

不同豆科植物对锰矿区复垦土壤的改良效果

叶丽丽¹ 高传翔¹ 陈永山² 梁元娜¹ 李宗辉¹ 蒋金平^{1,2*}

(1. 桂林理工大学 环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 泉州师范学院 资源与环境科学学院, 福建 泉州 362000; 3. 桂林理工大学 广西岩溶地区水污染控制用水安全保障协同创新中心, 广西 桂林 541004)

摘要: 目前广西锰矿复垦区存在着土壤贫瘠化和重金属污染严重等问题, 对当地居民生命财产安全和矿区农业发展产生了严重影响。因此以锰矿区复垦土壤为研究对象, 探究施用不同豆科绿肥植物对锰矿区复垦土壤的改良效果, 共设置十二个处理分别为空白(CK)、田菁(TJ)、草木犀(CMX)、紫云英(ZY)、光叶苕子(ZHT)、箭筈豌豆(JK)、沙打旺(SDW)、决明子(JM)、绛三叶(JSY)、毛叶苕子(MY)、猪屎豆(ZS)、小冠花(XG)。研究结果表明: (1) 锰矿区复垦土壤的有效磷、速效钾、总氮和总碳含量显著增加, 但土壤 pH 和有机质并无显著改变。其中与 CK 相比, 沙打旺的土壤有效磷含量提高了 200%, 毛叶苕子的土壤总氮含量提高了 126%; (2) 锰矿区复垦土壤无机态氮含量显著增加, 与 CK 相比, 紫云英的土壤硝态氮含量提高了 377%, 小冠花的土壤铵态氮含量提高了 88.8%; (3) 锰矿区复垦土壤土壤酶活性显著提高, 与 CK 相比, 猪屎豆、光叶苕子和紫云英的土壤固氮酶活性提升了 221%、202% 和 195%。研究认为, 豆科绿肥植物对锰矿区复垦土壤具有良好的改良效果。

关键词: 锰矿区复垦土壤; 豆科绿肥植物; 土壤改良; 土壤氮素; 土壤酶活性

中图分类号: S142.2

文献标识码: A

Effectiveness of different leguminous plants on soil improvement in reclaimed manganese mining areas

GAO chuanxiang¹, YE lili¹, CHEN yongshan², LIANG yuanna¹, LI zonghui¹, JIANG jinpin^{1,2*}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. College of Resources and Environmental Science, Quanzhou Normal University, Quanzhou 362000, China; 3. Key Laboratory of Guangxi Collaborative Innovation Center for Water Safety in Karst Water Pollution Control, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: At present, there are serious problems such as soil impoverishment and heavy metal pollution in Guangxi manganese reclamation area, which have a serious impact on the life and

property safety of local residents and agricultural development in mining area. Therefore, taking the reclaimed soil of manganese ore area as the research object, the improvement effect of applying different legume green fertilizer plants to the reclaimed soil of manganese ore area was explored. A total of twelve treatments were set up, which were: CK, TJ, CMX, ZY, ZHT, JK, SDW, JM, JSY, MY, ZS and XG. The results showed that: (1) the contents of available phosphorus, available potassium, total nitrogen and total carbon in the reclaimed soil increased significantly, but the soil pH and organic matter did not change significantly. Compared with CK, the soil available phosphorus content of SDW increased by 200%, and the soil total nitrogen content of MY increased by 126%. (2) The inorganic nitrogen content of the reclaimed soil in the manganese ore area was significantly increased. Compared with CK, the nitrate nitrogen content of ZY soil was increased by 377%, and the ammonium nitrogen content of XG soil was increased by 88.8%; (3) The soil enzyme activities of reclaimed soil in manganese ore area were significantly increased. Compared with CK, the soil nitrogenase activities of ZS, ZHT and ZY were increased by 221%, 202% and 195%. The study shows that leguminous green fertilizer plants have good improvement effect on the soil reclamation in manganese ore area.

Keywords: manganese mining area reclaimed soil, leguminous green manure plants, soil improvement, soil nitrogen, soil enzyme activity

广西锰矿区经过多年开采,原有的自然景观和生态环境遭到严重破坏,土地贫瘠化和土壤重金属污染严重,对当地居民生命财产安全和农业发展产生了严重影响(李社宏等,2015,李艺等,2008)。传统锰矿区土壤修复方法主要有客土法、电修复法、淋洗法和热处理法等,但是存在着价格高昂、无法大面积修复并且会对土壤结构造成极大破坏等问题(Shu *et al.*, 2015)。植物修复被认为是“绿色修复”,并且与传统方法相比,具有投入少、成本低、可以大面积推广、无二次污染等优点(陈远其等, 2017),并且根据这十几年的土壤复垦工作来看,传统方法并没有取得较好的成效(黎秋君等,2013)。

