 6 年后,土壤有机质、氮、磷养分含量均有明显提高,但林地、草地 2 种利用类型土壤养分含量存在差异,这可能是由植被类型的差异造成进入土壤的植物凋落物的量和降解难易程度不同引起的^[12-15]。

表 1 2 种利用类型煤矸山土壤主要养分的差异

土壤层次 (cm)	样地类型	有机质含量 (g/kg)	全氮含量 (g/kg)	全磷含量 (g/kg)	碱解氮含量 (mg/kg)	有效磷含量 (mg/kg)
0 ~ 10	复垦 6 年林地	7.84 ± 0.41A	4.10 ± 0.21A	0.26 ± 0.36B	14.64 ± 0.20B	12.25 ± 0.05B
	复垦 6 年草地	6.67 ± 0.15B	3.81 ± 0.35B	0.36 ± 0.31A	22.01 ± 0.17A	18.24 ± 0.03A
	新复垦裸地(CK)	4.53 ± 0.02C	1.17 ± 0.11C	0.16 ± 0.16C	7.33 ± 0.05C	10.01 ± 0.54C
10 ~ 20	复垦 6 年林地	4.75 ± 0.04A	3.50 ± 0.19A	0.23 ± 0.21B	7.30 ± 0.27B	11.25 ± 0.36B
	复垦 6 年草地	4.70 ± 0.15A	3.46 ± 0.15A	0.33 ± 0.11A	14.68 ± 0.31A	16.09 ± 0.02A
	新复垦裸地(CK)	3.56 ± 0.16B	3.07 ± 0.29B	0.14 ± 0.29A	7.01 ± 0.19B	9.83 ± 0.04B

注:同一土层、同列数据后不同大写字母表示差异极显著($P < 0.01$)。

2.2 2 种复垦类型煤矸山土壤微生物量碳氮含量的差异

由图 1 - a 可知,2 种复垦样地土壤微生物量碳含量的平均状况为复垦林地大于复垦草地;从各土层的差异来看,0 ~ 10 cm 土层复垦林地微生物量碳含量是复垦草地的 4.93 倍,在 10 ~ 20 cm 土层 2 种样地无明显差异。由图 1 - b 可知,2 种复垦样地微生物量氮含量在 0 ~ 10 cm 土层无明显差异,在 10 ~ 20 cm 土层差异明显,草地比林地高 47%,这意味着林地能够促使土壤中更多的碳积累在微生物体内,而草地层促使土壤中更多的氮积累在微生物体内。

与新复垦裸地(CK)相比,2 种复垦样地微生物量碳氮含量的差异主要在 0 ~ 10 cm,复垦 6 年林地微生物量碳、氮含量分别为 CK 的 13.59、8.89 倍,复垦 6 年草地微生物量碳、氮含量分别为 CK 的 2.76、9.28 倍。这种差异可能是由于草地、林地每年均有较多枯枝落叶进入土壤为微生物提供更多的分解物质,因此 2 种复垦样地与 CK 相比微生物生物量升高;但草地、林地输入的有机物质的数量、质量不同,导致微生物量存在很大差异。

2.3 2 种复垦类型煤矸山土壤酶活性的差异

脲酶活性可以指示土壤氮素循环及其相关的土壤活性^[12]。由图 2 - a 可知,2 种复垦样地土壤脲酶活性相比较,复垦草地上下各土层分别比林地高 5%、7%;与新复垦裸地相比较,2 种复垦样地土壤脲酶活性明显提高,复垦 6 年草地、林地在 0 ~ 10 cm 土层分别增长 21%、15%,10 ~ 20 cm 土层分别增长 55%、44%。可见草地更有利于脲酶活性的提高,能进一步增加土壤中可直接被植物吸收利用的氮素含量,提高氮素的利用效率,加速土壤氮素循环,更有利于土壤质量的改善。

碱性磷酸酶能够促进有机磷化合物的水解、提高土壤磷元素的有效性^[16]。由图 2 - b 可知,2 种复垦样地的土壤碱性磷酸酶活性相比,复垦 6 年林地明显高于草地,上、下各土层分别比草地高 128%、101%;与新复垦裸地相比较,复垦 6 年林地上、下各土层碱性磷酸酶活性分别增长 173%、130%,草地上、下各土层碱性磷酸酶活性分别增长 20%、14%。可见土壤碱性磷酸酶活性因植被恢复方式有明显的差异,林地更

