排土场不同培肥模式团聚体有机碳累积效应

王桂林[1]，李明超[2]，毕银丽[2,3,4]，胡耀辉[2]

（1.神华准格尔能源有限责任公司，内蒙古 鄂尔多斯 010300；2.西安科技大学 西部矿山生态环境修复研究院，陕西 西安 710054；3.西安科技大学 地质与环境学院，陕西 西安 710054；4. 中国矿业大学(北京) 煤炭资源与安全开采国家重点实验室，北京 100083）

摘　要：［目的］研究不同培肥模式对沙棘林下的植被多样性、土壤团聚体的发育、稳定性及有机碳库恢复的影响，为指导矿区露天矿植被重建，提高土壤质量改善及团聚体碳库恢复提供依据。［方法］本研究基于内蒙古黑岱沟露天矿内排土场沙棘示范基地，通过调查植被种群并采集土壤团聚体样品，分析丛枝菌根真菌（AMF）及其他因素（风化煤、绿肥）联合的培肥模式对于露天矿排土场植被恢复区前期土壤团聚体稳定性及有机碳恢复的影响。［结果］在 6 种培肥模式下，对林下植被丰富度及多样性提高效果最好的是施用绿肥并添加风化煤（沙绿风）处理；对团聚体发育及稳定性影响效果最显著的是接种 AMF 并施用绿肥（沙接绿）的实验组。对团聚体有机碳及全氮作用效果的分析表明，沙接绿处理下宏观团聚体有机碳和全氮显著高于仅接种 AMF（沙接）处理。［结论］不同培肥模式对沙棘林下的植被多样性、土壤团聚体的发育、稳定性及有机碳库恢复具有积极作用。在露天矿植被重建时，应采用接种 AMF、施用绿肥及风化煤等方式，提高土壤有机碳含量，促进团聚体发育。

关键词：丛枝菌根真菌；排土场；有机碳；土壤团聚体；生态修复

文献标识码：A　　**文章编号：**1000-288X(2024)03-0000-00　　**中图分类号：**S153.6

文献参数：王桂林，李明超，毕银丽，等.排土场不同培肥模式团聚体有机碳累积效应[J].水土保持通报，2024，44(3)：-. Wang Guilin，Li Mingchao，Bi Yinli，et al. Accumulation effect of aggregate organic carbon from different fertiliza-tion Modes at open-pit mine dumpsites [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2024，44(3)：-.

Accumulation Effect of Aggregate Organic Carbon from Different Fertiliza-tion Modes at Open-pit Mine Dumpsites

Wang Guilin[1]，Li Mingchao[2]，Bi Yinli[2,3,4]，Hu Yaohui[2]

〔1.*Shenhua Group Zhungeer Energy Co.，Ltd.，Ordos，Inner Mongolia* 010300，*China*；2.*Institute of Ecological Environment Restoration in Mine Areas of West China，Xi'an University of Science and Technology，Xi'an，Shaanxi* 710054，*China*；3.*College of Geology and Environment，Xi'an University of Science and Technology，Xi'an*，710054，*China*；4.*State Key Laboratory for Coal Resources and Safe Mining，China University of Mining and Technology (Beijing)，Beijing* 100083，*China*〕

Abstract：［Objective］The effects of different fertilization modes on the vegetation diversity，development，and stability of soil aggregates and recovery of the organic carbon pool under a sea buckthorn forest were studied in order to provide a basis for guiding the reconstruction of open-pit mine vegetation，improving soil quality，and recovering the aggregate carbon pool.［Methods］The study was conducted on the sea buckthorn demonstration base at a dumpsite of an open-pit mine of Hedaigou，Inner Mongolia. We analyzed the effects of the combined action of fertilizer modes such as inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) and other treatments (added weathered coal and green fertilizer) on the stability of soil aggregates and organic carbon recovery in the early vegetation restoration area of the open-pit mine dumpsite by investigating

收稿日期：2023-10-23　　**修回日期：**2024-01-02

资助项目：国家自然科学基金项目“西部煤矿区微生物复垦后枯落物分解及其有机碳积累机制”(51974326)；国家重点研发计划项目(2022YFF1303303)；黄河流域生态保护和高质量发展联合研究一期项目(2022-YRUC-01-0304)

