

陈花, 刘娜, 姚晓倩, 等. 改良基质对煤矿区土壤理化性质的优化[J]. 山西农业科学, 2025, 53(1):90-100.

CHEN H, LIU N, YAO X Q, et al. Optimization of improved substrates on soil physical and chemical properties in coal mining areas [J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2025, 53(1):90-100.

doi:10.3969/j.issn.1002-2481.2025.01.10

改良基质对煤矿区土壤理化性质的优化

陈花¹, 刘娜¹, 姚晓倩¹, 刘拉香¹, 李强^{1,2}

(1. 榆林学院 生命科学学院, 陕西 榆林 719000; 2. 陕西省陕北矿区生态修复重点实验室, 陕西 榆林 719000)

摘 要: 煤炭资源的大量开采造成土地资源严重破坏, 为了改良矿区土壤, 以榆林市某煤矿区土壤为试样, 设置空白对照(CK1)、5% 煤气化渣(CK2)、5% 煤气化渣与平菇菌渣配施、5% 煤气化渣与玉米秸秆生物炭配施、5% 煤气化渣+平菇菌渣+玉米秸秆生物炭配施, 共计 13 个处理, 测定处理后土壤的理化性质, 并运用主成分分析法对改良效果进行综合评价, 以筛选矿区土壤改良的有效配方。结果表明, 与 CK1 相比, CK2 处理的土壤毛管持水性、孔隙度、pH 值、碱解氮含量分别增加 12.32%、0.92%、21.41%、12.89%, 有机质含量、有效磷含量、速效钾含量、含盐量分别显著降低 76.52%、39.56%、26.85%、25.12%。与 CK2 处理相比, 5% 煤气化渣与平菇菌渣配施、5% 煤气化渣与玉米秸秆生物炭配施、5% 煤气化渣+平菇菌渣+玉米秸秆生物炭处理均能有效改善土壤理化性质, 其中, 矿区土壤中施入 5% 煤气化渣+30% 平菇菌渣+10% 生物炭后, 土壤容重、密度和土壤含盐量均显著降低; 土壤田间持水量、有机质含量、有效磷含量、速效钾含量和碱解氮含量显著增加。主成分分析发现, 5% 煤气化渣+30% 平菇菌渣+10% 生物炭处理对煤矿区土壤改良效果最佳。

关键词: 煤气化渣; 食用菌菌渣; 生物炭; 主成分分析; 煤矿区土壤; 理化性质

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1002-2481(2025)01-0090-11

Optimization of Improved Substrates on Soil Physical and Chemical Properties in Coal Mining Areas

CHEN Hua¹, LIU Na¹, YAO Xiaoqian¹, LIU Laxiang¹, LI Qiang^{1,2}

(1. College of Life Sciences, Yulin University, Yulin 719000, China; 2. Key Laboratory of Ecological Restoration in Northern Shaanxi Mining Area, Yulin 719000, China)

Abstract: The massive exploitation of coal resources has caused serious damage to land resources, in order to improve the soil in the mining area, in this study, the soil in a coal mining area in Yulin city was used as a sample, and a total of 13 treatments were set up, such as blank control(CK1), 5% of coal gasification slag(CK2), 5% of coal gasification slag and spent mushroom substrate, 5% of coal gasification slag and corn straw biochar, and 5% coal gasification slag + spent mushroom substrate + corn straw biochar. The physical and chemical properties of the treated soil were measured. The improvement effect was comprehensively evaluated by principal component analysis, and the effective soil improvement formula in mining areas was selected. The results showed that compared with CK1, the capillary water capacity, porosity, pH, and alkali-hydrolyzable nitrogen of the soil treated with CK2 increased by 12.32%, 0.92%, 21.41%, and 12.89%, respectively, and the organic matter, available phosphorus, available potassium, and salt content significant decreased by 76.52%, 39.56%, 26.85%, and 25.12%, respectively. Compared with the CK2 treatment, the combined application of 5% of coal gasification residue and spent mushroom substrate, 5% of coal gasification residue and corn straw biochar, and the combined application of 5% of coal gasification residue + spent mushroom substrate + corn straw biochar could all effectively improved the physical and chemical properties

收稿日期: 2024-05-14

基金项目: 陕西省教育厅 2022 年度重点科研计划(22JS046); 2022 年榆林市科技局产学研项目(CXY-2022-62); 国家自然科学基金(32060027)

作者简介: 陈花, 副教授, 硕士, 主要从事固废循环农业等方面的研究, E-mail: 510697622@qq.com

通信作者: 李强, 教授, 博士, 主要从事多源固废协同生态修复研究, E-mail: mr.li_qiang@163.com

of soil. Among them, compared with the CK2 treatment, after applying 5% of coal gasification residue + 30% of spent mushroom residue + 10% of biochar to the soil in the mining area, the soil bulk density, specific gravity, and soil salt content were significantly reduced. The soil field capacity, the contents of organic matter, available phosphorus, available potassium, and alkaline hydrolyzable nitrogen increased significantly. According to principal component analysis, the treatment of 5% of coal gasification residue + 30% of spent mushroom residue + 10% of biochar had the best effect on soil improvement in coal mining areas.

Keywords: coal gasification slag; edible mushroom substrate; biochar; principal component analysis; the physical and chemical properties; soil in coal mining areas

虽然陕北煤炭资源丰富,但由于近年来大量开采,造成地表坍塌、水位线下降、地表土壤含水量降低、土壤物理结构破坏、养分流失、土壤生产力降低、植被退化死亡等一系列生态环境问题。加之陕北地处毛乌素沙漠边界,干燥少雨,风积沙严重,加剧了大部分地区矿区土壤沙化,质地和肥力降低,土壤环境自我修复能力减弱,逐渐出现土地荒漠化现象。土壤是万物生存的根基,因此,矿区土壤治理是实现煤炭资源可持续发展的必由之路。矿区土壤改良技术的宗旨是重构毁坏土壤环境,改善结构,恢复生产力,进而实现生态修复^[1]。煤气化过程会产生大量的煤气化渣固体废弃物。目前,对煤气化渣的固废利用大多集中于建筑材料的开发^[2]。由于煤气化渣多孔,富含丰富的矿物质,也将其应用于生态修复和土壤改良^[3-4]。煤气化渣作为沙土添加剂,可提高风沙土保水性能,利于植物生长,改良效果明显^[5-9]。LIU等^[10]研究发现,煤气化渣是植物生态修复工程中可被有效利用的基质。朱占荣等^[11]研究发现,沙土中添加适量脱碳煤气化渣不仅能显著增加土壤养分有效性,也能有效促进沙地羊草生物量的有效积累。已有研究表明^[12-13],食用菌菌渣对贫瘠、污染土壤具有很好的改良效果,可改善土壤理化性质,并对重金属有较强的吸附效果。生物炭是生物质原料通过无氧或部分无氧燃烧产生的^[14],由于其内部孔隙发达且有较强的吸附能力常用于土壤修复和改良。土壤中添加生物炭不仅可降低土壤容重、改变土壤物理结构^[15],而且可吸附土壤水分和养分,减少养分淋溶,增加养分的固持^[16]。此外,生物炭对于土壤中的Cd、Cu、Pb、Zn、Al等阳离子型的重金属也有较好的固定效果^[17-19]。食用菌菌渣、煤气化渣、生物炭一定程度上都可改良矿区土壤。煤气化渣含有的微量重金属如使用不当可能会造成土壤二次污染。菌渣和生物炭均多孔,吸附性能强,

