

# 黑麦草与施肥对石油—铅—镉复合污染土壤微生物活性的影响

周际海<sup>1,2</sup>, 陈晏敏<sup>1</sup>, 吴雪艳<sup>1</sup>, 程双怀<sup>2</sup>, 王加真<sup>2</sup>, 田胜尼<sup>3</sup>, 程洪<sup>1</sup>, 樊后保<sup>1</sup>

(1. 南昌工程学院, 江西省退化生态系统修复与流域生态水文重点实验室, 南昌 330099;

2. 安徽师范大学生命科学学院, 安徽 芜湖 241000; 3. 安徽农业大学生命科学学院, 合肥 230036)

**摘要:** 随着工业和农业生产的发展, 重金属、有毒有机物及其复合污染土壤日益增多, 其修复问题在世界范围内是一项具有挑战性的任务。以砂质壤土为试验对象, 模拟石油—铅—镉复合污染, 共设置 4 个处理: (1) 对照处理, 复合污染土壤(CK); (2) 不施肥处理, 复合污染土壤+黑麦草(NF); (3) 施氮肥处理, 复合污染土壤+黑麦草+氮肥(F1); (4) 施氮肥和磷肥处理, 复合污染土壤+黑麦草+氮肥+磷肥(F2), 研究种植黑麦草与施肥处理对石油—铅—镉复合污染土壤微生物活性的影响, 以为污染土壤修复及环境影响评价提供初步的理论基础。结果表明: 黑麦草与施肥对复合污染土壤基础呼吸、微生物量碳均有促进作用, 处理 NF、F1 和 F2 的土壤基础呼吸强度比对照处理 CK 最高分别增加约 20.94%, 24.41%, 42.69%, 其中施加氮、磷肥(F2)对土壤基础呼吸影响最显著; 第 10 天时, 处理 NF、F1 和 F2 土壤微生物量碳含量与对照相比分别增加约 26.92%, 127.43%, 181.89%, 施肥处理土壤微生物量碳含量显著高于不施肥处理; 不同种类的酶活性对黑麦草与施肥的响应不尽相同, 其中种植黑麦草与施肥均会抑制石油—铅—镉复合污染土壤中 FDA 水解酶活性, 施加氮肥在一定时间内能较好地维持石油—铅—镉复合污染土壤内的脱氢酶活性, 施肥能有效地提高并维持复合污染土壤中脲酶活性, 而过氧化氢酶活性受黑麦草与施肥影响不显著。研究表明种植黑麦草配施氮、磷肥对土壤微生物基础呼吸、土壤微生物量碳及相关土壤酶活性均有增强作用, 进而有利于促进土壤污染物的去除及土壤质量的改善。

**关键词:** 黑麦草; 石油—铅—镉复合污染; 施肥; 土壤微生物活性

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)01-0334-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2019.01.052

## Effects of Ryegrass and Fertilization on Microbial Activity in Oil, Lead and Cadmium Co-contaminated Soil

ZHOU Jihai<sup>1,2</sup>, CHEN Yanmin<sup>1</sup>, WU Xueyan<sup>1</sup>, CHENG Shuanghui<sup>2</sup>,

WANG Jiazhen<sup>2</sup>, TIAN Shengni<sup>3</sup>, CHENG Hong<sup>1</sup>, FAN Houbao<sup>1</sup>

(1. Jiangxi Provincial Key Laboratory for Restoration of Degraded Ecosystems & Watershed Ecohydrology, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099; 2. College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu 241000; 3. School of Life Sciences, Anhui Agricultural University, Hefei 230036)

**Abstract:** Heavy metals mixed with toxic organics are increasingly contaminating soil with the development of the industry and the modernization of agricultural production, making remediation of the contaminated soils an urgent and challenging task. In this study, we set up 4 treatments with sandy loam as the test object: (1) Control group, co-contaminated soil (CK); (2) No fertilizer group, co-contaminated soil + ryegrass (NF); (3) Nitrogen fertilizer group, co-contaminated soil + ryegrass + nitrogen fertilizer (F1); (4) Nitrogen fertilizer and phosphate fertilizer group, co-contaminated soil + ryegrass + nitrogen fertilizer and phosphate fertilizer (F2). In order to provide a preliminary theoretical basis for remediation of contaminated soil and environmental impact assessment, we studied the effects of ryegrass and fertilization on microbial activity in oil, lead and cadmium co-contaminated soil. The results showed that both ryegrass and fertilization had positive effects on the soil basal respiration and microbial biomass carbon in the co-contaminated soil. Compared with the control, the peaks of basal soil respiration in NF, F1 and F2 increased by 20.94%, 24.41%