不少学者认为,种植绿肥植物是一种不错的土壤改良方法(Tejada *et al.*,2008)。因为,种植绿肥植物会减少土壤侵蚀,改善土壤的物理结构(G.R.Mehuys, 1985 ,Nielsen, 2013),提高土壤有机质和肥力水平(Power, 1990 ,Doran and Smith, 1987), 并且还能增加土壤养分保持量(Dinnes *et al.*,2002,Drinkwater, 1998)以及减少全球变暖的可能性(Robertson, 2000)。

绿肥植物多按科属分类主要有豆科、禾本科及十字花科等,但大多为豆科植物(江生泉

等, 2016)。与非豆科绿肥植物相比, 豆科绿肥植物可以将空气中的 N_2 固定到土壤中供植物正常生长发育(林新坚等, 2011)。豆科绿肥植物还能够改善锰矿区土壤, 吸附与分解锰矿区土壤中有毒物质, 对环境保护有着重要作用(谢玉英, 2007)。此外, 豆科绿肥植物还具有较强的环境适应性、抗逆性强、耐贫瘠、生长快和易于栽培和管理等优点(陈智忠, 1998)。并且目前, 大多数研究都是使用锰超富集植物对锰矿区进行改良如商陆(薛生国等, 2003)和水蓼(王华等, 2007)等, 关于豆科绿肥植物对锰矿区进行改良方面的研究较少。

因此, 本研究以锰矿区复垦区为研究对象, 在锰矿区复垦土壤上种植不同豆科绿肥植物, 通过对比不同的豆科绿肥植物对锰矿区复垦土壤养分水平、氮素含量以及土壤酶活性的影响, 研究不同的豆科绿肥植物对锰矿区土壤的改良效果, 找到出适合锰矿区复垦土壤改良的豆科绿肥植物, 为之后锰矿区复垦工作提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点

研究地点位于广西省柳州市柳江区, 地理位置为北纬 $23^{\circ}54' \sim 24^{\circ}01'$, 东经 $109^{\circ}14' \sim 109^{\circ}23'$ 。矿区地貌主要为丘陵, 地势较为低平, 海拔在 90~120m 之间, 土壤类型为棕红土壤, 黄褐色粘土和亚粘土(LI Yi, 2008)。矿区年平均气温 $20.6^{\circ}C$, 年平均降雨量 1402.7mm, 年相对湿度 76%, 年平均日照 1600 多小时, 无霜期 331 天。

1.2 试验材料

土壤样品来自广西思荣锰矿区复垦地区域。土壤 pH 为 6.7, 有机质为 14.03 mg/kg, 有效磷为 3.73 mg/kg, 速效钾为 45.67 mg/kg, 总碳为 7.68 g/kg, 总氮为 3.9 g/kg, 土壤贫瘠化严重。

豆科绿肥植物为田菁(*Sesbania cannabina* (Retz.) Poir.)、草木犀(*Melilotus officinalis* (L.) Pall.)、紫云英(*Astragalus sinicus* L.)、光叶苕子(*Viciavillosa* Roth var.)、箭筈豌豆(*Vicia sativa* L.)、沙打旺(*Astragalus adsurgens* Pall.)、决明子(*Cassia tora* Linn)、绛三叶(*Trifolium incarnatum* L.), 毛叶苕子(*Viciavillosa* Roth)、猪屎豆(*Crotalaria pallida* Ait.)、小冠花(*Coronilla varia* L.), 种子来自沐阳种业有限公司。

1.3 试验设计

盆栽试验在桂林理工大学温室(E $110^{\circ}29'$, N $25^{\circ}06'$)进行。本实验共设置十二个处理, 田菁 (TJ), 草木犀(CMX), 紫云英 (ZY), 光叶苕子 (ZHT), 箭筈豌豆 (JK), 沙打旺 (SDW), 决明 (JM), 绛三叶(JSY), 毛叶苕子 (MY), 猪屎豆(ZS), 小冠花(XG)和空白处理 (CK), 每个处理设 3 个重复, 每盆装土 2.0kg。种子先在 3%的 H_2O_2 溶液中浸泡 30min 后, 用超纯水彻底

冲洗。在 25°C, 湿度 70% 恒温恒湿培养箱中潮湿滤纸发芽 16 h 后播种, 每盆穴播种子 5 粒, 播种后根据植株长势进行间苗, 每盆保留 2 株。

1.4 指标测定

土壤 pH 值以土壤与超纯水 1:2.5 的比例进行测量。全氮 (TN) 和可利用氮的测定方法采用 K_2CrO_7 氧化法和凯氏定氮法(Lu, 2000)。土壤中的有效磷 (NH_4F 和 HCl 提取) 按照中国土壤学会的方法测定(Dong et al., 2021)。