通过吸附可减少矿区土壤重金属生物有效性。菌渣和煤气化渣都属于废弃物,来源广泛、利用成本低、理化性质稳定,将二者联合生物炭应用于矿区土壤修复中,通过三者作用的优势互补,配施后作为土壤改良剂,能为土壤改良和资源再生利用提供新途径。目前,食用菌菌渣和生物炭用于土壤改良的报道较多,但煤气化渣作为土壤改良剂的关注甚少,且缺少食用菌菌渣、煤气化渣、生物炭三者协同改良矿区土壤的相关报道。

本研究通过将食用菌菌渣、煤气化渣、生物炭三者按照不同比例配制复合基质,探究其对煤矿区土壤理化性质的影响,进而筛选出一套行之有效的改良配方,以期科学改良矿区土壤提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 试验材料

试验矿区土壤采自陕西省榆林市榆阳区(北纬38°25′、东经109°43′)某煤矿区附近。矿区土壤类型为砂土,土壤理化性质为:有机质含量1.2%,碱解氮含量4.5 mg/kg,速效钾含量110 mg/kg,有效磷含量20.52 mg/kg,pH值6.1。

平菇菌渣取自陕西省榆林市榆阳区某种植大棚的平菇菌渣废弃堆。其主料为木屑、棉籽壳,基本理化性质为:有机质含量34.64%,全氮含量5.62%,全磷含量1.84%,全钾含量4.52%,pH值6.34。

煤气化渣来自陕西省榆林市某能源公司。煤气化渣直接过2 mm筛,存袋备用。

玉米秸秆生物炭购自某环保有限公司,500℃烧制2 h。购回后不进行任何处理。基本理化性质为:有机碳含量42.21%,全氮含量8.34%,全磷含量2.31%,全钾含量16.12%,灰分含量7.23%,pH值9.0。

1.2 试验设计

试验采用随机区组设计,煤气化渣、菌渣、生物炭3种改良基质按不同比例混合(施入量均按矿区土壤干质量的百分比添加),共设置13个处理(表1),分别为空白对照(CK1)、5%煤气化渣(CK2)、5%煤气化渣生物炭配施(T1,5%生物炭;T2,10%生物炭)、5%煤气化渣与平菇菌渣配施(T3,20%菌渣;T6,30%菌渣;T9,40%菌渣)、5%煤气化渣+平菇菌渣+玉米秸秆生物炭配施(T4,20%菌渣与5%生物炭;T5,20%菌渣与10%生物炭;T7,30%菌渣与5%生物炭;T8,30%菌渣与10%生物炭;T10,40%菌渣与5%生物炭;T11,40%菌渣与10%生物炭),每种处理中3种基质的添加量见表1,每个处理3次重复。

表1 不同处理的配方

Tab.1 Soil formulas in different treatment

处理 Treatment	土壤/g Soil	煤气化渣/g Coal gasifica- tion slag	菌渣/g Spent mush- room substrate	生物炭/g Biochar
CK1	500	0	0	0
CK2	500	25	0	0
T1	500	25	0	25
T2	500	25	0	50
T3	500	25	100	0
T4	500	25	100	25
T5	500	25	100	50
T6	500	25	150	0
T7	500	25	150	25
T8	500	25	150	50
T9	500	25	200	0
T10	500	25	200	25
T11	500	25	200	50

矿区土壤按照S形随机多点取样法设置20个采样点。每个采样点利用土钻和土铲垂直地面定量采集距地表20 cm之内的土壤,取样前去除土壤表面的碎石和植物残留物。土壤样品均匀混合后,置于室内自然风干,避免阳光直射。风干后的土样用木棍轻轻碾碎,过2 mm筛备用。采集菌丝洁白、无霉变和腐败的新鲜平菇菌渣,避免阳光照射,自然风干后粉碎,过2 mm筛,存袋备用。煤气化渣直接过2 mm筛,存袋备用。

采用土盆培养模拟试验,将上述配好的土壤充分混匀后一次性施入底径13.0 cm、口径21.5 cm和高度16.5 cm的花盆中,控制土壤含水量为田间持水量的60%。试验分为2组,一组自装入土样开始后第7天,用环刀取0~10 cm深处土样测定土

壤物理性质,7 d内均不再补水;另一组将土壤混合装入盆内,由于改良材料对土壤化学性质的影响短时间内变化敏感,约在30 d趋于稳定^[20],因此,从装入土样开始计时,经培养40 d后,用Z形五点取样法对离花盆表层土5 cm处的土壤进行取样,土样风干后存入自封袋备用。40 d内每天称质量补水,保持土壤田间持水量60%。2组试验均为39盆,试验期放入室内,平均气温为(23±3)℃。

1.3 测定项目及方法

1.3.1 改良材料表面特征观察 利用扫描电子显微镜(SEM)观察记录菌渣、煤气化渣和生物炭样品微观形貌。

1.3.2 土壤物理性质测定 土壤含水量测定采用烘干法,密度测定采用比重瓶法,容重、孔隙度和田间持水量测定采用环刀法,毛管持水量的测定采用吸水饱和法。

1.3.3 土壤化学性质测定 土壤酸碱度测定采用希玛pH 328酸碱度检测仪检测;土壤有机质含量测定采用重铬酸钾法-水合热法;土壤有效磷含量测定采用0.5 mol/L NaHCO₃-钼锑抗比色法;土壤速效钾含量测定采用乙酸铵浸提法;土壤碱解氮含量测定采用碱解扩散法;土壤含盐量测定采用重量法。

1.4 数据处理

采用SPSS 22.0软件进行单因素方差分析;采用Dun-can's法在 $P<0.05$ 水平对各处理平均值间进行多重比较;参照郑文寅等^[21]的方法,运用相关性和主成分分析对13种处理下的矿区土壤改良效果进行综合评价。