收稿日期: 2018-08-20

资助项目: 国家自然科学基金项目(31460149); 教育部留学回国人员科研启动基金项目(2015-1098); 安徽省教育厅自然科学基金重点项目(kj2017A149); 南昌工程学院 2017 年研究生创新计划项目(YJSCX20170008, YJSCX20180014); 南昌工程学院 2017 年大学生科研训练计划项目

第一作者: 周际海(1973-), 男, 副教授, 主要从事微生物在环境污染修复与土壤地力提升中的研究与应用。E-mail: zhoujihai2006@163.com

and 42.69%, respectively. The effects of nitrogen and phosphate fertilizer (F2) on soil basic respiration were most significant. On the 10th day, the peaks of soil microbial biomass carbon in NF, F1 and F2 increased by 26.92%, 127.43% and 181.89%, respectively, indicating that fertilization treatments were better than non-fertilization. Various soil enzymes had different responses to ryegrass and fertilizer application. The activities of FDA hydrolysis were restrained in NF, F1 and F2, while the application of nitrogen fertilizer could maintain the dehydrogenase activity in the oil-lead-cadmium co-contaminated soil at a certain time. Fertilization could continuously and effectively improve and maintain the activity of urease in the oil-lead-cadmium co-contaminated soil. But there was little impact on the catalase activity. These findings implied that the soil microbial biomass, soil microbial biomass carbon and soil enzyme activity were enhanced by the application of nitrogen and phosphate fertilizer. It meant that planting ryegrass with nitrogen and phosphate fertilizer could promote soil pollutant removal and soil quality improvement.

**Keywords:** ryegrass; oil, lead and cadmium co-contamination; fertilization; microbial activity

随着工业的发展和农业生产的现代化,大量的石油及重金属进入环境,不可避免地对土壤造成了污染。土壤中的石油及有害重金属积累到一定程度就会对土壤生态系统产生毒害,不仅导致土壤的退化、农作物产量和品质的降低,而且会通过径流和淋洗作用污染地表水和地下水,恶化水文环境,并可能通过直接接触、食物链等途径危及人类的生命和健康<sup>[1]</sup>。重金属-有毒有机物复合污染土壤修复问题在全世界范围内是一项具有挑战性的任务<sup>[2]</sup>。土壤作为生态系统的重要组成部分,是农业发展的物质基础,是人类及其他生物生存不可替代的环境资源,土壤质量直接关系到人类社会发展的前景<sup>[3]</sup>。众所周知,利用微生物修复污染土壤具有低成本、效果好以及对环境二次污染小等优点,被认为是具有很好应用前景的污染土壤修复技术<sup>[4]</sup>。土壤微生物活性是反映土壤受污染程度的敏感指标,也是衡量土壤生产力的重要参数。有研究<sup>[5]</sup>表明,土壤微生物可以有效去除土壤中的石油烃;也有研究<sup>[6]</sup>表明,土壤微生物与重金属的相互作用有利于重金属从污染土壤中去除。因此,可以通过测定土壤微生物变化情况,指示污染土壤的修复效果。

实际上,石油和重金属往往是同时存在于土壤环境中的 2 种环境污染物,且土壤中各种污染物具有伴生性和综合性,即有机与无机复合污染更为常见。当 2 种以上污染同时存在时,对环境的危害会更复杂。目前对有机或无机单一污染物对土壤微生物活性的影响已进行了大量研究,但针对有机和无机复合污染与土壤微生物活性关系的报道还较少,且大多数研究仅局限在实验室水平。在自然条件下,植被生长与施肥是影响微生物修复效果的 2 个重要因素。因此,本文模拟在重金属-有毒有机物复合污染下,研究土壤微生物活性对种植植物与施肥的响应具有重要的指示意义。本研究选择石油和铅镉 2 类典型污染物为研究对象,探究模拟石油-铅-镉复合污染土壤种植

黑麦草以及配施不同肥料条件下,土壤基础呼吸、土壤微生物量碳、土壤 FDA 水解酶、脱氢酶、脲酶、过氧化氢酶活性等的动态变化,以期为污染土壤修复及环境影响评价提供初步的理论基础,为植物-微生物联合修复技术的推广应用奠定基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试土壤:采自南京雨花台区桥板镇长江南岸冲积地潮土。取样深度为 0—20 cm,自封袋封装,带回实验室,剔除石块、大中型土壤动物与植物残体后,过 2 mm 筛,在 4 ℃ 的冰箱内保藏备用。土壤质地为砂质壤土,其基本理化性质为:有机碳 10.87 g/kg,全氮 0.89 g/kg,硝态氮 27.17 mg/kg,铵态氮 5.42 mg/kg。