土壤硝态氮采用紫外分光光度法进行测定。土壤铵态氮采用纳氏试剂法进行测定。土壤脲酶采用苯酚-次氯酸钠比色法进行测定(Fisher et al.2017)。土壤蛋白酶采用加勒斯江法进行测定(Vranova et al., 2013)。土壤蔗糖酶采用 3, 5-二硝基水杨酸比色法进行测定(Zhang et al., 2018)。土壤固氮酶采用试剂盒进行测定。

1.5 数据分析

数据处理使用 SPSS 26.0, 对数据进行单因素方差分析(ANOVA)和最小显著差异(LSD)检验。使用 Origin 2021 和 R 语言进行作图和相关性分析。

2 结果与分析

2.1 植物生长情况

如表一所示, 地上部生物量最大的植物是 JM, 为 11.76g/plant, 显著高于其他植物; 最小的植物为 CMX, 为 1.05g/plant。地下部生物量最大的植物是 JM, 为 2.09 g/plant, 显著高于其他植物; 最小的植物为 MY, 为 0.07 g/plant。在结瘤方面, 只有 TJ 和 ZS 结有根瘤。综合来看, 在生长情况和结瘤方面, JM 和 TJ 表征较好, 适应环境能力较强, 耐高锰矿土壤。

表 1 不同豆科植物锰矿区复垦土壤生长情况的测定

| 处理 | 地上部生物量(g/plant) | 地下部生物量(g/plant) | 根瘤情况 |
|-----------|---------------------|--------------------|------------------|
| Treatment | Aboveground biomass | Subsurface biomass | Nodule condition |
| 田菁 TJ | 7.15±0.61 b | 0.76±0.07 b | 有 |
| 草木犀 CMX | 1.05±0.37 c | 0.09±0.02 c | nd |
| 紫云英 ZY | 2.49±1.03 c | 0.27±0.22 c | nd |
| 光叶苕子 ZH | 8.41±1.02 b | 0.39±0.16 c | nd |
| 箭筈豌豆 JK | 2.05±0.27 c | 0.09±0.02 c | nd |
| 沙打旺 SDW | 1.06±0.41 c | 0.1±0.02 c | nd |
| 决明子 JM | 11.76±3.03 a | 2.09±0.72 a | nd |

| | | | |
|---------|--------------|-------------|----|
| 绛三叶 JSY | 2.51±0.73 c | 0.36±0.13 c | nd |
| 毛叶苕子 MY | 10.42±1.16 a | 0.07±0.02 c | nd |
| 猪屎豆 ZS | 1.99±0.52 c | 0.14±0.04 c | 有 |
| 小冠花 XG | 1.49±0.12 c | 0.14±0.02 c | nd |

注：nd 表示未检出根瘤；同列数据后不同小写字母表示差异显著(P<0.05)，表 2 同。

2.2 土壤理化性质

由表二可知，豆科植物对土壤理化性质有显著影响。土壤 pH 变化范围为 6.59~6.86，其中 SDW 的 pH 最高，JM 的 pH 最低，并且种植豆科植物的 pH 与 CK 无显著性差异。种植豆科植物的 SOM 与 CK 相比，有所增加，但是无显著性差异。

土壤的 AP 变化范围为 2.68~8.05 mg/kg，其中 SDW 的 AP 最高，为 8.05 mg/kg。SDW 和 ZY 土壤的 AP 与 CK 土壤相比，分别提高了 200%和 145%。种植豆科植物土壤的 AP 与 CK 处理相比，均显著增加。土壤的 AK 变化范围为 42.8~50.34 mg/kg,其中 JK 的 AK 最高，为 50.34mg/kg。JK 和 SDW 的 AK 与于 CK 处理相比，分别升高了 17.6%、17.4%。土壤的 TC 变化范围为 8.23~9.63 g/kg。其中 JM 的 TC 含量最高，为 9.63 g/kg。JM 和 MY 的 TC 含量与 CK 相比，分别提高了 17%和 11%。此外，种植不同植物的 TC 含量与 CK 相比均显著增加。土壤的 TN 变化范围为 4.6~10.4 g/kg。其中 MY 的 TN 含量最高，为 10.4 g/kg。种植 MY 和 ZHT 土壤的 TN 含量与 CK 相比，分别升高了 126%和 107%。除 ZY 外，种植其他豆科植物土壤的 TN 含量与 CK 相比均显著增加。