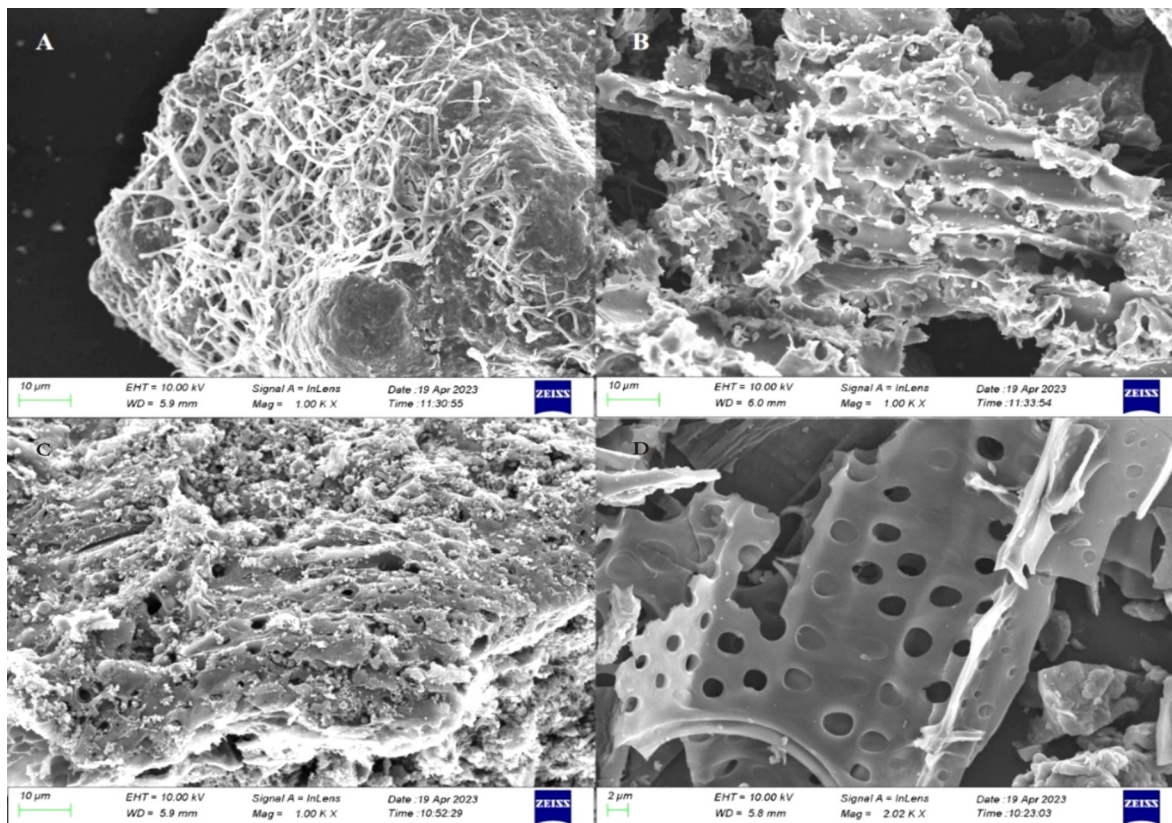
2 结果与分析

2.1 平菇菌渣、煤气化渣和生物炭的表面特征

从图1-A、B可以看出,利用扫描电子显微镜观察平菇菌渣后,发现平菇菌渣内部真菌菌丝发达且含有大量微米级孔隙,表明平菇菌渣不仅含有丰富的有机营养物,同时也具有较大的吸附表面积,暗示其可以有效改善矿区土壤。扫描结果显示,煤气化渣主要由大量絮状颗粒、少许圆球颗粒以及黏附小颗粒组成(图1-C)。絮状颗粒含有较多大小不等的孔隙,圆球颗粒表面光滑基本观察不到大孔隙^[22]。秸秆生物炭表面光滑,多为片层结构,在片层结构上有丰富的孔隙,孔隙排列较为

整齐(图1-D)。生物炭的孔隙发达程度较平菇菌渣和煤气化渣都强。上述结果表明,平菇菌渣、煤

气化渣和生物炭具有发达的孔隙,可以增加沙土的比表面积和吸附性能。



A、B. 菌渣放大1 000倍后的形貌;C. 煤气化渣放大1 000倍的形貌;D. 生物炭放大2 020倍的形貌

A、B. Enlarge the spent mushroom substrate by 1 000 times; C. Enlarge the coal gasification slag by 1 000 times; D. Enlarge the biochar by 2 020 times

图1 菌渣、煤气化渣和生物炭的表面特征

Fig.1 The SEM images of spent mushroom substrate, coal gasification slag and biochar

2.2 改良基质对煤矿区土壤物理性质的影响

2.2.1 改良基质对煤矿区土壤容重、密度、孔隙度的影响 从表2可以看出,与CK1处理相比,CK2处理土壤的容重、密度均下降,而孔隙度增大,但

均未达到显著性水平。表明煤气化渣多孔的内部结构有降低土壤容重、密度和增大土壤孔隙度的趋势,但可能由于5%的施入量较少,使其效果不明显。

表2 不同处理下的煤矿区土壤容重、密度和孔隙度分析

Tab.2 Bulk density, specific gravity, and porosity of coal mining area soil under different treatments

处理 Treatment	容重/(g/cm ³) Bulk density	密度/(g/cm ³) Partide density	孔隙度/% Porosity	处理 Treatment	容重/(g/cm ³) Bulk density	密度/(g/cm ³) Partide density	孔隙度/% Porosity
CK1	1.22±0.01a	2.29±0.04a	46.77±0.56e	T6	0.72±0.09fg	1.91±0.06f	62.25±3.64ab
CK2	1.21±0.00a	2.21±0.02ab	47.20±1.39e	T7	0.69±0.02gh	1.89±0.01f	63.29±0.73ab
T1	1.09±0.01b	2.16±0.01bc	49.47±0.30e	T8	0.65±0.02h	1.76±0.06g	65.16±3.24a
T2	0.96±0.01c	2.10±0.04cd	54.20±0.70d	T9	0.69±0.01gh	1.86±0.06f	62.90±1.25ab
T3	0.86±0.02d	2.05±0.02de	58.11±1.50c	T10	0.71±0.01g	1.90±0.07ef	62.63±1.48ab
T4	0.81±0.04de	2.02±0.03de	59.72±1.48bc	T11	0.77±0.01ef	2.05±0.13de	62.44±2.71ab
T5	0.78±0.05e	1.95±0.04ef	59.86±1.67bc				

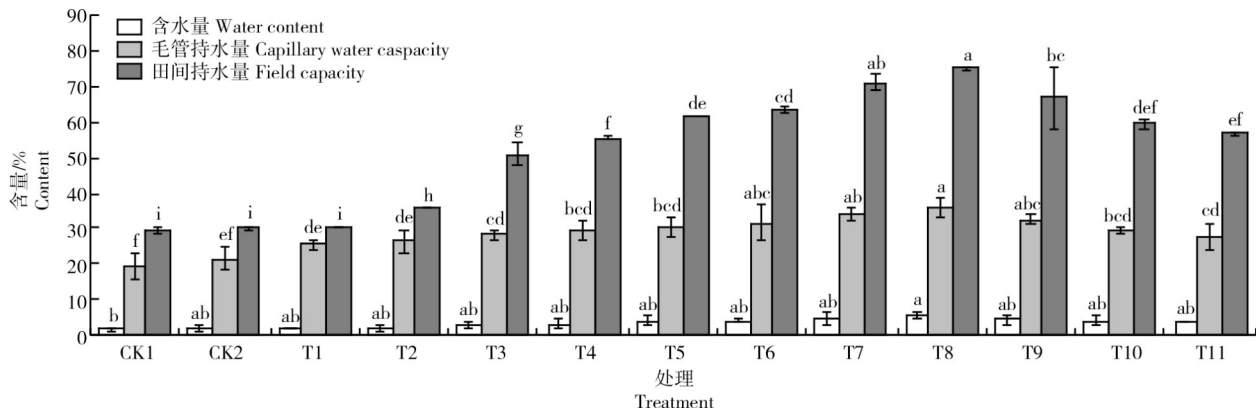
注:同列不同小写字母表示不同处理间在0.05水平上差异显著。下表同。

Note: Different lowercase letters in the same line represented significant difference among different treatments at 0.05 level. The same as below.

与CK2处理相比,除T1处理之外,其他处理的煤矿区土壤容重和密度均显著降低($P<0.05$),土壤孔隙度均显著增加($P<0.05$)。其中,5%煤气化渣+30%平菇菌渣+10%生物炭(T8)处理效果最好,其土壤容重、密度最低,孔隙度最大,土壤容重和密度较CK2处理分别降低了46.28%和20.36%,孔隙度增加30.05%。以上结果表明,煤气化渣与生物炭配施、煤气化渣与平菇菌渣配施、煤气化渣+平菇菌渣+生物炭处理均能有效降低矿区土壤容重和密度,增加孔隙度,改善土壤紧实度,进而增强土壤的持水性和保肥性。

2.2.2 改良基质对煤矿区土壤水分含量的影响 从

图2可以看出,相比于CK1处理,T8处理的土壤含水量显著增加261.74%($P<0.05$),其他处理下的土壤含水量略微上升,但与CK1间无显著差异。CK2处理的土壤毛管持水量较CK1处理增加12.32%,但二者之间差异不显著。不同处理间比较发现,T8处理的毛管持水量最高,较CK2增加66.09%,但与T6、T7和T9处理间差异不显著。CK2处理土壤田间持水量与CK1相比,无显著差异。相比于CK2处理,除T1处理外,其他处理的土壤田间持水量均显著增加($P<0.05$),其中,T8处理的土壤田间持水量最高,较CK2处理增加151.67%,但其与T7处理间差异不显著。