第一作者：王桂林(1977—)，男(汉族)，内蒙古自治区鄂尔多斯市人，硕士，高级工程师，主要从事露天采矿技术研究。Email：863501813@qq.com。

通信作者：毕银丽(1971—)，女(汉族)，陕西省米脂县人，博士，长江学者，特聘教授，从事矿区微生物复垦的研究工作。Email：ylbi88@126.com。

vegetation populations and collecting soil aggregate samples. [Results] Under the six fertilizer treatment modes, the experimental group inoculated with AMF, applied green fertilizer, and added weathered coal (sand, green, wind) had the best effect on the improvement of understory vegetation diversity, and the diversity index was significantly improved compared with the control treatment. The experimental group inoculated with AMF and applied with green fertilizer (sand, green) had the most significant effect on the development and stability of aggregates. The analysis of the effect of organic carbon and total nitrogen in aggregates showed that the organic carbon and total nitrogen in aggregates for the sand and green treatments were significantly higher than those in the experimental group inoculated only with AMF. [Conclusion] Different fertilization modes had positive effects on vegetation diversity, soil aggregate development, stability, and organic carbon pool restoration under sea buckthorn forest. Inoculation with AMF, application of green fertilizer, and added weathered coal should be used to increase the content of soil organic carbon and to promote the development of aggregates during vegetation reconstruction in open-pit mine dumpsites.

Keywords: arbuscular mycorrhizal fungi; open-pit mine dumpsite; soil organic carbon; soil aggregates; ecological remediation

土壤团聚体是土壤最基本的组成单元。团聚体的组成、形态及稳定性,直接影响着土壤水气及养分在土壤中的分配,同时也影响通过影响微生物群落结构对土壤营养元素循环及作物生长产生重要影响[1]。大团聚体的占比往往影响着土壤的水热状况,对保持土质结构的稳定性起着重要作用[2]。相关研究结果表明土地利用的模式改变会对土壤有机质的总量和质量产生影响,影响土壤中不同粒径团聚体的组成和稳定性[3-5]。近些年,许多学者针对露天矿区植被修复后团聚体稳定性及相关有机碳含量进行了的研究,例如 Bi Yinli 等[6]通过研究黑岱沟露天矿复垦近20 a的人工植被恢复区团聚体分布发现,与草地和灌丛相比,人工乔木林种植增加了大团聚体的比例(12.3%～29.2%)和大团聚体对有机碳的贡献(12.5%～46.1%),且根系生物量等生物因子的影响更大;Yang Guoting 等[7]等结合实地数据和遥感技术来评估碳储存发现,碳储量在初始/稳定阶段增加,在采矿扩张和复垦过程中的开发阶段减少。刺槐积累了较多的碳储量,更适合平朔露天矿的生态复垦模式;Hu Ning 等[8]针对西南喀斯特石漠化地区植被恢复对团聚体的影响发现与耕地相比自然植被的恢复增加了大团聚体的数量。总体而言,目前针对矿区植被恢复对团聚体及相关有机碳的研究集中在长期植被演替的评价效应,而矿区草场恢复后生长的苜蓿及采煤产生的大量风化煤近些年被认为可能有助于矿区土壤改良,因其富含有机养分及金属氧化物,这些被认为有助于土壤团聚,但风化煤中存在可能影响植物生长的有害元素[9],因此评价人为施加苜蓿及风化煤对矿区复垦地土壤团聚体改良及有机质恢复的效果显得很有意义。

丛枝菌根真菌(AMF)是一种广泛分布的根际微生物[10]。AMF 可以促进寄主植物对尾矿库中矿物养分的利用,提高植物的生长速度,采用菌根栽培技术,能加快矿区复垦底物的成熟,提高底物的养分含量[11-12]。此外,AMF 对改良土壤、提升地力,提高植物的抗逆性,促进养分的吸收,增强植物的抗病性[13-15]均具有重要意义。在矿区植被恢复过程中,丛枝菌根真菌通过分泌胞外代谢物(多糖、GRSP)等[16],可以促进团聚体发育及有机碳封存[17],在矿区生态恢复中有很高的应用前景。一项针对接种 AMF 对露天矿柠条恢复地团聚体发育及有机碳含量影响的研究表明,与自然修复相比接种 AMF 后土壤深层大团聚体、有机碳含量 OC 及总球蛋白相关土壤蛋白(TGRSP)含量均得到显著提高[18-21]。但很少有研究考虑 AMF 与风化煤及绿肥同时存在对土壤团聚体发育及有机碳恢复的影响。因此,本研究在复垦区种植沙棘并接种丛枝菌根真菌(AMF),通过控制变量对照试验比较分析 AMF、绿肥以及施加风化煤对于土壤团聚体形成的影响作用,以期指导矿区露天矿植被重建,提高土壤质量及团聚体碳库恢复。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