供试植物:多年生黑麦草(*Lolium perenne*),种子采购自江苏省农科院。

化学试剂: CdCl<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O、PbCl<sub>2</sub> 等所用试剂均为分析纯。

供试石油:采自中国石化金南油田,其蜡质含量为 24.7%,胶质、沥青质总含量为 8.4%。

石油-铅-镉复合污染土壤的制备:石油、铅、镉污染物的浓度是依据中国《土壤环境质量-建设用地土壤污染风险管控标准》<sup>[7]</sup>来设定的,以污染物环境筛选值为基础,选定石油污染浓度为 1 000 mg/kg,铅污染浓度为 500 mg/kg,镉污染浓度为 50 mg/kg。石油-铅-镉复合污染土壤的制备过程分为 3 个步骤:(1)用丙酮溶解试验所需石油,用去离子水溶解试验所需的铅、镉污染物,然后将上述 2 种溶液分别加入到 1 000 g 土壤中,搅拌均匀,作为第 1 次污染土壤;(2)待第 1 次污染土壤中的丙酮完全挥发后,再向其中加入 1 000 g 土壤,充分搅拌,放置 1 天,作为第 2 次污染土壤;(3)将第 2 次污染土壤再加入到另外预先称好的土壤中,使石油、铅、镉的浓度分别达到 1 000,500,50 mg/kg,即为试验所需污染土壤。将该污染土壤在暗处放置

平衡 7 天,期间每天混匀 1 次,备用。

## 1.2 试验设计

试验设计 4 个处理:(1)对照处理,复合污染土壤(CK);(2)不施肥处理,复合污染土壤+黑麦草(NF);(3)施氮肥处理,复合污染土壤+黑麦草+氮肥(F1);(4)施氮肥和磷肥处理,复合污染土壤黑麦草+氮肥+磷肥(F2)。氮肥( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )施加量为 280 mg/kg、磷肥( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ )施加量为 40 mg/kg,一次性均匀施入土壤。

盆栽试验:按照试验设计,将上述制备的复合污染土壤分装到带有底盘的塑料盆(上缘直径为 10 cm,底面直径 8 cm,高 12 cm)中,每盆装 200 g 土壤(烘干计),共 60 盆。加入去离子水使土壤含水量调节为田间持水量的 60%,维持 2 天后,播种黑麦草种子。播种前将黑麦草种子在浓度为 10% 的双氧水中浸泡 20 min 进行表面消毒,然后用去离子水漂洗 3 次。每盆播种 80 粒,待种子萌发后,每盆间苗为 50 株。植物生长期通过每天称重将盆栽土壤水分维持在田间持水量的 60%。盆栽试验时间为 80 天,培养室内温度维持在 20~22 °C,光照量为每天 14 h,光照强度为 4 500~7 300 Lux。播种后的第 0,10,20,40,80 天进行破坏性采样。每次采样每个处理随机取 3 盆土壤作为 3 个重复。采样后的土壤置于 4 °C 冰箱保存,用于分析测定土壤基础呼吸、微生物量碳及相关土壤酶活性等。

## 1.3 测定方法

土壤基础呼吸:利用碱吸收法测定。取 20.0 g 鲜土于呼吸瓶中,加 5 mL 1 mol/L NaOH,放在 28 °C 培养箱培养 24 h。24 h 后,用胶头滴管吸出 NaOH,并用无  $\text{CO}_2$  水清洗,加 2 mL 1 mol/L  $\text{BaCl}_2$ ,用 0.1 mol/L HCl 滴定<sup>[8]</sup>。

微生物量碳:利用氯仿熏蒸提取法测定。土样经氯仿熏蒸及未熏蒸 2 种处理后,用  $\text{K}_2\text{SO}_4$  溶液浸提,提取液用 TOC 仪测定<sup>[9]</sup>。

FDA 水解酶活性:采用优化的荧光素双乙酸酯水解法测定。称 1.00 g 土样于 100 mL 的三角瓶中,加入 60 mmol/L、pH 7.6 的磷酸钠缓冲液 25 mL,再加入 4.8 mmol/L 的 FDA 溶液 100  $\mu\text{L}$ ,摇晃均匀,于 30 °C 恒温摇床培养 1 h,取出后加入 25 mL 丙酮终止反应,用 490 nm 波长下分光光度计测定<sup>[10]</sup>。