不同小写字母表示不同处理间在0.05水平上差异显著。下图同

Different lowercase letters in the same line represented significant difference among different treatments at 0.05 level. The same as below

图2 不同处理下的土壤水分物理性质分析

Fig.2 Physical properties of soil water under different treatments

以上结果表明,煤气化渣与生物炭配施、煤气化渣与平菇菌渣配施以及煤气化渣、平菇菌渣、生物炭混合配施均能改善土壤毛管持水量和土壤田间持水量,进而改善矿区土壤水分含量。

2.3 改良基质对煤矿区土壤化学性质的影响

2.3.1 改良基质对煤矿区土壤pH值和有机质含量的影响 从图3可以看出,试验矿区土壤CK1处理的pH值为6.63,CK2处理的土壤pH值为8.05,较CK1处理显著增加了21.41%($P<0.05$),表明5%煤气化渣的施加造成了土壤的碱化。因此,单施煤气化渣会导致土壤高碱性。与CK2处理相比,T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T10、T11处理的土壤pH值均显著降低($P<0.05$)。其中,T1处理的土壤pH值为7.54,显著高于其他处理($P<0.05$);T10和T11处理的土壤pH值较低,分别为6.00和6.01,显著低于其他处理($P<0.05$),

但该二者之间无显著性差异;其余8个处理的pH值范围为6.84~7.21。表明在施加煤气化渣的基础上,适量地施加生物炭或平菇菌渣均能有效降低碱性土壤的pH值,同时二者适量配比也能起到相应的效果。

在一定质量范围内,有机质的含量与土壤肥力水平呈正相关,是生态修复的主要评价指标之一^[23]。与CK1处理相比,CK2处理有机质含量显著降低76.5%($P<0.05$)。与CK2处理相比,T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T10、T11处理的土壤有机质含量均显著增加($P<0.05$),增幅为276.59%~431.92%。其中,T8处理有机质含量最高,显著高于其他处理($P<0.05$),说明适量地施加生物炭或平菇菌渣以及二者适量配施均能有效增加土壤有机质含量,最有效的处理为5%煤气化渣+30%平菇菌渣+10%生物炭。

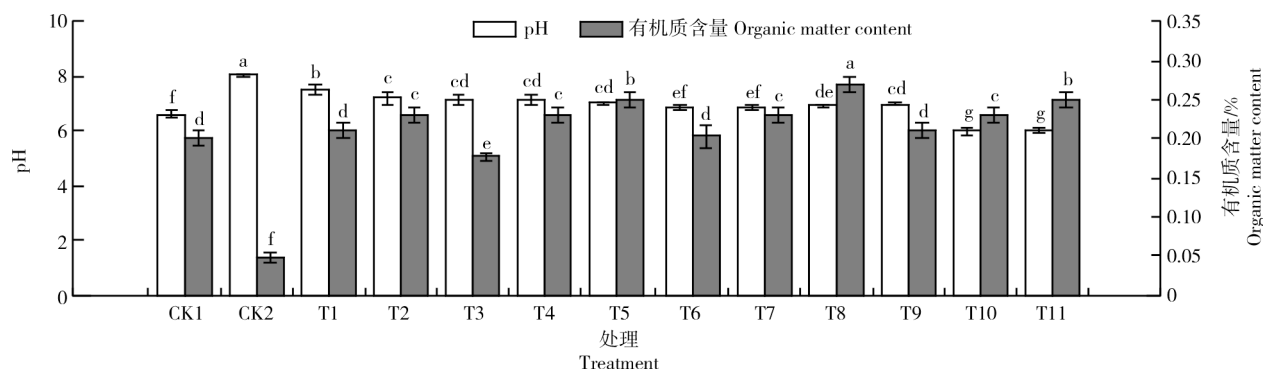


图3 不同处理下的土壤pH值和有机质含量分析

Fig.3 Soil pH and organic matter content under different treatments

2.3.2 改良基质对煤矿区土壤有效磷和速效钾含量的影响 由图4可知,与CK1处理相比,CK2处理的土壤有效磷含量显著降低39.56% ($P<0.05$),表明5%煤气化渣的施入造成了有效磷含量的降低,可能原因是煤气化渣偏碱性,碱性土壤中磷更容易成为磷酸三钙被土壤固定,抑制土壤有效磷的释放。T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T10、T11处理的土壤有效磷含量均显著增加($P<$

0.05),较CK1处理增加23.19%~237.38%,较CK2处理增加103.83%~458.24%;且随生物炭和平菇菌渣含量的增加,土壤有机磷含量呈先增后降趋势。其中,T8处理的土壤有机磷含量显著高于其他处理($P<0.05$)。表明矿区土壤在施加5%煤气化渣水平下,配施适量的生物炭或平菇菌渣以及二者混施均可以有效增加土壤供磷能力,而且二者适量配施效果更好。

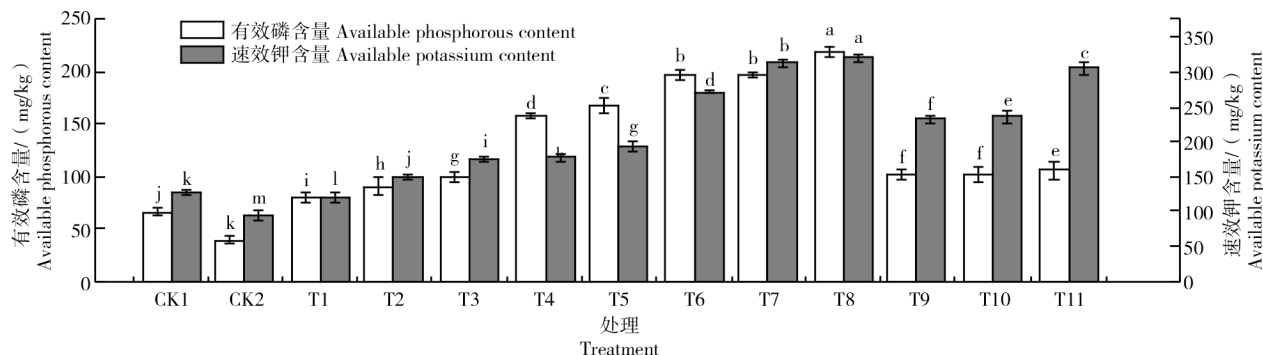


图4 不同处理下的土壤有效磷和速效钾含量分析

Fig.4 Available phosphorous and available potassium content under different treatments

与CK1处理相比,CK2和T1处理土壤的速效钾含量分别显著降低26.85%和6.13% ($P<0.05$),其他处理的速效钾含量均显著增加($P<0.05$),增加幅度为16.8%~151.21%。其中,T8处理的土壤速效钾含量显著高于其他处理($P<0.05$)。表明5%煤气化渣+30%平菇菌渣+10%生物炭处理能有效增加土壤速效钾的含量。

2.3.3 改良基质对煤矿区土壤碱解氮含量和含盐量的影响 从图5可以看出,与CK1处理相比,CK2处理的碱解氮含量增加12.89%,二者之间无显著性差异。与CK2处理相比,T1、T2、T3、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T10、T11处理的土壤碱解氮

含量均显著增加($P<0.05$)。其中,T8处理的土壤碱解氮含量显著高于其他处理($P<0.05$),较CK2处理显著增加748.20%。表明矿区土壤在加入5%煤气化渣水平下,配施适量的生物炭或平菇菌渣以及二者同时混施均能有效增加土壤碱解氮的含量。