黑岱沟露天煤矿位于中国内蒙古自治区鄂尔多斯市准格尔旗境内,处于干旱、半干旱黄土高原脆弱生态区。区域内地势起伏,沟壑纵横,是典型的黄土丘陵沟壑区。降水较为集中,经常在 7—9 月以暴雨的形式出现,年降水量在 400 mm 左右,年蒸发量高达 1824～2 896 mm,蒸发量是降水量的 4～7 倍。以黄土为母质的黄绵土普遍存在,其结构不稳,呈弱碱性,肥力差,降水渗透速率高,不利于水库抗旱和抗

旱。在长期卸载车辆碾压作用下，排土场的土壤全部为复填土。

1.2　样品采集与处理

本次实验用样本采集自内蒙古鄂尔多斯市黑岱沟露天矿内排土场示范基地，实验所设置的 6 个不同组别样地，同一恢复组别为相同处理的植被恢复样地（100 m×50 m），在样地内选取了 5 块重复小区（5 m×5 m），在每个小区随机取 3 份土壤样品混合为 1 份复合样品作为该小区的代表样品。每块根据五点采样法收集 5 份样品，共采得样品 30 份。根据实验目的在 2018 年 6 月份在示范基地进行为期 4a 的野外试验，6 组恢复样地包括：①接种 AMF（丛枝菌根真菌扩繁菌剂添加到沙棘近根部土壤中：100 g/株）；②施用绿肥（紫花苜蓿新鲜叶片打碎后添加到沙棘近根部土壤中：50 g/株）；③接种 AMF 并施用绿肥（丛枝菌根真菌扩繁菌剂 100 g/株＋紫花苜蓿碎叶 50 g/株）；④施用绿肥并加入风化煤（矿区电厂风化煤 50 g/株＋紫花苜蓿碎叶 50 g/株）；⑤接种 AMF 施用绿肥并加入风化煤（丛枝菌根真菌扩繁菌剂 100 g/株＋矿区电厂风化煤 50 g/株＋紫花苜蓿碎叶 50 g/株）；⑥完全空白对照（不添加菌剂、风化煤及紫花苜蓿），通过监测相应的指标，来实现不同的实验目的。于 2022 年 5 月，在黑岱沟内排土场 6 块沙棘样地的每个固定样地内用硬质铝盒在 0—10 cm 取原状土（样品采集时间距实验布设时间 3 年零 10 个月）。现场测定土壤温度及体积含水率（TDR 350 便携式土壤水分温度电导率速测仪）回到实验室后沿自然脆弱带轻轻地原状土掰成小块，在室温条件下进行风干处理。在每个固定样地内设置 5 个 1 m^2×1 m^2 草本样方和凋落物样方，记录植被种类、盖度和高度。此外，为更好的对数据进行描述，本文中不同恢复组别分别用：沙对（完全空白组）、沙接（沙棘接种 DSE）、沙绿（沙棘施用绿肥）、沙接绿（沙棘接种 DSE 并施加绿肥）、沙绿风（沙棘接种 DSE 并施加绿肥）、沙接绿风（沙棘接种 DSE 并施加绿肥及风化煤）表示。

1.3　样品分析及计算

1.3.1　植物多样性　依据 Jing 等[22]描述的方法计算植物丰富度指数（R）、Shannon-Wiener 多样性指数（H）和均匀度指数（E）。此外，人工采集样方内土壤表面全部凋落物作为凋落物样品，采集样方内地上部全部植物作为地上部样品。并将收集到的凋落物和地上部植物在 55 ℃烘箱干燥至恒定重量后称重记录，采用然后将干燥的地上部、凋落物研磨，测定 C，N，$\delta^{13}C$ 和 $\delta^{15}N$ 等。