综上，种植豆科绿肥植物会使锰矿区复垦土壤的 AP，AK，TN 和 TC 含量显著增加，但对土壤 pH 和 SOM 并无显著影响。

表二 不同豆科植物土壤理化性质的测定

| 处理 | pH | 有机质(g/kg) | 有效磷(mg/kg) | 速效钾(mg/kg) | 总碳(g/kg) | 总氮(g/kg) |
|-----------|--------------|---------------|-------------|---------------|-------------|--------------|
| Treatment | | SOM | AP | AK | TC | TN |
| 田菁 TJ | 6.69±0.06 ab | 13.86±0.06 b | 3.26±0.54 e | 44.17±0.54 cd | 8.7±0.2 d | 4.6±0.26 f |
| 草木犀 CMX | 6.71±0.05 ab | 14.17±0.08 ab | 5.14±0.22 c | 46.37±0.45 c | 9.06±0.3 c | 6.2±0.26 d |
| 紫云英 ZY | 6.71±0.03 ab | 14.3±0.08 ab | 6.57±0.6 b | 50.06±1.32 a | 8.56±0.15 e | 5.3±0.2 e |
| 光叶苕子 ZH | 6.68±0.16 ab | 14.9±1.42 a | 3.39±0.53 e | 48.51±0.98 ab | 9.03±0.2 c | 3.63±0.58 g |
| 箭筈豌豆 JK | 6.72±0.16 ab | 13.78±0.05 b | 3.87±0.22 d | 50.34±1.47 a | 8.8±0.26 d | 9.56±0.45 ab |
| 沙打旺 SDW | 6.86±0.1 a | 14±0.16 ab | 8.05±0.87 a | 50.24±1.43 a | 9.06±0.41 c | 7.2±0.23 c |

| | | | | | | |
|---------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|-------------|
| 决明子 JM | 6.65±0.06 ab | 14.09±0.12 ab | 3.8±0.55 d | 47.43±0.45 b | 9.63±0.23 a | 8.6±0.45 b |
| 绛三叶 JSY | 6.77±0.02 ab | 13.94±0.12 ab | 5.19±1.28 c | 48.15±2.46 ab | 8.66±0.15 de | 6.7±0.52 cd |
| 毛叶苕子 MY | 6.72±0.15 ab | 13.99±0.36 ab | 3.94±0.77 d | 49.92±2.02 a | 9.13±0.28 b | 6.3±0.35 d |
| 猪屎豆 ZS | 6.83±0.03 a | 14.16±0.33 ab | 4.59±0.67 cd | 50.1±2.57 a | 8.46±0.25 e | 10.4±0.35 a |
| 小冠花 XG | 6.84±0.13 a | 13.78±0.06 b | 3.48±1.23 e | 48.19±0.51 ab | 8.46±0.05 e | 5.5±1.57 e |
| CK | 6.59±0.03 b | 13.74±0.07 b | 2.68±0.08 f | 42.8±0.3 d | 8.23±0.15 f | 8.7±0.2 b |

2.3 土壤无机态氮

土壤铵态氮含量受到豆科植物的显著影响（图一左）。土壤铵态氮含量变化范围为 13.19~33.38mg/kg,其中 XG 的铵态氮含量最高,为 33.38mg/kg。并且除 JSY、TJ 和 SDW 之外,其他处理的铵态氮含量与 CK 相比均显著性增加。其中, XG 和 ZHT 的铵态氮含量与 CK 相比,显著提高了 88.8%和 82.3%。但是, JSY 的铵态氮含量与 CK 相比显著降低了 25%。

土壤硝态氮含量受到豆科植物的显著影响(图一右)。土壤硝态氮含量变化范围为 2.42~11.55 mg/kg,其中 ZY 的硝态氮含量最高,为 11.55 mg/kg。除 JM 和 MY 外,其他豆科植物土壤的硝态氮含量与 CK 相比,均显著增加。其中 ZY 和 JK 的硝态氮含量与 CK 相比,分别提高了 377%和 366%。