脱氢酶活性:利用氯化三苯基四氮唑(TTC)还原法测定。称取 4.0 g 鲜土于 50 mL 三角瓶中,加入 4 mL TTC-葡萄糖-Tris 缓冲溶液(pH 7.6,即 2 mL 1% TTC-Tris 缓冲溶液,2 mL 1% 葡萄糖),置 37 °C 暗室培养 24 h。取出后用少量甲醇提取后过滤,再用 50 mL 容量瓶或比色管定容。滤液马上用

分光光度计测定<sup>[10]</sup>。

脲酶活性:利用苯酚钠一次氯酸钠比色法测定。以尿素为基质,根据酶促产物氨与苯酚一次氯酸钠作用生成蓝色的靛酚,1 h 内在分光光度计比色测定脲酶活性<sup>[10]</sup>。

过氧化氢酶活性:利用高锰酸钾滴定法测定。根据土壤(含有过氧化氢酶)和过氧化氢作用析出的氧气体积或过氧化氢的消耗量,测定过氧化氢的分解速度,以此代表过氧化氢酶的活性<sup>[10]</sup>。

## 1.4 数据处理

试验数据采用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 软件进行统计分析并作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染土壤基础呼吸的影响

在培养期内各处理土壤基础呼吸随着培养时间的增加大体呈逐步下降后趋于稳定的趋势(图 1)。第 0~10 天时,与 CK 相比,处理 F1 土壤基础呼吸强度增强约 13.12%,处理 NF 土壤基础呼吸强度减弱约 15.33%,而处理 F2 无明显差异。第 20 天时,与 CK 相比,处理 NF 土壤基础呼吸强度增强约 20.94%,处理 F1 土壤基础呼吸强度减弱约 50.31%,而处理 F2 无明显差异。第 40~80 天时,土壤基础呼吸强度均表现为  $\text{F2} > \text{F1} > \text{NF} > \text{CK}$ ,处理 NF、F1 和 F2 土壤基础呼吸与 CK 相比分别最高增强约 13.6%,24.41%,42.69%。

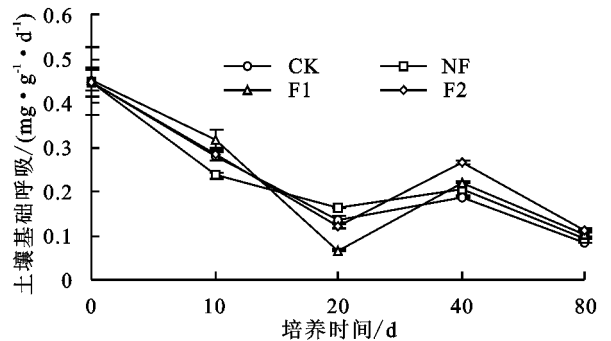


图 1 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染土壤基础呼吸的影响

### 2.2 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染土壤微生物量碳的影响

在培养期内各处理的土壤微生物量碳随着时间的增加大体呈先上升后下降再趋于平稳的变化趋势(图 2)。第 0~10 天时,处理 NF、F1 和 F2 土壤微生物量碳含量与对照处理 CK 相比分别最高增加约 30.69%,127.43%,181.89%。第 20 天时,与 CK 相比,处理 NF 土壤微生物量碳含量增加约 43.55%,处理 F1 和 F2 土壤微生物量碳含量分别减少约 20.42%和 19.74%。第 40 天时,与 CK 相比,处理 F1 和 F2 土壤

微生物量碳分别增加约 27.70% 和 10.94%, 处理 NF 土壤微生物量碳减少约 29.44%。第 80 天时, 与 CK 相比, 处理 NF、F1 和 F2 土壤微生物量碳分别减少约 24.57%, 61.32%, 10.01%。

### 2.3 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染土壤酶活性的影响

在培养期内各处理的土壤 FDA 水解酶活性随着时间的增加大体呈先上升后下降再趋于稳定的趋势(图 3)。第 0~10 天时, 处理 NF、F1 和 F2 土壤 FDA 水解酶活性与 CK 相比分别减弱约 87.34%, 50.83%, 79.18%。第 20 天时, 处理 NF 和 F2 土壤 FDA 水解酶活性与 CK 相比分别增强约 8.08% 和 2.02%, F1 土壤 FDA 水解酶活性减弱约 7.72%。第 40 天时, 处理 NF、F1 和 F2 土壤 FDA 水解酶活性