丰富度指数（R）为：

$$R=S \tag{1}$$

Shannon-Wiener 多样性指数（H）的计算公式为：

$$H=-\sum_{i=1}^{S}P_i\ln P_i \tag{2}$$

均匀度指数（E）计算公式为：

$$E=H/\ln S \tag{3}$$

注：S 为群落总种数；P_i 为 i 种的相对重要值。

1.3.2　团聚体稳定性　团聚体样品处理采用改良 Yoder 法[23]。具体而言，样品风干后，将大的土块沿天然裂缝轻轻掰开，所有土样通过 8 mm 的筛子。采用机械振动筛机（30 r/min）分离肉眼可见的根和石块等，根据不同的颗粒大小，将干筛土样分为：2～5 mm（大团聚体）、0.25～2 mm（小团聚体）、0.053～0.25 mm（微团聚体）和＜0.053 mm（淤泥＋黏土）。随后按照干筛重量占比配成 100 g 复合样品，采用毛细浸润法将团聚体样品预湿润一夜，随后置于 2 mm 筛网并浸泡在去离子水中 5 分钟。通过上下移动筛网，在 2 min 内重复 50 次，将团聚体分离成 4 个粒级，然后在 55 ℃烘箱干燥称重。结合干湿筛结果分别计算平均重量直径（MWD）、几何平均直径（GWD）、破碎系数（PAD）。具体计算过程见公式（4）—（6）。

$$\mathrm{MWD}=\sum_{i=1}^{n}W_i\times D_i \tag{4}$$

$$\mathrm{GMD}=\exp\left(\frac{\sum_{i=1}^{4}\mathrm{wilogdi}}{w}\right) \tag{5}$$

$$\mathrm{PAD}=(\mathrm{DR}_{>0.25}-\mathrm{WR}_{>0.25})/\mathrm{DR}_{>0.25} \tag{6}$$

$$K_{\mathrm{Shirazi}}=7.954\times\{0.001\ 7+0.049\ 4\times \exp\left[-0.5\times\left(\frac{\log\mathrm{GMD}+1.675}{0.698\ 6}\right)^2\right]\} \tag{7}$$

注：W_i 为第 i 粒级区间的团聚体重量；D_i 为第 i 粒级区间的团聚体平均直径；$\mathrm{DR}_{0.25}$ 为干筛后粒级大于 0.25 mm 所有团聚体占比；$\mathrm{WR}_{0.25}$ 为湿筛后粒级大于 0.25 mm 所有团聚体占比。

1.3.3　团聚体有机碳及全氮分析　称取不同粒径区间团聚体 5 g 置入 50 ml 离心管中，加入 0.5 mol/L 盐酸并充分搅动至气泡消失，之后将离心管置入离心机中以 10 000 r/min 离心 5 min 后取出用蒸馏水清洗，重复该过程 2 至 3 次直到上清液呈中性或接近中性，然后静置并去除上清液，烘干至恒重并将烘干后所得各级样本各取 50 mg，用锡纸包好后放入元素分析仪中，最后对实验数据进行分析并监测各项数据指标。

1.4　数据分析

土壤性质由每个样地内 5 个样点结果的算术平均来确定。对所有变量进行正态性（Shapiro-Wilk 检

验)和均匀性(Levene 检验)检验。数据分析采用 Microsoft Excel 2016、IBM SPSS 22.0 软件(SPSS Inc, Chicago, IL, USA)以及 R-4.2.2,并使用 Origin 2021 绘制曲线。所有植物和土壤结果均以均数±标准误(SE)表示。采用方差分析(ANOVA)研究不同植被类型和土壤深度的土壤性状差异。均数采用最小显著性差异检验,显著性水平 $P<0.05$。采用事后 T 检验比较差异的显著性。采用 Spearman 相关系数确定不同变量之间的相关性。