矿区土壤含盐量为0.0028 g/kg。正常土壤盐分含量约为2 g/kg,盐碱化越高的土壤盐分含量越高。因此,试验区土壤为非盐渍化土壤。与CK1处理相比,CK2处理的含盐量显著降低25.12% ($P<0.05$),说明5%煤气化渣的施加可以降低土壤含盐量。与CK2处理相比,T1、T2、T3、T4、T5、

T6、T7、T8、T9、T10、T11 处理的土壤含盐量显著降低 ($P < 0.05$), 降幅为 14.15%~28.46%。其中, T8 处理的土壤含盐量最低, 显著低于其他各处理

($P < 0.05$)。表明施加适量的生物炭或平菇菌渣均能有效降低土壤含盐量, 同时二者适量配比也能起到效果, 且二者协同的效果更佳。

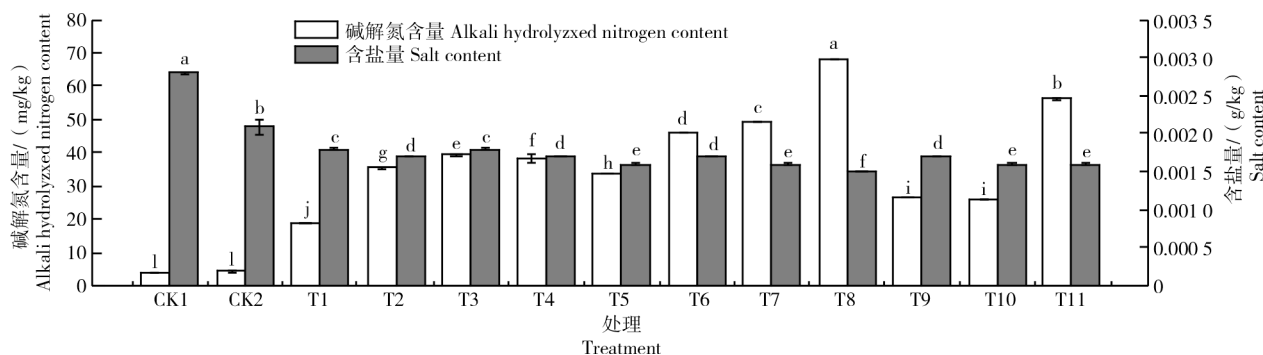


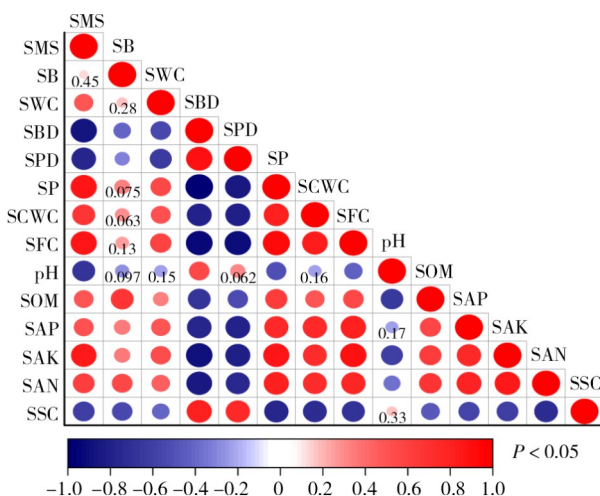
图 5 不同处理下的土壤碱解氮含量和含盐量分析

Fig.5 Alkaline nitrogen content and salt content under different treatments

2.4 改良基质对煤矿区土壤理化性质影响的综合评价分析

2.4.1 Pearson 相关性分析 将平菇菌渣和生物炭与土壤理化因子 Pearson 相关性分析, 结果显示 (图 6), 平菇菌渣与土壤容重、含盐量均呈显著负相关关系 ($P < 0.05$), 秸秆生物炭也与土壤容重、含盐量均呈显著负相关关系 ($P < 0.05$), 表明在一定范围内, 随着这 2 种材料施入量的增加, 土壤的容重和含盐量会呈现出线性的下降趋势。土壤孔隙度、有机质、有效磷、速效钾和碱解氮含量分别与秸秆生物炭呈显著正相关 ($P < 0.05$)。平菇菌渣与土壤孔隙度、有机质、田间持水量、有效磷、速效钾和碱解氮含量均呈显著正相关性关系 ($P < 0.05$)。由上述分析可得, 平菇菌渣和生物炭在改善土壤结构和质量方面具有积极作用, 它们能够降低土壤的容重和含盐量, 同时提高土壤的孔隙度、有机质、有效磷、速效钾、碱解氮含量等重要养分水平, 有助于提升土壤的肥力和作物生长环境。特别是平菇菌渣, 在增加土壤孔隙度、田间持水量和速效钾方面效果尤为突出。

2.4.2 主成分分析 对 13 个处理的 12 个土壤理化指标进行主成分分析, 结果表明 (表 3), 本着所选成分的特征值均 > 1 , 且累积贡献值达 80% 以上的原则, 将 12 个指标确定为 2 个主成分的综合指标。这 2 个综合指标基本可以反映 12 个原始变量的信息, 其中, 第 1 主成分的初始特征值为 9.217, 贡献率为 76.81%; 第 2 个主成分的初始特征值为 1.191, 贡献率为 9.93%。累计贡献率达 86.73%。



红色和蓝色圆圈分别表示正相关和负相关; 圆圈越大, 颜色越深表示相关性越高; 圈中的数字表示 P 值, 圈中未标数字的表示 $P < 0.05$ 。SMS. 菌渣; SB. 秸秆生物炭; SWC. 土壤含水量; SBD. 土壤容重; SPD. 土壤密度; SP. 土壤孔隙度; SCWC. 土壤毛管持水量; SFC. 土壤田间持水量; SOM. 土壤有机质; SAP. 土壤有效磷; SAK. 土壤速效钾; SAN. 土壤碱解氮; SSC. 土壤含盐量

Red and blue circles represented positive and negative correlation, respectively; Circles from small to large and colors from light to bright indicated low to high correlation; The numbers in the circle represented the P -value at the 0.05 level ($P > 0.05$), while those without numbers in the circle represented $P \leq 0.05$. SMS. spent mushroom substrate; SB. straw biochar; SWC. soil water content; SBD. soil bulk density; SPD. soil particle density; SP. soil porosity; SCWC. soil capillary water capacity; SFC. soil field capacity; SOM. soil organic matter; SAP. soil available phosphorus; SAK. soil available K; SAN. soil alkali-hydrolyzable nitrogen; SSC. soil salt content

图 6 改良材料和土壤理化性质的 Pearson 相关性分析

Fig.6 Pearson correlation analysis of improving materials and soil physical and chemical properties

表3 不同处理的主成分特征值和贡献率

Tab.3 Eigenvalues and contribution rates of principal components from different treatment

主成分 Principal com- ponent number	特征值 Eigenvalue	方差贡献率% Variance contri- bution rate	累计贡献率% Cumulative con- tribution rate
1	9.217	76.808	76.808
2	1.191	9.925	86.733
3	0.556	4.637	91.370
4	0.483	4.029	95.399
5	0.313	2.608	98.007
6	0.115	0.956	98.963
7	0.072	0.597	99.560
8	0.032	0.268	99.828
9	0.017	0.141	99.969
10	0.003	0.025	99.995
11	0.000	0.004	99.999
12	0.000	0.001	100.000