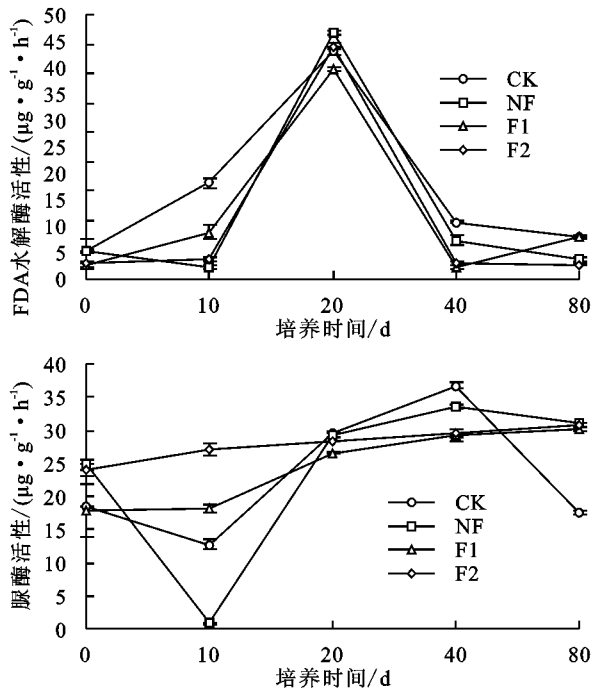


图 3 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染 FDA 水解酶、脱氢酶、脲酶和过氧化氢的影响

在培养期内各处理的土壤脱氢酶活性随着时间的增加大体呈先上升后下降再上升再下降的趋势(图 3)。第 0~10 天时, 处理 NF、F1、F2 土壤脱氢酶活性与 CK 相比分别增强 33.42%, 45.26%, 2.48%。第 20 天时, 与 CK 相比, 处理 F1 土壤脱氢酶活性增强约 155.41%, 处理 NF 和 F2 土壤脱氢酶活性分别减弱约 79.58% 和 64.67%。第 40 天时, 与 CK 相比, 处理 F1 和 F2 土壤脱氢酶活性分别增强约 29.23%, 8.33%, 处理 NF 土壤脱氢酶活性减弱 2.14%。第 80 天时, 与 CK 相比, 处理 NF 土壤脱氢酶活性增强约 65.14%, 处理 F1 和 F2 土壤脱氢酶活性分别减弱约 47.06% 和 0.93%。

在培养期内各处理的土壤脲酶活性随着时间的增加大体呈先下降后上升再趋于稳定的变化趋势(图 3)。

与 CK 相比分别减弱约 32.67%, 78.06%, 72.63%。第 80 天时, 与 CK 相比, 处理 F1 土壤 FDA 水解酶活性增强约 2.58%, 处理 NF 和 F2 土壤 FDA 水解酶活性分别减弱约 49.56% 和 64.61%。

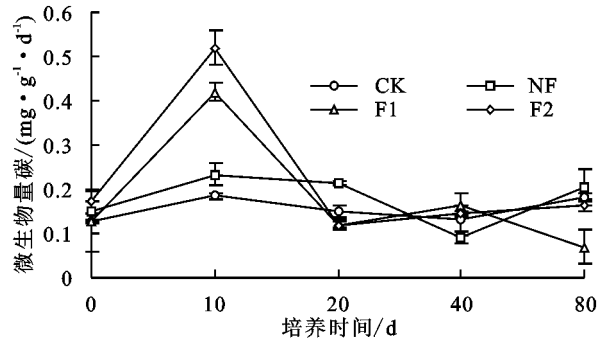
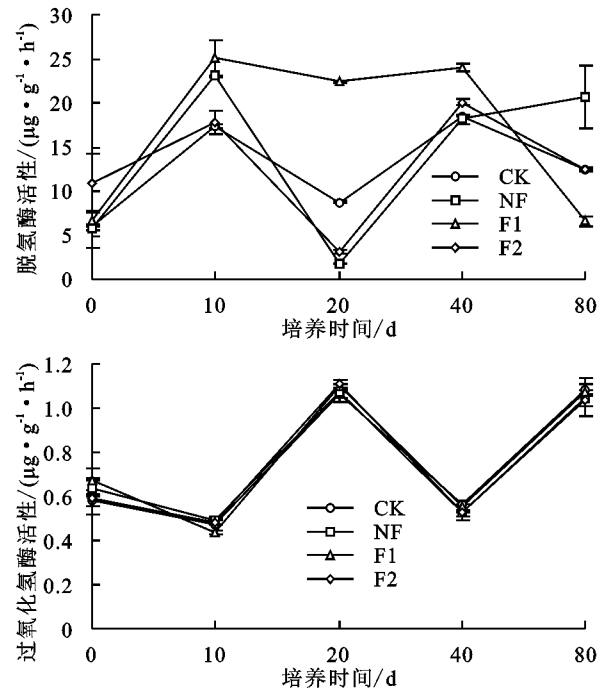