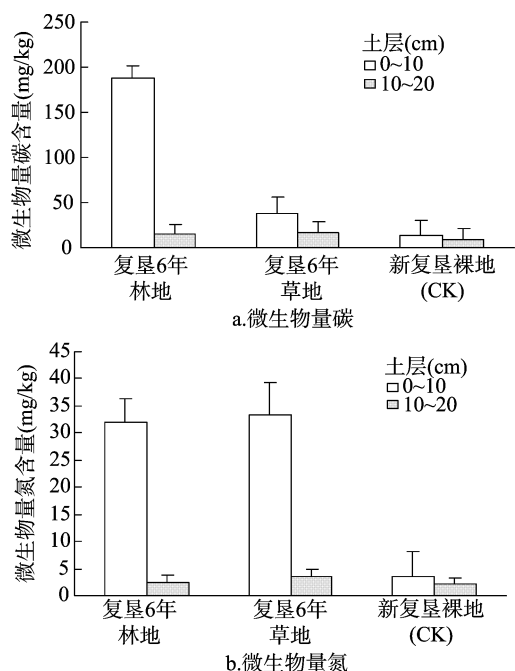


图1 2种利用形式复垦地土壤微生物量碳、氮含量的差异

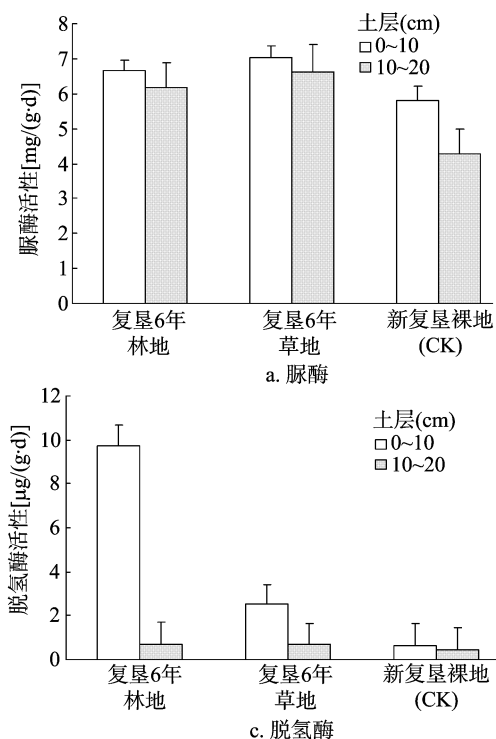


图2 2种复垦地土壤脲酶、碱性磷酸酶、脱氢酶、过氧化氢酶的活性差异

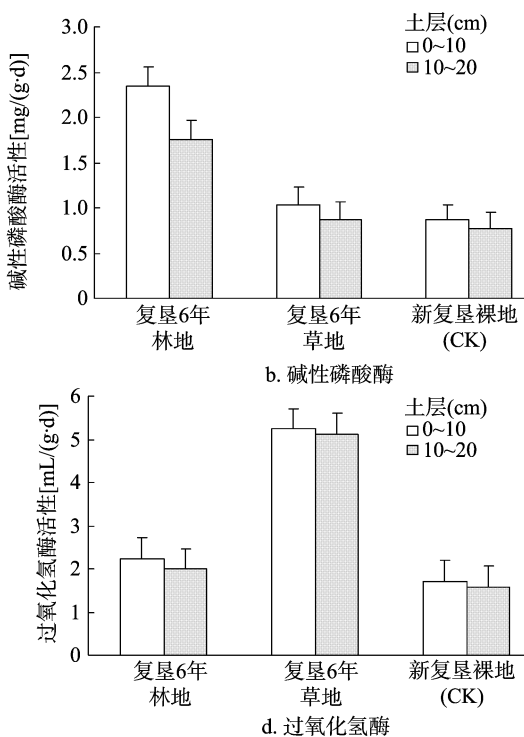
2.4 土壤微生物量碳、氮含量和酶活性与主要土壤养分含量的相关性

由表2可知,微生物量碳含量与有机质、全氮含量显著相关;微生物量氮含量与有机质含量显著相关,与全氮、碱解氮含量极显著相关,说明土壤微生物在土壤能量与物质循环中起到巨大的作用。由表2还可以看出,脲酶活性与全氮、碱解氮含量显著或极显著相关,且与有机质含量极显著相关;脱氢酶活性与全氮、有效磷含量显著或极显著相关;过氧化氢酶活性与有机质、碱解氮含量极显著相关;碱性磷酸酶活性与有机