以 Y_1 、 Y_2 分别代表 2 个主成分, X_1 (土壤容重)、 X_2 (土壤密度)、 X_3 (土壤孔隙度)、 X_4 (土壤含水量)、 X_5 (土壤毛管持水量)、 X_6 (土壤田间持水量)、 X_7 (土壤 pH 值)、 X_8 (土壤有机质)、 X_9 (土壤有效磷)、 X_{10} (土壤速效钾)、 X_{11} (土壤碱解氮)、 X_{12} (土壤含盐量) 分别代表 12 个土壤理化指标, 可得到如下线性方程。

$$Y_1 = -0.321 \times X_1 - 0.312 \times X_2 + 0.321 \times X_3 + 0.310 \times X_4 + 0.316 \times X_5 + 0.318 \times X_6 - 0.163 \times X_7 + 0.228 \times X_8 + 0.280 \times X_9 + 0.303 \times X_{10} + 0.287 \times X_{11} - 0.259 \times X_{12} \quad (1)$$

$$Y_2 = 0.001 \times X_1 - 0.173 \times X_2 - 0.035 \times X_3 + 0.102 \times X_4 + 0.225 \times X_5 + 0.059 \times X_6 + 0.764 \times X_7 - 0.441 \times X_8 + 0.142 \times X_9 - 0.168 \times X_{10} + 0.001 \times X_{11} - 0.277 \times X_{12} \quad (2)$$

以 2 个主成分所对应的特征值占所提取主成分总的特征值之和的比例作为权重, 构建综合评价模型: $Y = 0.886 Y_1 + 0.114 Y_2$ 。

2.4.3 土壤改良效果综合评价 根据主成分综合评价模型即可算出综合主成分值, 按照该值的大小可对不同处理下的土壤改良效果进行排序评价。由表 4 综合得分可知, 矿区土壤在加入 5% 煤气化渣的基础上, 配施 30% 平菇菌渣和 10% 生物炭(T8 处理)对矿区土壤改良的效果是最优的, 其次是在矿区土壤中施加 5% 煤气化渣基础上配施 30% 平菇菌渣和 5% 生物炭(T7 处理)对矿区土壤改良效果相对较好。

表4 不同处理的主成分值及综合排名

Tab.4 Principal component values and comprehensive ranking for each treatment

处理 Treat- ment	主成分值 Principal component values		综合主成分值 Values of compre- hensive principal components	综合排名 Compre- hensive ranking
	Y1	Y2	Y	
CK1	-5.041	2.141	-4.222	12
CK2	-5.468	-1.895	-5.061	13
T1	-3.134	0.313	-2.741	11
T2	-1.629	0.612	-1.373	10
T3	-0.723	-0.386	-0.684	9
T4	0.326	0.070	0.296	8
T5	1.122	-0.022	0.992	7
T6	2.075	-0.557	1.775	3
T7	3.025	-0.578	2.614	2
T8	4.543	-0.615	3.955	1
T9	1.490	-0.966	1.210	6
T10	1.524	0.544	1.412	5
T11	1.710	1.337	1.667	4

3 结论与讨论

3.1 改良基质对土壤物理性质的影响

煤气化渣对土壤理化性质具有改善作用。赵炜等^[10]研究发现, 水煤浆煤气化渣对风沙土理化性质具有显著改善作用。本试验结果也表明, 在煤矿区沙化土壤中添加 5% 煤气化渣, 可增加土壤含水量、孔隙度、田间持水量和毛管持水量以及降低土壤密度和容重。表明煤气化渣在一定程度上可以通过改变土壤物理结构进而达到改良目的。这是由于煤气化渣的产生经过了高温激冷具有多孔特性^[24-25], 同时 SEM 结果显示, 其内部含有很多微米级小孔, 也进一步验证了这一特性。将煤气化渣施加在沙土中, 可以增加沙土密度, 使得沙砾易成团, 增强其保水和保肥性能^[8]。本试验中, 煤气化渣对土壤物理性质改良效果不显著的原因可能是由于施入量太少而致。

随着生物炭含量的增加, 土壤孔隙度和持水性能均呈递增趋势, 土壤容重和密度呈递减趋势, 除含水量和毛管持水量无显著变化, 其余指标在生物炭含量为 10% 时, 变化均达到显著水平。说明生物炭对土壤密度、容重、孔隙度和田间持水量均有显著影响, 这与 LI 等^[26]的研究结果一致。原因是生物炭中的有机质经过热解炭化过程可形成

孔隙发达、芳香化程度高的富碳微孔结构^[27],而且电镜扫描结果也验证了其多孔特性。因此,将其施加在土壤中可以增加土壤的孔隙度,降低了容重和密度。且随着生物炭颗粒表面在土壤中的氧化及羧基基团的增多,生物炭的亲水性会逐渐增强,其吸水能力和土壤持水量会逐渐增加。

随平菇菌渣含量增加,土壤物理指标变化趋势类似于生物炭与煤气化渣配施处理组,说明平菇菌渣对土壤改良的作用类似于生物炭,可以有效降低矿区土壤密度和容重,增大孔隙度和增强土壤持水性。这与王春霞等^[28]研究结果一致。原因是平菇菌渣中丰富的菌丝交联,形成微小网孔,截留细小的沙砾,加之菌丝解体形成腐殖质和多糖体也能使砂砾更容易成团^[29],增加土壤的密度,降低容重,截留水分。当平菇菌渣、生物炭和煤气化渣混合配施时,随平菇菌渣含量增加,以及配施生物炭量增加,土壤孔隙度和持水性能均呈先增后降的趋势,土壤容重和密度呈先减后增的趋势,土壤改良效果变差。可能是因为平菇菌渣含量过多,生物炭微小颗粒又会侵入土壤毛管孔隙,形成阻塞而导致可利用毛管孔隙数量下降^[30],致使土壤板结,从而抑制土壤对水分和养分的有效吸收。

3.2 改良基质对土壤化学性质的影响

北方沙土一般呈弱碱性。试验所测矿区土壤 CK1 处理的 pH 值为 6.63,属偏酸性土壤,可能是煤矿的开采增加了土壤酸性物质,降低了土壤 pH 值。这与刘钊等^[31]研究结果相符,他们研究发现,随距采矿区距离越近,土壤 pH 值呈降低趋势。添加 5% 煤气化渣后,土壤 pH 值为 8.05,显著升高,原因是煤气化工艺导致产生的煤气化渣呈碱性^[32];同时该处理的土壤有机质含量,有效磷含量和速效钾含量显著降低。本研究表明,土壤表层有机质含量与 pH 之间存在着显著的负相关关系,即随着土壤 pH 值升高,有机质含量明显降低,这与戴万宏等^[33]的研究结果一致。其次土壤有效养分主要来源于微生物对矿石的分解,而 pH 值 > 8 的碱性土壤不利于细菌、真菌等微生物的繁殖,导致土壤有效养分的累积量降低。表明单施煤气化渣对矿区土壤肥力的改变效果不良。但该处理下的土壤含盐量显著性下降,原因是煤气化渣较丰富的微孔结构吸附了土壤盐分,阻断了盐析。