图 2 黑麦草与施肥对石油-铅-镉复合污染土壤微生物量碳的影响



第 0~10 天时, 与 CK 相比, 处理 F1 和 F2 脲酶活性分别增强约 43.88%, 112.67%, 处理 NF 脲酶活性减弱约 93.18%。第 20~40 天时, 处理 NF、F1 和 F2 脲酶活性与 CK 相比最高减弱约 8.86%, 20.38%, 19.71%。第 80 天时, 土壤脲酶活性表现为 NF > F2 > F1 > CK, NF、F1 和 F2 脲酶活性与 CK 相比分别增强约 75.71%, 70.12%, 74.62%。

在培养期内各处理的土壤过氧化氢酶活性随着时间的增加大体呈先上升后下降再上升的趋势(图 3)。第 0~10 天时, 与 CK 相比, 处理 NF 和 F2 过氧化氢酶活性分别增强约 3.14% 和 0.97%, F1 土壤过氧化氢酶活性减弱约 9.10%。第 20 天时, 处理 NF、F1 和 F2 土壤过氧化氢酶活性与 CK 相比分别增强约 0.39%, 3.34%, 4.31%。第 40 天时, 处理 NF、F1、F2 土壤过氧化氢酶活

性与 CK 相比分别减弱约 6.32%, 1.67%, 5.57%。第 80 天时, 土壤过氧化氢酶活性表现为 CK>F1>NF>F2, 处理 NF、F1 和 F2 土壤过氧化氢酶活性与 CK 相比分别减弱约 3.33%, 1.25%, 4.42%。

### 3 讨论

土壤呼吸作用主要来源于土壤微生物的呼吸, 可作为衡量土壤微生物总活性的指标。本研究发现, 第 40~80 天时, 处理 NF、F1、F2 土壤基础呼吸强度均显著高于对照组 CK, 一方面可归因为化肥的施入为土壤微生物的生长提供了直接而充足的矿质养分, 进而促进微生物活性<sup>[11]</sup>, 进而促进土壤基础呼吸加强; 另一方面是因为黑麦草具有较强的生存能力, 其根系分泌物和施肥可以促进土壤微生物的生长和繁殖, 黑麦草与土壤微生物构建起协同修复体系, 对土壤污染物有较好的去除作用<sup>[12]</sup>。其中施加氮、磷肥处理 (F2) 土壤基础呼吸强度显著高于只施加氮肥处理 (F1), 可能是因为施入的磷肥会以速效磷的形式被植物及微生物直接利用, 进而对微生物活性产生显著的影响<sup>[13]</sup>。因此, 在石油-铅-镉复合污染土壤中种植黑麦草以及施用氮肥、磷肥等营养物质, 能更有效地提高土壤微生物总活性, 进而改善重金属-有毒有机物复合污染土壤修复效果。

土壤微生物量碳是土壤中易于利用的养分库, 对土壤养分的循环和转化有重要影响, 是衡量土壤质量的重要指标<sup>[14]</sup>。本研究发现, 0~10 天时各处理的土壤微生物量碳均出现上升现象, 可能是由于添加的外源污染物可作为部分微生物的碳源, 促进了微生物的合成代谢, 使微生物数量增多<sup>[15]</sup>。第 10 天时, 施肥处理 (F1、F2) 土壤微生物生物量碳显著高于不施肥处理, 可归因于氮肥、磷肥的施入为微生物生长繁殖提供了所需的营养物质, 进而使土壤微生物量碳含量增加<sup>[16]</sup>。但随着培养时间的增加, 各处理的土壤微生物量碳均出现下降现象并最终趋于稳定, 可能是土壤微生物在污染物的胁迫下, 抗逆性增强, 养分利用率降低造成的。因此, 在石油-铅-镉复合污染土壤中种植黑麦草以及添加氮、磷营养物质, 能提高土壤微生物量碳含量, 对石油-铅-镉复合污染土壤修复产生有利影响。