2 结果与分析

2.1 不同处理方式沙棘样地植物多样性

不同沙棘植被恢复样地的植被多样性指数如表 1 所示,沙绿风丰富度指数最高(4.00±0.50),多样性指数沙绿风及沙对最高(0.70±0.08),沙对均匀度指数最高。总体上,丰富度指数、多样性指数呈现出随着恢复方式多元化逐步上升的趋势,R 值由沙对的 2.10逐渐升高至沙绿风的 4.00,多样性指数由沙接的 0.38 上升至沙绿风组 0.70。说明接种 AMF、施用绿肥和添加风化煤有利于促进恢复区植被丰富度及植被多样性。施用绿肥使均匀度指数由 0.43 左右上升至 0.47 左右,这说明施用绿肥有助于恢复区植被分布均匀;对比沙绿和沙绿风两组数据,均匀度指数由 0.59 左右下降至 0.50,这表明添加风化煤对恢复区植被集中分布有促进作用。

表 1 不同处理方式下林下植被多样性指数
Table 1 Understory vegetation diversity index under different treatments

不同处理方式	丰富度指数(R)	多样性指数(H)	均匀度指数(E)
沙 对	2.10 ± 0.49^{B}	0.70 ± 0.15^{A}	0.84 ± 0.12^{A}
沙 接	2.20 ± 0.75^{B}	0.38 ± 0.05^{B}	0.43 ± 0.04^{B}
沙 绿	2.60 ± 0.49^{B}	0.58 ± 0.28^{AB}	0.59 ± 0.19^{AB}
沙接绿	2.80 ± 0.40^{B}	0.47 ± 0.23^{AB}	0.47 ± 0.23^{AB}
沙绿风	4.00 ± 0.50^{A}	0.70 ± 0.06^{A}	0.50 ± 0.17^{AB}
沙接绿风	3.50 ± 0.30^{A}	0.62 ± 0.15^{A}	0.63 ± 0.10^{AB}

注:不同大写字母代表不同沙棘种植模式下的差异显著($p<0.05$)。

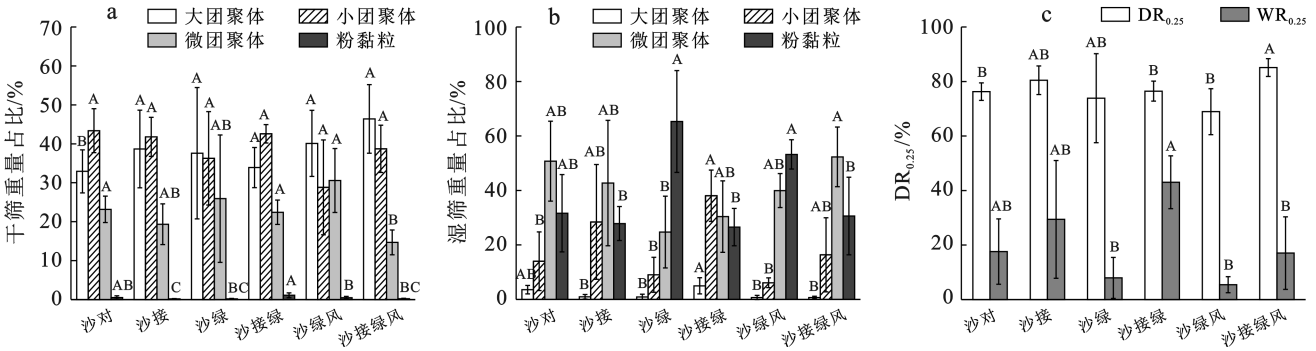
2.2 不同处理方式沙棘样地团聚体稳定性

2.2.1 土壤团聚体粒径分布特征 不同沙棘植被恢复样地的干湿筛各级团聚占比如图 1a 所示。具体而言,沙棘对照区样地大团聚体占比为 30%,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接绿风样地的大团聚体占比分别达到了 37%,35%,33%,40%,45%。沙接绿样地的干筛微团聚体占比最高,而沙接绿风样地的干筛微团聚体占比最低,总体差异十分显著($p<0.05$)。具体而言,沙棘对照区样地微团聚体占比为 23%,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接绿风样地的微团聚体占比分别为 19%,26%,22%,32%,15%。对比沙对与沙接、沙绿和沙接绿以及沙绿风和沙接绿风发现接种 AMF 的实验组相较于对照组干筛微团聚体占比更低;沙接绿样地的干筛粉黏粒占比最高(1.10%),其次是沙对样地(0.57%),而沙接样地的干筛粉黏粒占比最低(0.20%),总体差异十分显著($p<0.05$)。