煤气化渣基础上,施加生物炭或平菇菌渣,随二者含量增加,土壤 pH 值、含盐量均显著降低,土

壤的有机质含量、有效磷含量、速效钾含量和碱解氮含量显著增加,说明施入适量生物炭或平菇菌渣都可以有效提升土壤的肥力状态,降低土壤的盐碱化程度。这与孟庆英等^[34]和吕布波等^[35]的研究结果相一致。原因可能是生物炭和平菇菌渣均具有多孔结构,微孔截留养分,减少了养分的淋溶作用,提高了土壤保肥性^[36],这也正是贫瘠的土壤所匮乏的。其多孔结构使它成为许多重要微生物繁殖的场所,加之二者含有的有机质成分,不仅丰富了土壤有机质,也为微生物的生长提供了养分,大量的微生物通过对矿石中的矿物质分解释放土壤养分^[37]。生物炭或菌渣含有的羧基、酚羟基等酸性官能团以及有机质分解或微生物代谢过程中产生的小分子有机酸中和了煤气化渣带入的碱性成分^[30],土壤酸碱性是影响土壤养分有效性的因素之一。平菇菌渣或生物炭改良后的土壤大多呈中性或弱酸环境,在 pH 值接近 6~7 时,大多数土壤养分元素都有较高的有效性^[33],因此,该环境有利于土壤养分 N、P、K 的释放。最后,生物炭或菌渣中含有的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 等离子能够替换土壤中可交换的 Na^{+} ,从而降低土壤含盐量^[35]。

将煤气化渣、平菇菌渣和生物炭混合施加后,土壤的 pH 值和含盐量降低,土壤的有机质、有效磷、速效钾和碱解氮含量增加,说明混施对土壤改良起相应的效果,且菌渣和生物炭具有协同效应,30% 平菇菌渣水平下与生物炭配施的复合基质对矿区土壤改良的效果更为明显。

当平菇菌渣含量由 30% 升至 40% 时,土壤各养分出现了不同程度的下降,盐分含量均出现了不同程度的上升。40% 菌渣水平下的土壤物理结构较 30% 菌渣水平下的改良效果变差,原因是过量的菌渣影响了土壤团聚体的形成,土壤易板结。徐爽^[38]的研究也有相似的结论。以上结果表明,土壤结构决定了养分在土壤中的蓄存能力和转化释放能力,是土壤肥力的基础。

综上所述,煤气化渣的微孔结构以及含有的大量元素、微量元素为煤矿区的土壤改良提供了基础。其对煤矿区土壤物理结构有一定的改善,一定程度上可以增加土壤的孔隙度和持水性能,降低土壤容重和密度。然而,作为土壤改良剂单独添加,虽可降低土壤含盐量,但由于煤气化过程中造成煤气化渣具有较高 pH 值,会使土壤严重碱化,碱性土壤不利于土壤养分的储存和累积,降低土壤

有机质、有效磷和速效钾的含量,导致土壤质量下降。因此,在改良高碱性土壤时,煤气化渣pH值应作为主要观测因子之一。煤矿区土壤在添加煤气化渣基础上,施加生物炭或平菇菌渣以及将二者混施,均能有效改善土壤理化性质。将5%煤气化渣应用于矿区土壤后,再混合加入平菇菌渣和生物炭,这2种材料因其丰富致密的多孔结构,降低了土壤的密度和容重,增加了孔隙度和土壤持水性能,提高了土壤养分,降低了土壤含盐量。加之平菇菌渣中残留的大量真菌菌丝蛋白,作为有机质有利于土壤养分的累积,其土壤改良效果较单施生物炭或平菇菌渣效果好。经主成分分析对改良效果进行综合评价,5%煤气化渣+30%平菇菌渣+10%生物炭处理对煤矿区土壤改良效果最佳。

参考文献:

- [1] 赵鹏,史兴萍,尚卿,等. 矿区复垦地土壤改良研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(1): 1-14.
ZHAO P, SHI X P, SHANG Q, et al. The research progress on soil amelioration in mine reclamation land[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2023, 40(1): 1-14.
- [2] ACOSTA A, IGLESIAS I, AINETO M, et al. Utilisation of IGCC slag and clay steriles in soft mud bricks (by pressing) for use in building bricks manufacturing[J]. Waste Management, 2002, 22(8): 887-891.
- [3] LIU T, AWASTHI S K, DUAN Y M, et al. Effect of fine coal gasification slag on improvement of bacterial diversity community during the pig manure composting[J]. Bioresource Technology, 2020, 304: 123024.
- [4] ZHU D D, CHENG Y, XUE B, et al. Coal gasification fine slag as a low-cost adsorbent for adsorption and desorption of humic acid[J]. Silicon, 2020, 12(7): 1547-1556.
- [5] 李强,孙利鹏,亢福仁,等. 煤气化渣-沙土复配对毛乌素沙地苜蓿生长及重金属迁移的影响[C]//中国环境科学学会环境工程分会. 中国环境科学学会2019年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分论坛论文集(四). 西安:中国环境科学学会, 2019: 590-595.
LI Q, SUN L P, KANG F R, et al. Effects of coal gasification slag and sand compound soil on alfalfa growth and heavy metal migration in mu us sandy land[C]//Environmental engineering branch of the Chinese society for environmental sciences. Proceedings of the sub-forum on innovation and application of environmental engineering technology at the 2019 annual scientific and technological conference of the Chinese society for environmental sciences (4). Xi'an: The Chinese Society for Environmental Sciences, 2019: 590-595.
- [6] 朱丹丹. 煤气化细渣在土壤改良及水污染治理中的资源化利用研究[D]. 长春:吉林大学, 2021.
ZHU D D. Study on the utilization of coal gasification fine slag in soil improvement and water pollution control[D]. Changchun: Jilin University, 2021.
- [7] 孙娅辉,郑中兵,字楠华,等. 不同土壤改良剂对杧果果实产量和品质的影响[J]. 河南农业科学, 2024, 53(8): 118-125.
SUN Y H, ZHENG Z B, ZI N H, et al. Effects of different soil amendments on yield and quality of mango fruit[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2024, 53(8): 118-125.
- [8] ZHU D D, XUE B, JIANG Y S, et al. Using chemical experiments and plant uptake to prove the feasibility and stability of coal gasification fine slag as silicon fertilizer[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(6): 5925-5933.
- [9] 赵炜,赵举,魏占民,等. 气化渣改良风沙土对土壤水分物理性质的影响[J]. 水土保持研究, 2022, 29(2): 64-69.
ZHAO W, ZHAO J, WEI Z M, et al. Effect of aeolian sandy soil improved by gasification slag on soil water physical properties[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(2): 64-69.
- [10] LIU T T, HAN F L, YANG B G, et al. Modification of gasification slag-based functional soil for oat grass cultivation[J]. Frontiers in Environmental Science, 2022, 10: 1053760.
- [11] 朱占荣,马泳波,边江东,等. 脱碳气化渣基土壤调理剂对土壤养分和羊草生长的影响[J]. 山西农业科学, 2024, 52(5): 52-59.
ZHU Z R, MA Y B, BIAN J D, et al. Effects of decarbonized gasification slag-based soil conditioner on soil nutrients and growth of *Leymus chinensis*[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2024, 52(5): 52-59.
- [12] CHUKWUMATI J A, IBANIBO G C, ADEDOKUN O M. Response of maize (*Zea mays*) on crude oil polluted soil after one month of remediation with spent mushroom substrate[J]. Advances in Research, 2020: 1-8.
- [13] 聂胜委,张巧萍,李向东,等. 施用不同菌渣肥对小麦/玉米轮作系统土壤养分的影响[J]. 山西农业科学, 2018, 46(4): 588-594.
NIE S W, ZHANG Q P, LI X D, et al. Effect of different edible fungus residue fertilizers' application on soil nutrients concentrations under the wheat-maize rotation systems[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2018, 46(4): 588-594.
- [14] 谭慧,王少锋,廉梅花,等. 钙基胡敏酸改性生物炭的制备及其对镉污染的修复[J]. 生态学杂志, 2024, 43(9): 2859-2870.
TAN H, WANG S F, LIAN M H, et al. Preparation of biochar modified by calcium and humic acid for cadmium pollution remediation[J]. Chinese Journal of Ecology, 2024, 43(9): 2859-2870.
- [15] 张伟明,陈温福,孟军,等. 东北地区秸秆生物炭利用潜力、产业模式及发展战略研究[J]. 中国农业科学, 2019, 52(14): 2406-2424.
ZHANG W M, CHEN W F, MENG J, et al. Study of straw-biochar on utilization potential, industry model and developing strategy in Northeast China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2019, 52(14): 2406-2424.
- [16] 张珂珂,宋晓,郭斗斗,等. 生物炭对潮土土壤肥力特征和氮肥利用效率的影响[J]. 河南农业科学, 2022, 51(12): 73-80.
ZHANG K K, SONG X, GUO D D, et al. Effects of biochar on fertility and nitrogen utilization efficiency in fluvo-aquic soil[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2022, 51(12): 73-80.
- [17] 田丽,苏改艳. 生物炭对Cd/Hg污染沙土及菠菜重金属含量