综上,种植豆科植物会显著增加土壤无机态氮含量。其中 XG 和 ZHT 对于土壤铵态氮含量影响显著,ZY 和 JK 对于土壤硝态氮含量影响显著。

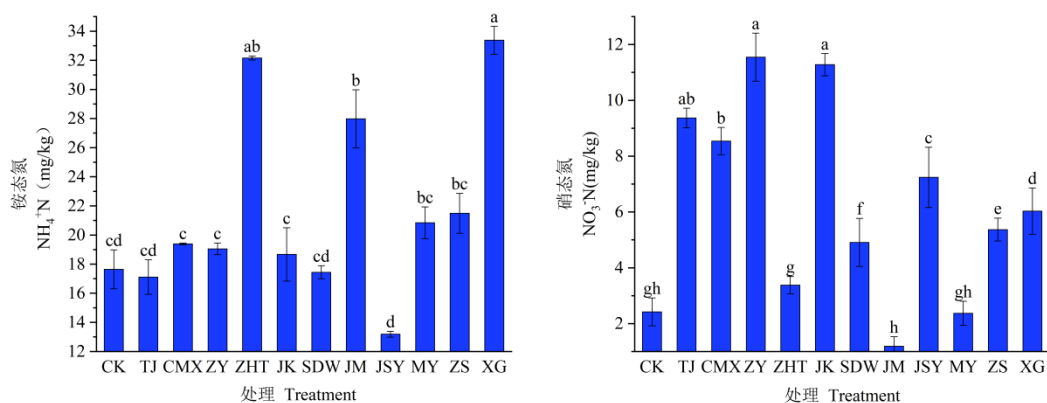


图 1 不同豆科植物对土壤无机态氮含量的影响。

同一小图图柱上不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$), 图二同。

图左 (土壤铵态氮含量) 图右 (土壤硝态氮含量)

2.4 土壤酶活性

土壤脲酶活性（图二 A），土壤脲酶活性的变化范围为 0.21~0.29mg/g·24h。其中 CMX 的脲酶活性最高，为 0.29mg/g·24h，MY 的脲酶活性最低，为 0.21 mg/g·24h。除了 MY 以外，其他处理的脲酶活性与 CK 相比，均显著升高。其中 CMX 和 SDW 土壤的脲酶活性与 CK 相比，显著提高了 38%和 33%。

土壤固氮酶活性（图二 B），土壤固氮酶活性的变化范围为 0.8~2.57 U/g，其中 ZS 的固氮酶活性最高，为 2.57U/g，CK 的固氮酶活性最低，为 0.8 U/g。所有处理与 CK 相比，均显著升高，其中 ZS、ZHT 和 ZY 与 CK 相比，提升了 221%、202%和 195%。

土壤蔗糖酶活性（图二 C），土壤蔗糖酶活性的变化范围为 61.10~82.14 mg/g·24h，其中种植 ZS 的土壤蔗糖酶活性最高，为 82.14mg/g·24h。在所有处理中，除 MY 和 TJ 外，其他处理的蔗糖酶活性与 CK 相比，均显著升高。其中 ZS 和 XG 的土壤蔗糖酶活性与 CK 相比，显著提高了 34%和 27%。

土壤蛋白酶活性（图二 D），土壤蛋白酶活性的变化范围为 1.13~1.37 mg/g，其中 JK 的蛋白酶活性最高，为 1.37mg/g；SDW 的蛋白酶活性最低，为 1.13mg/g。所有处理的蛋白酶活性与 CK 相比，均显著提高，其中 JK 和 JM 的蛋白酶活性和 CK 相比，提高了 33%和 24.3%。

综上，种植豆科植物会显著提高土壤酶活性，在所有的豆科植物之中，CMX 和 SDW 对于土壤脲酶活性影响显著，ZS 和 XG 对于土壤蔗糖酶活性影响显著，JK 和 JM 对于土壤蛋白酶活性的影响显著，ZS、ZHT 和 ZY 对于土壤固氮酶活性的影响显著。