如图 1b 所示,不同沙棘植被恢复样地的湿筛各级团聚体占比存在明显差异。沙接绿样地的湿筛大团聚体占比最高,而沙接绿风样地的湿筛大团聚体占比最低,总体差异十分显著($p<0.05$)。沙棘对照区样地大团聚体占比为 3.6%左右,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接绿风样地的大团聚体占比分别为 0.99%,0.90%,5.0%,0.70%,0.68%。接种 AMF 后,大团聚体占比由沙绿组的 0.90%提高至沙接绿组的 5.0%,说明在施用绿肥的条件下接菌有助于提高土壤中大团聚体含量。沙接绿风样地的湿筛微团聚体占比最高,而沙绿样地的湿筛微团聚体占比最低,总体差异不显著($p>0.05$)。沙棘对照区样地微团聚体占比为 51%左右,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接绿风样地的微团聚体占比分别为 43%,25%,30%,40%,52%。沙接和沙绿两组实验样本湿筛微团聚体占比相比沙对组均有所降低,其中施加绿肥相较于接种 AMF 对于降低微团聚体含量作用更为显著。如图 1c 所示,沙绿样地的湿筛粉黏粒占比最高,而沙接绿样地的湿筛粉黏粒占比最低($p<0.05$)。沙棘对照区样地粉黏粒占比为 32%左右,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接绿风样地的粉黏粒占比分别为 28%,65%,27%,53%,30%。此外,湿筛数据表明,接种 AMF 对于土壤大、小团聚体的形成具有促进作用,并能降低土壤中微团聚体和粉黏粒质量占比;施用绿肥对于降低微团聚体质量占比具有促进作用,且效果比接种 AMF 更为显著。

2.2.2 土壤团聚体稳定性特征 不同处理方式下团聚体稳定性指数如表 2 所示。沙接绿样地的平均重量直径最大,而沙绿风样地的平均重量直径最小,总体差异显著($p<0.05$),表明在绿肥存在条件下接菌对于土壤团聚体平均重量直径增长具有促进作用。此外,本文结果表明不同恢复模式对的团聚体几何平均直径的影响较小($p>0.05$)沙绿风样地的破碎系数最高,而沙接绿样地的破碎系数最低,总体差异显著($p<0.05$)。沙棘对照区样地破碎系数为 77%左右,沙接样地、沙绿样地、沙接绿样地、沙绿风样地及沙接

绿风样地的破碎系数分别为 63%,89%,43%,91%,80%。样本总体破碎系数分布不均,但是通过控制变量对比发现接种丛枝菌根真菌相比于不接种破碎系数有所降低,说明 AMF 有助于提高土壤团聚体稳定性。综上所述,接种 AMF 使得土壤团聚体的 MWD 和 GMD 呈现出不同程度的增长趋势,同时还有利于降低团聚体破碎率,这表明接菌对于提高土壤团聚体稳定性具有促进作用。



注:a 不同恢复模式各级团聚体干筛重量占比;b 不同恢复模式各级团聚体湿筛重量占比;c 不同恢复模式干筛及湿筛宏观团聚体重量占比。

图 1　不同处理方式干筛各级团聚体占比

Fig.1　Proportion of aggregates at all levels of dry sieve with different treatment methods

2.3　不同处理方式沙棘样地土壤团聚体有机碳及全氮特征

不同处理方式下各级土壤团聚体总氮含量如图 2a 所示。在宏观团聚体(0.25 mm 以上样本)中,沙接绿总氮含量最高,沙接总氮含量最低。沙对样地总氮含量为 0.74 mg/g,而沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的总氮含量分别为 0.68,0.56,0.84,0.80,0.74 mg/g。数据表明,与沙对相比,单独接菌和施用绿肥均减少了宏观团聚体中总氮的含量,而在施用绿肥的基础上接种 AMF 显著增加了宏观团聚体中总氮的含量。沙绿组总氮含量为 0.68 mg/g,而沙绿风组总氮含量为 0.80 mg/g,说明加入风化煤对于提高宏观团聚体中总氮含量具有促进作用。