有利于碱性磷酸酶活性的提高,能进一步促进有机磷向无机磷转化,从而为植物生长提供更好的立地条件。

脱氢酶活性能较好地表征土壤中微生物的氧化能力^[17]。由图2-c可知,复垦林地脱氢酶活性在0~10 cm土层明显高于复垦草地,是复垦草地的3.89倍;在10~20 cm土层,二者无明显差异。与新复垦裸地相比,2种复垦样地脱氢酶活性在上、下各土层不同程度地增加,0~10 cm土层林地、草地脱氢酶活性分别为新复垦裸地的13.27、3.92倍,10~20 cm土层脱氢酶活性分别为新复垦裸地的1.55、1.61倍。可见不同植被恢复方式均可不同程度地改善脱氢酶活性,但林地的修复效果明显高于草地,表明林地土壤中微生物的氧化能力更强。

过氧化氢酶能促进过氧化氢分解,有效防止过氧化氢对生物体的毒害作用^[18]。由图2-d可知,复垦6年草地上、下各土层过氧化氢酶活性分别比复垦林地高125%、158%;2种复垦样地与新复垦裸地相比,0~10 cm土层林地、草地过氧化氢酶活性分别提高32%、197%;10~20 cm土层过氧化氢酶活性分别提高26%、99%。表明采取不同的植被恢复措施后土壤的氧化还原能力都有很大的增强,从而有利于土壤中某些有毒物质的转化,但是草地的过氧化氢酶活性更高、氧化还原能力更强,能进一步促进有机质的转化。



质含量极显著相关,与全氮、全磷、有效磷含量显著相关。

从以上土壤酶活性与微生物量碳、氮含量及土壤养分含量的相关性分析结果来看,土壤酶活性和微生物量碳、氮含量能很好地反映煤矸石复垦重构土壤的肥力状况,可以作为评价土壤质量的生物学指标。

3 讨论

土壤微生物对土壤环境的变化极为敏感,不同的土地利用方式会使土壤微生物量产生差异^[19-20]。本研究表明,林地

表 2 复垦煤矸山土壤微生物量碳、氮含量与酶活性和土壤养分含量间的相关性分析结果

类别	相关系数				
	有机质含量	全氮含量	全磷含量	碱解氮含量	有效磷含量
微生物量碳含量	0.714 *	0.648 *	-0.128	0.330	-0.232
微生物量氮含量	0.740 *	0.835 **	-0.029	0.809 **	0.347
脲酶活性	0.997 **	0.836 *	-0.175	0.735 **	0.199
脱氢酶活性	0.346	0.788 **	0.429	0.418	0.899 *
过氧化氢酶活性	0.787 **	0.247	0.416	0.762 **	-0.141
碱性磷酸酶活性	0.749 **	0.654 *	0.852 *	0.07	0.554 *

注：“*”“**”分别表示显著相关($n=12, P<0.05$)、极显著相关($n=12, P<0.01$)。

微生物量碳含量高于草地,微生物量氮含量则低于草地。相关性分析表明,植被类型影响微生物量,主要是通过影响微生物生长代谢所需要的有机质、氮素等基质来实现,微生物量碳含量主要受有机质含量的影响,而微生物量氮含量主要受全氮、碱解氮含量的影响。2 种复垦样地有机质、氮素等养分含量高于新复垦裸地,因此微生物量碳、氮含量在 2 种样地中明显较高,说明植被复垦提高了土壤碳、氮养分状况。但是 2 种复垦样地相比较,0~10 cm 土层草地有机质含量比林地低 15%,草地碱解氮含量比林地高 50%,导致林地微生物量碳含量高于草地,微生物量氮含量则低于草地。可见,采用林地复垦模式有利于微生物量碳含量的提高,草地复垦模式有利于微生物量氮含量的提高。

土壤酶参与土壤中各种生物化学过程,其活性能表征土壤养分转化、运移能力的强弱,是土壤肥力评价的重要指标之一^[11,17]。研究结果表明,2 种复垦样地与新复垦裸地相比,4 种土壤酶活性显著提升;2 种复垦样地相比较,脲酶、过氧化氢酶活性以草地高于林地,而碱性磷酸酶、脱氢酶活性则相反。相关性分析表明,4 种酶活性主要与有机质、全氮含量相关,2 种复垦样地有机质、全氮含量显著高于新复垦裸地,可见土壤养分含量增加,供微生物代谢的底物浓度增加,从而提高微生物的代谢产酶能力,使复垦样地 4 种酶活性不同程度地提高,表明矿区经复垦之后土壤养分转化能力有所提高;但是草地有机质、全氮含量高于林地,导致脱氢酶、碱性磷酸酶活性表现为林地高于草地。此外,脲酶、过氧化氢酶活性还与碱解氮含量极显著相关,草地碱解氮含量极显著高于林地,导致草地脲酶、过氧化氢酶活性高于林地。可见林地有助于脱氢酶、碱性磷酸酶活性的提高,草地有助于脲酶、过氧化氢酶活性的提高。