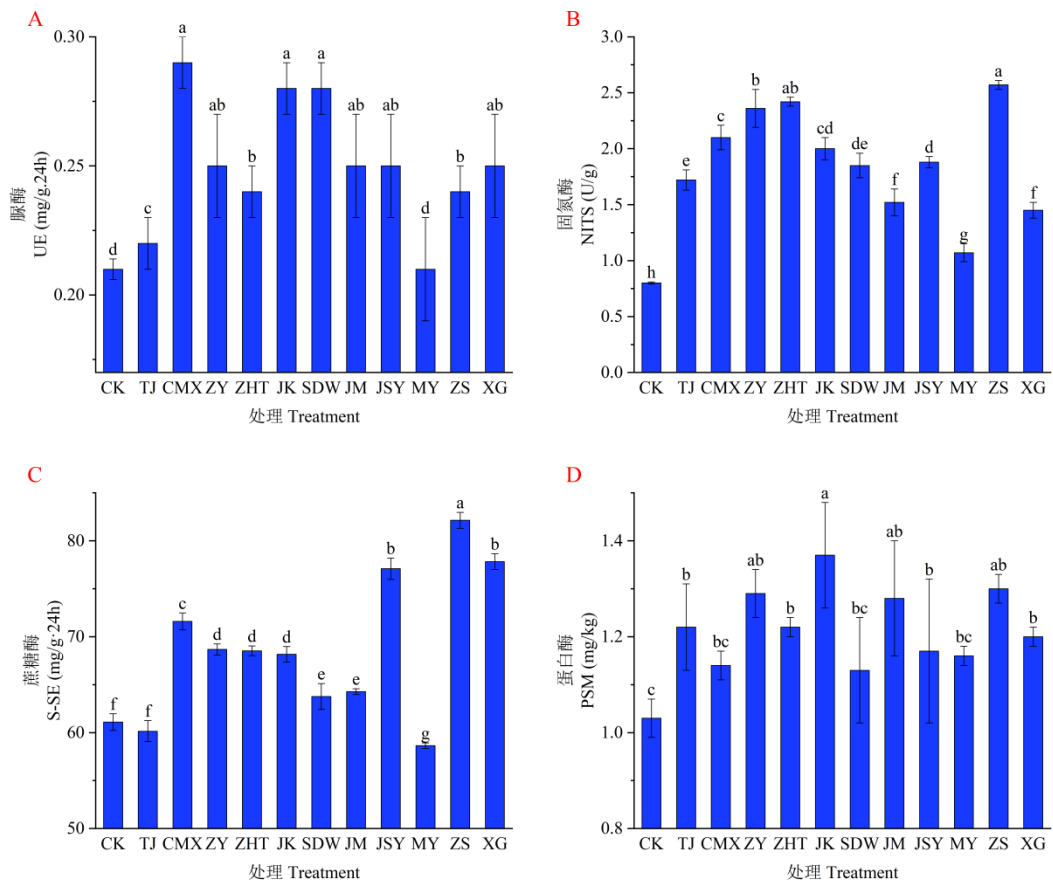


图 2 不同豆科植物对土壤酶活性的影响

图 A (土壤脲酶) 图 B (土壤固氮酶) 图 C (土壤蔗糖酶) 图 D (土壤蛋白酶)

2.5 相关性分析

如图三所示, TC 和 TN 与 JM、MY、JSY、TJ 和 SDW 呈正相关关系, 其中 JM 和 MY 与 TC 和 TN 呈显著正相关关系。JSY 和 ZS 与土壤蛋白酶、蔗糖酶、脲酶和固氮酶呈显著正相关关系, 但是其他处理与土壤酶活性却为负相关或无相关性。ZHT、JM 和 XG 与土壤铵态氮呈显著正相关关系, ZY、JK 和 TJ 与土壤硝态氮呈显著正相关关系。

如图四所示, 硝态氮与 TC、TN、SOM 和铵态氮呈显著负相关关系, 与其他指标呈显著正相关关系。铵态氮与 AP 和硝态氮呈负显著相关关系, 与其他指标呈显著正相关关系。蔗糖酶与 TC 和 TN 呈显著负相关关系, 与其他指标呈显著正相关关系。固氮酶和蛋白酶无显著相关性, 固氮酶和蛋白酶与其他指标呈显著正相关关系。脲酶与其他全部指标都呈显著正相关关系。

智利黑麦草地上部与地下部生物量在锰胁迫下出现不同程度的下降(Mora et al., 2009)。此外还发现, 种植豆科绿肥植物增加了土壤 AK、AP、SOM 和 TN 含量。Li-Ni Liang 等人也有相似的发现, 种植过豆科绿肥植物后, 土壤有效养分和 SOM 都得到了明显的改善(Li-Ni et al., 2019), 因此种植绿肥植物对锰矿区复垦土壤具有良好的改良效果。

氮素是作物生长发育过程中所需的关键营养元素(T., 2011), 对作物的生命活动以及产量具有重要意义。在本研究中, 种植豆科植物增加了土壤无机态氮含量。这可能是因为, 豆科植物通过生物固氮作用, 固定空气中的 N_2 (Babalola et al., 2017), 并将氮固定在植物和土壤中(Laranjo et al., 2014)。并且在本研究中还发现, 种植豆科植物提高了土壤的固氮酶和蛋白酶活性, 这可能也是导致土壤无机态含量增加的原因之一。一方面, 由于土壤固氮酶活性的提高, 豆科植物在固氮酶的帮助下, 加快了生物固氮过程, 产生更多的氨并生产形成植物所需的营养物质(Lugtenberg and Kamilova, 2009)。另一方面, 约 40% 的土壤总氮是含蛋白质物质, 包括蛋白质、糖蛋白、肽和氨基酸等(H.-R.Schulten.M.Schnitzer, 1998)。因此由于土壤蛋白酶活性的提高, 会使土壤中部分有机态氮在微生物和蛋白酶的作用下, 转化成无机态氮, 供植物生长发育(Daniel Geisseler*, 2008)。并且 Kwabiah 也发现, 种植豆科植物会增加土壤无机态氮含量(Kwabiah, 2005)。