表 2　不同处理方式下团聚体稳定性指数

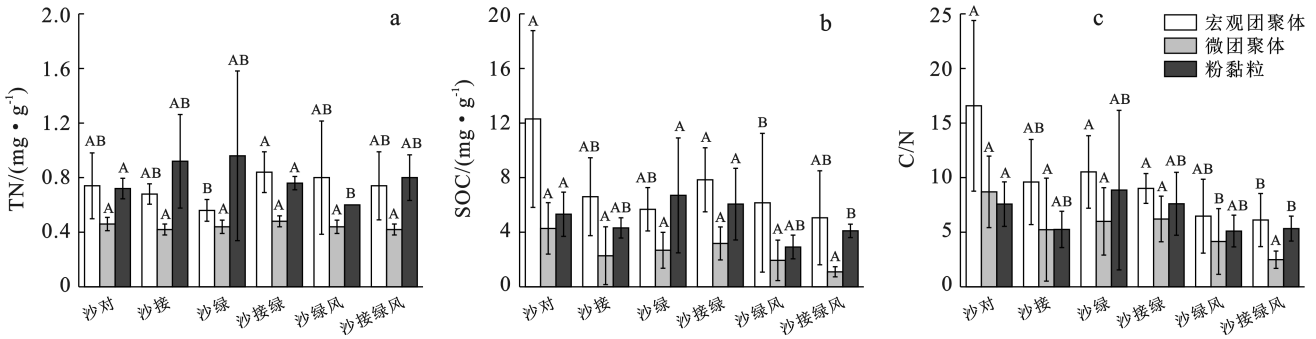
Table 2　Stability index of aggregates under different treatment methods

不同处理方式	PAD/%	MWD/mm	GMD/mm
沙 对	77.20 ± 14.47^{AB}	0.37 ± 0.16^{AB}	0.14 ± 0.06^{A}
沙接	62.94 ± 7.72^{B}	0.44 ± 0.23^{AB}	0.19 ± 0.08^{A}
沙绿	89.40 ± 9.40^{A}	0.15 ± 0.03^{B}	0.25 ± 0.07^{A}
沙接绿	43.27 ± 14.19^{C}	0.67 ± 0.13^{A}	0.24 ± 0.05^{A}
沙绿风	91.53 ± 4.97^{A}	0.14 ± 0.06^{B}	0.26 ± 0.07^{A}
沙接绿风	80.11 ± 15.21^{B}	0.30 ± 0.14^{AB}	0.14 ± 0.07^{A}

不同处理方式各级团聚体有机碳数据如图 2b 所示,在宏观团聚体中,数据总体差异不大($p>0.05$),分布在 5.0 mg/g 至 13.5 mg/g 区间。其中沙对有机碳含量最高,沙接绿风有机碳含量最低。沙对有机碳含量为 12.3 mg/g,而沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的有机碳含量分别为 6.60,5.68,7.84,6.16,5.06 mg/g。通过对比沙绿和沙接绿发现有机碳含量由 6.60 mg/g 增加至 7.84 mg/g,这表明在施加绿肥的条件下,接种 AMF 有利于增加土壤宏观团聚体中有机碳含量。微团聚体中,样本数据总体具有显著性差异($p<0.05$),其中沙对有机碳含量最高,沙接绿风有机碳含量最低。沙对有机碳含量为 4.28 mg/g,而沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的有机碳含量分别为 2.28,2.68,3.18,1.94,1.10 mg/g。沙绿和沙接绿两组实验对照,发现有机碳含量沙接绿相较于沙绿有所提升。粉黏粒中,沙绿的有机碳含量最高,沙绿风有机碳含量最低。沙对有机碳含量为 5.42 mg/g,沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的有机碳含量分别为 6.70,5.32,6.06,2.92,4.10 mg/g。沙绿有机碳含量高于沙对,沙接绿风高于沙绿风,这表明接种 AMF 和施用绿肥有助于提高粉黏粒中有机碳含量。在对各组数据纵向及横向分析后,发现接种 AMF 有利于提高宏观团聚体中有机碳含量并促进微观团聚体中有机碳含量提升,施用绿肥对于提高微观团聚体中有机碳含量具有重要作用。