4 结论

2 种复垦样地微生物量碳、氮含量存在显著差异,且可不同程度地改善酶活性。复垦林地微生物量碳含量是草地的 4.93 倍,而草地微生物量氮含量比林地高 47%;复垦林地的碱性磷酸酶、脱氢酶活性分别比复垦草地高 128%、289%,脲酶、过氧化氢酶活性分别比复垦林地高 15%、125%。

相关性分析表明,微生物量碳含量,以及脱氢酶、碱性磷

酸酶活性主要受有机质、全氮含量的影响,而微生物量氮含量,以及脲酶、过氧化氢酶活性主要受碱解氮含量的影响。2 种复垦样地相比较可知,0~10 cm 土层草地有机质、全氮含量分别比林地低 15%、7%,草地碱解氮含量比林地高 50%,导致林地微生物量碳含量,以及碱性磷酸酶、脱氢酶活性高于草地,微生物量氮含量、脲酶活性、过氧化氢酶活性则低于草地。结果表明林地有助于微生物量碳含量与碱性磷酸酶、脱氢酶活性的提高,草地有助于微生物量氮含量与脲酶、过氧化氢酶活性的提高。

参考文献:

[1] 苏光全,何书金,郭焕成. 矿区废弃土地资源适宜性评价[J]. 地理科学进展,1998,17(4):39-46.

[2] 王尚义,石 瑛,牛俊杰,等. 煤矸石山不同植被恢复模式对土壤养分的影响——以山西省河东矿区 1 号煤矸石山为例[J]. 地理学报,2013,68(3):372-379.

[3] 郭小娟,贾 萍,刘 霞. 煤矸石山环境问题及其治理的研究[J]. 山西农业大学学报:自然科学版,1998,18(2):139-141.

[4] 从怀军,成 毅,安韶山,等. 黄土丘陵区不同植被恢复措施对土壤养分和微生物量 C、N、P 的影响[J]. 水土保持学报,2010,24(4):217-221.

[5] 龙 健,黄昌勇,滕 应,等. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性[J]. 生态学报,2003,23(3):496-503.

[6] 洪坚平,谢英荷,孔令节,等. 矿山复垦区土壤微生物及其生化特性研究[J]. 生态学报,2000,20(4):669-672.

[7] 武冬梅,张建红,吕珊兰,等. 山西矿区矸石山复垦种植施肥措施[J]. 自然资源学报,1998,13(4):333-336.

[8] 李君剑,刘 峰,周小梅. 矿区植被恢复方式对土壤微生物和酶活性的影响[J]. 环境科学,2015,36(5):1836-1841.

[9] 吴金水. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京:气象出版社,2006.

[10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,2000.

[11] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社,1986.

[12] 李智兰. 矿区复垦对土壤养分和酶活性以及微生物数量的影响[J]. 水土保持通报,2015,35(2):6-13.

[13] 常 超,谢宗强,熊高明,等. 三峡库区不同植被类型土壤养分特征[J]. 生态学报,2009,29(11):5978-5985.

[14] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤,1997,29(2):61-69.

[15] Lundquist E J, Jackson L E, Scow K M, et al. Changes in microbial biomass and community composition, and soil carbon and nitrogen pools after incorporation of rye into three California agriculture soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1999, 31(2):221-236.

[16] 闫 晗,葛 蕊,潘胜凯,等. 恢复措施对排土场土壤酶活性和微生物量的影响[J]. 环境化学,2014,33(2):327-333.

[17] 戴全厚,刘国彬,姜 峻,等. 黄土丘陵区不同植被恢复模式对土壤酶活性的影响[J]. 中国农学通报,2008,24(9):429-434.

[18] 周礼恺. 土壤酶学[M]. 北京:科学出版社,1987:118-159.

[19] 黄 辉,陈光水,谢锦升,等. 土壤微生物生物量碳及其影响因素研究进展[J]. 湖北林业科技,2008(4):34-41.

[20] 樊文华,白中科,李慧峰,等. 不同复垦模式及复垦年限对土壤微生物的影响[J]. 农业工程学报,2011,27(2):330-336.