- 的影响[J]. 山西农业科学, 2023, 51(11): 1315-1322.
- TIAN L, SU G Y. Effects of biochar on heavy metal contents in Cd/Hg contaminated sandy soil and spinach[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2023, 51(11): 1315-1322.
- [18] AHMAD M, LEE S S, LEE S E, et al. Biochar-induced changes in soil properties affected immobilization/mobilization of metals/metalloids in contaminated soils[J]. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17(3): 717-730.
- [19] SUI F F, WANG J B, ZUO J, et al. Effect of amendment of biochar supplemented with Si on Cd mobility and rice uptake over three rice growing seasons in an acidic Cd-tainted paddy from central South China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 709: 136101.
- [20] 冯俊义, 赵萌萌, 谭菁, 等. 四种环境材料单施对煤矿区土壤结构和性状的影响研究[J]. 农业资源与环境学报, 2024, 41(1): 72-82.
- FENG J Y, ZHAO M M, TAN J, et al. Effects of a single application of four environmental materials on soil structure and properties in a coal mining area[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2024, 41(1): 72-82.
- [21] 郑文寅, 黄园园, 胡泽林, 等. 小麦种质资源萌发吸胀期耐湿性评价及筛选[J]. 麦类作物学报, 2021, 41(6): 704-712.
- ZHENG W Y, HUANG Y Y, HU Z L, et al. Verification and identification of waterlogging tolerance at imbibition stage in wheat germplasm[J]. Journal of Triticeae Crops, 2021, 41(6): 704-712.
- [22] LIU X D, JIN Z W, JING Y H, et al. Review of the characteristics and graded utilisation of coal gasification slag[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2021, 35: 92-106.
- [23] 毕银丽, 郭晨, 肖礼, 等. 微生物复垦后土壤有机碳组分及其高光谱敏感性识别效应[J]. 煤炭学报, 2020, 45(12): 4170-4177.
- BI Y L, GUO C, XIAO L, et al. Identification of soil organic carbon components and hyperspectral sensitivity in microbial reclamation area[J]. Journal of China Coal Society, 2020, 45(12): 4170-4177.
- [24] 刘艳丽, 李强, 陈占飞, 等. 煤气化渣特性分析及综合利用研究进展[J]. 煤炭科学技术, 2022, 50(11): 251-257.
- LIU Y L, LI Q, CHEN Z F, et al. Research progress characteristics analysis and comprehensive utilization of coal gasification slag[J]. Coal Science and Technology, 2022, 50(11): 251-257.
- [25] 范宁, 张逸群, 樊盼盼, 等. 煤气化渣特性分析及资源化利用研究进展[J]. 洁净煤技术, 2022, 28(8): 145-154.
- FAN N, ZHANG Y Q, FAN P P, et al. Research progress on characteristic analysis and resource utilization of coal gasification slag[J]. Clean Coal Technology, 2022, 28(8): 145-154.
- [26] LI S L, SHANGGUAN Z P. Positive effects of apple branch biochar on wheat yield only appear at a low application rate, regardless of nitrogen and water conditions[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(11): 3235-3243.
- [27] 陈温福, 张伟明, 孟军. 生物炭与农业环境研究回顾与展望[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5): 821-828.
- CHEN W F, ZHANG W M, MENG J. Biochar and agro-ecological environment: review and prospect[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(5): 821-828.
- [28] 王春霞, 许子洁, 王晶, 等. 食用茵菌糠配施化肥改良滨海盐碱耕地的效果研究[J]. 中国土壤与肥料, 2022(4): 99-105.
- WANG C X, XU Z J, WANG J, et al. Effect of combination application of spent mushroom substrates with chemical fertilizer on the improvement of coastal saline-alkali farmland[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2022(4): 99-105.
- [29] 吕贻忠, 李保国. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- LÜ Y Z, LI B G. Soil science [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006.
- [30] 赵君, 姚彤, 李明, 等. 生物炭对干旱胁迫下蓝盆花生长及根际土壤真菌丰度的影响[J]. 北方园艺, 2019(14): 93-99.
- ZHAO J, YAO T, LI M, et al. Effects of biochar on growth of blue potted flowers and fungal abundance of rhizosphere soil under drought stress[J]. Northern Horticulture, 2019(14): 93-99.
- [31] 刘钊, 韩磊, 王丹月, 等. 陕北黄土高原煤矿区土壤理化性质及质量评价[J]. 煤炭学报, 2021, 46(5): 1555-1564.
- LIU Z, HAN L, WANG D Y, et al. Soil physicochemical properties and quality assessment in the coal mining area of Loess plateau in northern Shaanxi province[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(5): 1555-1564.
- [32] 王晓帅, 唐跃刚, 桓斌斌, 等. 宁东气化厂煤气化过程中几种微量元素的富集特性[J]. 中国煤炭地质, 2016, 28(4): 14-18.
- WANG X S, TANG Y G, HUAN B B, et al. Some trace elements enrichment features during coal gasification process in ningdong coal gasification plant[J]. Coal Geology of China, 2016, 28(4): 14-18.
- [33] 戴万宏, 黄耀, 武丽, 等. 中国地带性土壤有机质含量与酸碱度的关系[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 851-860.
- DAI W H, HUANG Y, WU L, et al. Relationships between soil organic matter content (som) and pH in topsoil of zonal soils in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(5): 851-860.
- [34] 孟庆英, 张春峰, 朱宝国, 等. 黑木耳菌糠还田对土壤理化性状的影响[J]. 东北农业科学, 2021, 46(5): 21-25.
- MENG Q Y, ZHANG C F, ZHU B G, et al. Effects of waste material of *Auricularia auricula* substrate returning to field on soil physicochemical properties[J]. Journal of Northeast Agricultural Sciences, 2021, 46(5): 21-25.
- [35] 吕波, 王宇函, 夏浩, 等. 不同改良剂对黄棕壤和红壤上白菜生长及土壤肥力影响的差异[J]. 中国农业科学, 2018, 51(22): 4306-4315.
- LÜ B, WANG Y H, XIA H, et al. Effects of biochar and other amendments on the cabbage growth and soil fertility in yellow-brown soil and red soil[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(22): 4306-4315.
- [36] MOHD HANAFI F H, REZANIA S, MAT TAIB S, et al. Environmentally sustainable applications of agro-based spent mushroom substrate (SMS): an overview[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2018, 20(3): 1383-1396.
- [37] MITCHELL P J, SIMPSON A J, SOONG R, et al. Shifts in microbial community and water-extractable organic matter composition with biochar amendment in a temperate forest soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 81: 244-254.
- [38] 徐爽. 香菇菌渣对不同质地土壤团聚体组成的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(4): 540-546.
- XU S. Effects of adding mushroom residue on aggregates composition of different texture soils[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(4): 540-546.