土壤酶在土壤生态循环中发挥着重要的作用(Fang et al., 2010)。在本研究中, 种植豆科植物提高了土壤酶活性, Parlak 等人也得出类似的结果(Parlak et al., 2017)。这可能是由于酶活性及其在土壤中的持久性会受到土壤物理性质的影响, 即 pH、EC、土壤质地和结构(Dotaniya et al., 2019), 而种植豆科绿肥植物, 可以改善土壤物理结构, 增加土壤持水能力。土壤环境的改善有利于土壤微生物的生长和活动, 产生更多的酶参与土壤生态循环。并且豆科植物相比于其他植物, 对于土壤酶活性的影响程度更高(Maltais-Landry, 2015)。

研究表明, 种植豆科绿肥植物会使锰矿区复垦土壤的 AP、AK、TN、TC 和无机态氮含量显著增加, 还显著提高了土壤酶活性, 对锰矿区复垦土壤具有良好的改良效果, 但对土壤 pH 和 SOM 并无显著影响。不同豆科植物改良的效果也各不相同, 与 CK 相比, SDW 的土壤 AP 含量提高了 200%; MY 的土壤 TN 含量提高了 126%; ZY 的土壤硝态氮含量提高了 377%; XG 的土壤铵态氮含量提高了 88.8%; ZS、ZHT 和 ZY 的土壤固氮酶活性提升了 221%、202%和 195%。综上所述, 豆科绿肥植物对锰矿区复垦土壤具有良好的改良效果, 不同的豆科植物绿肥植物效果各不相同, 其中 ZY、ZS 和 MY 综合效果较好。

参考文献

- [1]陈远其,陈章,李志贤,等.2017.锰污染土壤修复研究现状与展望[J].生态环境学报,26:1451-1456.
- [2]陈智忠.绿肥植物在园林绿化中的应用研究[J].林业科技通讯,1998:26-29.
- [3]江生泉,涂清芳,贾雪晴.南方豆科绿肥植物资源及园林应用研究[J].佛山科学技术学院学报(自然科学版),34:19-22.
- [4]黎秋君,冯增贇,宁晓君,等.广西矿区重金属污染研究现状与对策分析[J].工业安全与环保 2013:3.
- [5]李社宏,苑鸿庆,裴秋明,等.广西荣华锰矿床地质特征及发现意义.[J]现代地质,29:912-921.
- [6]李艺,李明顺,赖燕平,等.2008.广西思荣锰矿复垦区的重金属污染影响与生态恢复探讨[J].农业环境科学学报,27:6.
- [7]林新坚,曹卫东,吴一群,等.紫云英研究进展[J].草业科学,28:6.
- [8]王华,唐树梅,廖香俊,等.锰超积累植物——水蓼[J].生态环境学报,016: 830-834.
- [9]谢玉英.豆科植物在发展生态农业中的作用[J].安徽农学通报,13:3.
- [10]薛生国,陈英旭,林琦,等.中国首次发现的锰超积累植物——商陆[J].生态学报,23:3.
- [11]BABALOLA O O, OLANREWAJU O S, DIAS T, *et al.* Biological Nitrogen Fixation: The Role of Underutilized Leguminous Plants[C] Micr. Green Revolut.2017:431-443.
- [12]DANIEL GEISSELER* W R H 2008. Regulation of extracellular protease activity in soil in response to different sources and concentrations of nitrogen and carbon[J]. Soil Biol. Biochem., 40 3040–3048.
- [13]DINNES D L, KARLEN D L, JAYNES D B, *et al.* Nitrogen Management Strategies to Reduce Nitrate Leaching in Tile-Drained Midwestern Soils[J]. Agronomy. J. 2002.94:153.
- [14]DONG H, GE J, SUN K, *et al.* Change in root-associated fungal communities affects soil enzymatic activities during *Pinus massoniana* forest development in subtropical China[J]. Forest Ecol. Management, 2021. 482: 118817.
- [15]DORAN J W, SMITH M S. Organic Matter Management and Utilization Of Soil and Fertilizer Nutrients[C],1987:53-72.
- [16]DOTANIYA M L, APARNA K, DOTANIYA C K, *et al.* Role of Soil Enzymes in Sustainable Crop Production[C] Enzymes Food Biotechnol.2019:569-589.
- [17]DRINKWATER L E W, P.,SARRANTONIO,M. Legume-based cropping systems have reduced

carbon and nitrogen losses[J]. *Nature*, 1998. 396: 262-265.