土壤酶是有机质分解、周转和矿化的主要生物催化剂, 也是土壤碳、氮、磷循环的主要限制因素之一<sup>[17]</sup>。通常认为土壤酶在很大程度上起源于土壤微生物, 其活性在较大程度上反映了土壤的营养状况和理化特性。土壤 FDA 水解酶包括酯酶、蛋白酶与脂肪酶等, 其活性大小代表土壤微生物总的活性。本研究发现, 对照处理 CK 土壤 FDA 水解酶活性普遍高于植草处理, 可能是由于石油-铅-镉复合污染物对

土壤 FDA 水解酶有激活作用, 而黑麦草与微生物形成的协同修复体系能有效去除石油铅镉复合污染物, 使得土壤生态毒性减弱, 激活作用降低, 使得土壤 FDA 水解酶活性较低。脱氢酶作为催化有机质分解的关键酶, 其活性可以作为反映土壤有机质含量与微生物活性差异的敏感指标<sup>[18]</sup>。本研究发现, 随着时间的增加, 各处理脱氢酶活性均呈现出先上升后下降再上升的多个峰值现象, 可能是由于重金属、非金属和矿物油中的有毒物质在土壤达到一定浓度时, 导致大部分微生物死亡, 而小部分微生物在有毒物质污染下诱变而生存下来, 自行繁殖, 从而产生抗性酶的活性, 具体表现为酶活性值降低后又增大。土壤脲酶是有机氮向有效态氮转化的重要水解性生物酶, 可将土壤中的有机氮水解为氨态氮, 使植物所需的养分转化为有效态, 对提高氮素的利用率和促进土壤氮素循环具有重要意义。本研究发现, 不施肥处理 (CK、NF) 土壤脲酶活性呈现的规律性较差, 而施肥处理 (F1、F2) 土壤脲酶活性呈逐步上升趋势, 且到达峰值后一直保持稳定, 表明施氮、磷肥可持续、有效地提高并维持石油-铅-镉复合污染土壤中脲酶活性, 促进氮素的有效利用。过氧化氢酶是土壤中重要的一种氧化还原酶类, 它能将土壤中的  $H_2O_2$  分解, 使作物、微生物等免遭毒害, 其活性变化对作物、微生物的生长有着重要的影响<sup>[19]</sup>。本研究各处理间过氧化氢酶活性无显著性差异, 可能是因为重金属铅镉污染胁迫较强所致。石油-铅-镉复合污染土壤中不同种类的酶活性对种植黑麦草与施肥表现出的差异性较大, 可归因于酶的类型、土壤性质等不同而导致的<sup>[20]</sup>。

### 4 结论

(1) 种植黑麦草与施肥能有效提高石油-铅-镉复合污染土壤基础呼吸, 其中黑麦草配施氮、磷肥促进石油-铅-镉复合污染土壤基础呼吸, 使土壤微生物量碳含量增加。

(2) 石油-铅-镉复合污染土壤中不同种类的酶活性对于黑麦草与施肥处理的响应不完全相同。种植黑麦草与施肥总体上对复合污染土壤中 FDA 水解酶有抑制作用, 对脱氢酶和脲酶活性有一定的激活作用, 而对过氧化氢酶活性影响不显著。

#### 参考文献:

- [1] 王亚男, 程立娟, 周启星. 萱草修复石油烃污染土壤的根际机制和根系代谢组学分析[J]. 环境科学, 2016, 37(5): 1978-1985.
- [2] Lacalle R G, Gómez-Sagasti M T, Artetxe U, et al. Effectiveness and ecotoxicity of zero-valent iron nanoparticles during rhizoremediation of soil contaminated with Zn, Cu,