[18]FANG S, LIU J, LIU D, *et al.* Enzymatic activity and nutrient availability in the rhizosphere of poplar plantations treated with fresh grass mulch[J]. *Soil Sci. Plant Nutrit.* 2010. 56: 483-491.

[19]FISHER K A, YARWOOD S A, JAMES B R Soil urease activity and bacterial ureC gene copy numbers: Effect of pH[J]. *Geoderma* , 2017,285: 1-8.

[20]G.R.MEHUYS R J M A .The Effect of Green Manuring on thePhysical Properties of Temperate-Area Soils[J]. *Soil Sci. Plant Nutrit.*1985,3:71-94.

[21]H.-R.SCHULTEN.M.SCHNITZER. The chemistry of soil organ nitrogen:a review.[J]Springer-Verlag,1998.26: 1-15.

[22]KWABIAH A B. Biological Efficiency and Economic Benefits of Pea-Barley and Pea-Oat Intercrops[J]. *J. Sustain. Agricul.* 2005, 25(1): 117-128.

[23]LARANJO M, ALEXANDRE A, OLIVEIRA S. Legume growth-promoting rhizobia: an overview on the Mesorhizobium genus[J]. *Microbiol Res*, 2014.169: 2-17.

[24]LI J, JIA Y, DONG R, *et al.* Advances in the Mechanisms of Plant Tolerance to Manganese Toxicity[J]. *Int J Mol Sci*, 2019(20): 5096.

[25]LI YI L M-S, LAI YAN-PING,YANG SHENG-XIANG,LI HUI. Impact of Heavy Metal Contamination in the Reclaimed Mn Mineland in Si-rong,Guangxi and Suggestions for Ecological Restoration[J]. *J. Agro-Environment Sci.* 2008,27: 2172-2177.

[26]LI-NI L, XIAO-GUANG G, XING L, *et al.* Screening and preliminary application of rapeseed materials as green manure intercropped in tea plantations[J]. *Chin. J. Oil Crop Sci.* 2019.41(06): 825-834.

[27]LU R K. Methods for soil agrochemistry analysis[J]. *Chin. Agric. Sci. Technol.* 2000: 106-310.

[28]LUGTENBERG B, KAMILOVA F.Plant-growth-promoting rhizobacteria[J]. *Annu Rev Microb.* 2009,63: 541-556.

[29]MALTAIS-LANDRY G. Legumes have a greater effect on rhizosphere properties (pH, organic acids and enzyme activity)but a smaller impact on soil P compared to other cover crops[J]. *Springer Internat. Publish Switzer.*, 2015.349(1-2): 139-154.

[30]MORA M D L L, ROSAS A, RIBERAA, *et al.* Differential tolerance to Mn toxicity in perennial ryegrass genotypes: involvement of antioxidative enzymes and root exudation of carboxylates[J]. *Plant and Soil*,2009.320:79-89.

- [31]NIELSEN K E.Soil water content and corn yield response to grass and grass-legume mixture winter cover crops in east central Indiana. [J]Ind.Sci.2013:10.
- [32]PARLAK M, TURKMEN C, PARLAK A Z, *et al.* Effects of Some Legumes on Physical and Biological Soil Characteristics[C]//2nd INTERNATIONAL BALKAN AGRICULTURE CONGRESS 16-18 MAY 2017.2017
- [33]POWER J F.Use of green manures in the Great Plains[J]. Proceed. Great Plain Soil Fertil. Conf. 1990: 1-18.
- [34]ROBERTSON G P, PAUL E A, HARWOOD R R. Greenhouse gases in intensive agriculture:contributions of individual gases to the radioactive forcing of the atmosphere[J]. Sci.2000,289:1922-1925.
- [35]SHU J, LIU R, LIU Z, *et al.* Electrokinetic remediation of manganese and ammonia nitrogen from electrolytic manganese residue[J]. Environ Sci Pollut Res Int. 2015, 22: 16004-16013.
- [36]TATIANA K, E G D, G G A, *et al.* A holistic view of nitrogen acquisition in plants[J]. J. experi. botany, 2011,62:1455-1466.
- [37]TEJADA M, GONZALEZ J L, GARCÍA-MARTÍNEZ A M, *et al.*Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield[J]. Bio. Technol.2008,99:1758-1767.
- [38]VRANOVA V, REJSEK K, FORMANEK P. Proteolytic activity in soil: A review[J]. Applied Soil Ecol.2013.70: 23-32.
- [39]ZHANG W, ZHU J, ZHOU X, *et al.* Effects of shallow groundwater table and fertilization level on soil physico-chemical properties, enzyme activities, and winter wheat yield[J]. Agricultu. Water Manage.2018.208:307-317.