- Cd and diesel [J]. *Data in Brief*, 2018, 17: 47-56.
- [3] 周际海,袁颖红,朱志保,等. 土壤有机污染物生物修复技术研究进展[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(2): 343-351.
- [4] Al-Mutairi N, Bufarsan A, Al-Rukaibi F. Ecorisk evaluation and treatability potential of soils contaminated with petroleum hydrocarbon-based fuels [J]. *Chemosphere*, 2008, 74(1): 142-148.
- [5] Simarro R, Gonzalez N, Bautista L F. Assessment of the efficiency of in situ bioremediation techniques in a creosote polluted soil: change in bacterial community [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 262: 158-167.
- [6] 秦樊鑫,魏朝富,李红梅. 重金属污染土壤修复技术综述与展望[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(增刊 2): 199-208.
- [7] 生态环境部. GB 36600—2018 土壤环境质量—建设用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018: 3-5.
- [8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 北京农业出版社, 2000: 238-239.
- [9] 韩桂琪,王彬,徐卫红,等. 重金属 Cd、Zn、Cu、Pb 复合污染对土壤微生物和酶活性的影响[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(5): 238-242.
- [10] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 274-339.
- [11] 王伟华,刘毅,唐海明,等. 长期施肥对稻田土壤微生物量、群落结构和活性的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 430-437.
- [12] 刘自力,王红旗,孔德康,等. 不同植物-微生物联合修复体系下石油烃的降解[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(1): 190-197.
- [13] 梁楚涛,张骄阳,艾泽民,等. 黄土丘陵区不同施肥处理对土壤微生物特性的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(10): 3592-3602.
- [14] 吕盛,王子芳,高明,等. 秸秆不同还田方式对紫色土微生物量碳、氮、磷及可溶性有机质的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(5): 266-272.
- [15] 程坤,周际海,金志农,等. 土壤微生物活性对石油原油、铅镉及其复合污染的响应[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(5): 1976-1982.
- [16] 李晓楼. 石油污染对土壤微生物群落多样性的影响[J]. *生物工程学报*, 2017, 33(6): 968-975.
- [17] 刘捷豹,陈光水,郭剑芬,等. 森林土壤酶对环境变化的响应研究进展[J]. *生态学报*, 2017, 37(1): 110-117.
- [18] 唐珺瑶,贾蓉,曲东,等. 生物质炭对水稻土中脱氢酶活性和铁还原过程的影响[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(3): 262-267.
- [19] 褚素贞,张乃明,史静. 云南省设施土壤过氧化氢酶活性变化趋势研究[J]. *中国农学通报*, 2015, 31(15): 220-225.
- [20] 卢冠男,夏梦洁,贾丹阳,等. 我国 14 种典型土壤脲酶、脱氢酶活性对汞胁迫的响应[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(7): 1788-1793.
- (上接第 333 页)
- [6] 何其辉,谭长银,曹雪莹,等. 肥料对土壤重金属有效态及水稻幼苗重金属积累的影响[J]. *环境科学研究*, 2018, 31(5): 942-951.
- [7] 徐明岗,武海雯,刘景. 长期不同施肥下我国 3 种典型土壤重金属的累积特征[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(12): 2319-2324.
- [8] 陈宪军. 钾肥的作用[J]. *吉林农业*, 2007(8): 33.
- [9] 赵晶,冯文强,秦鱼生,等. 不同氮磷钾肥对土壤 pH 和镉有效性的影响[J]. *土壤学报*, 2010, 47(5): 953-961.
- [10] 杜丽娜,余若祯,王海燕,等. 重金属镉污染及其毒性研究进展[J]. *环境与健康杂志*, 2013, 30(2): 167-174.
- [11] 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. (2014-04-17) [2018-08-10]. <http://www.gov.cn/foot/sitel/20140417/782bec88840814ba158d01.pdf>.
- [12] 国家环保总局,国家质量监督检验检疫总局. GB 18918—2002 城镇污水处理厂污染物排放标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002: 5.
- [13] 中华人民共和国水利部. SL 368—2006 再生水水质标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007: 4.
- [14] 张杨. 原子吸收分光光度法测定水中重金属含量的应用[J]. *吉林农业*, 2018(17): 58, 111.
- [15] 刘杰英,杜鹏程,汪风云,等. 石墨炉原子吸收光谱法测定水果和蔬菜中的痕量铅镉[J]. *现代预防医学*, 2016, 43(22): 4171-4173.
- [16] 王秀丽,梁成华,马子惠,等. 施用磷酸盐和沸石对土壤镉形态转化的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(4): 1437-1444.
- [17] 焦鹏,高建培,王宏宾,等. NPK 肥对玉米幼苗吸收和积累重金属的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(6): 1094-1102.
- [18] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会,国家食品药品监督管理总局. GB 2762—2017 食品安全国家标准食品中污染物限量[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017: 4.
- [19] 国家环境保护局,国家技术监督局. GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995: 2.
- [20] 贺志文,李灵芝,任瑞娟,等. 不同钾肥种类及配比对大棚番茄产量及品质的影响[J]. *江西农业学报*, 2018, 30(7): 73-76.
- [21] 陈苏,孙丽娜,孙铁珩,等. 钾肥对镉的植物有效性的影响[J]. *环境科学*, 2007, 28(1): 182-188.
- [22] 陈怡. 钾肥对铅镉污染土壤白菜的效应研究[D]. 重庆: 西南大学, 2012.