不同处理方式下各级团聚体中碳氮比如图 2c 所示。宏观团聚体中,对照碳氮比最高,沙接绿风碳氮比最低。沙对碳氮比为 16.58,而沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的碳氮比分别为 9.60,10.52,9.01,6.47,6.11。微团聚体中沙对碳氮比最高,沙接绿风碳氮比最低。沙对碳氮比为 8.70,沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的碳氮比分别为 5.23,5.99,6.21,

4.15,2.48。粉黏粒中,沙接碳氮比最高,沙绿风碳氮比最低。沙对碳氮比为 7.57,沙绿、沙接、沙接绿、沙绿风、沙接绿风的碳氮比分别为 5.26,8.86,7.61,5.11,5.33。



注:a 不同恢复模式各级团聚体总氮含量;b 不同恢复模式各级团聚体有机碳含量;c 不同恢复模式各级团聚体有机碳含量。

图 2 不同处理方式湿筛沙棘样地碳氮比

Fig.2 C/N ratio of wet screen sea-buckthorn sample with different treatment methods

2.4 不同粒径团聚体有机碳含量与水热及团聚体稳定性相关性

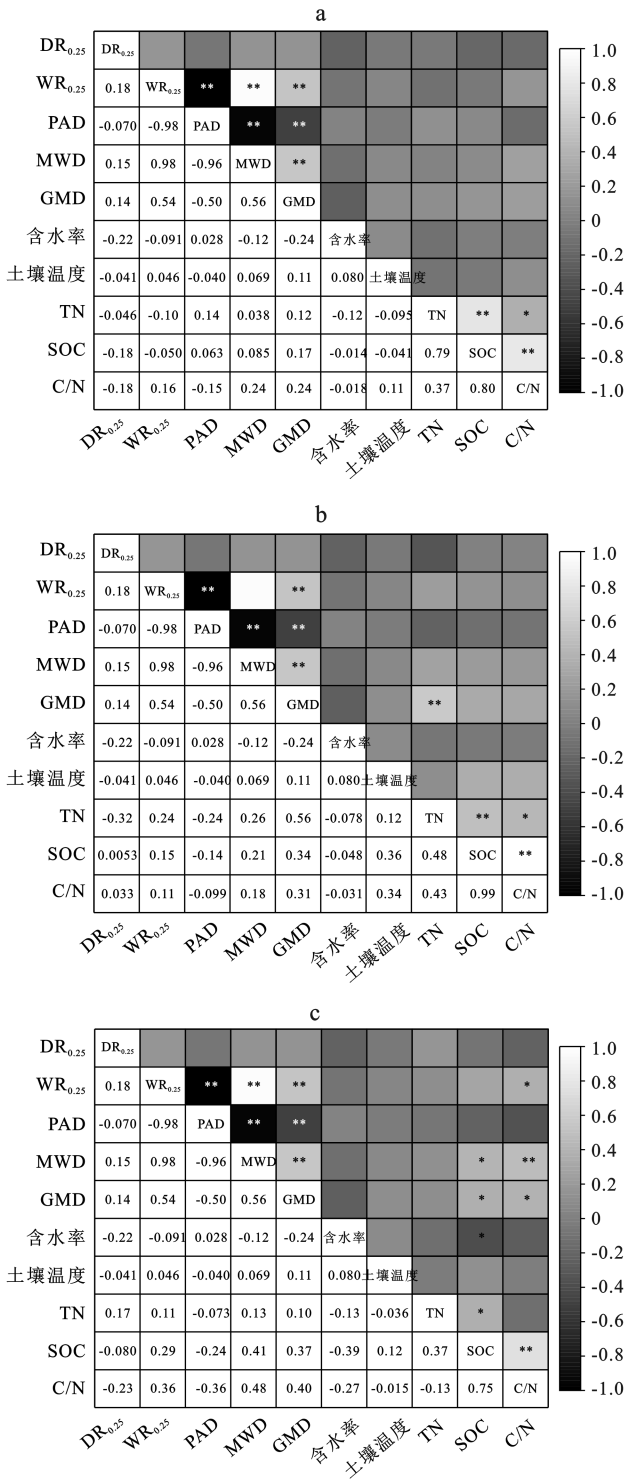
如图 3a 所示,宏观团聚体中有机碳的含量与全氮含量存在显著正相关,相关系数为 0.9($p\leqslant0.01$),与其他因素相关性不显著或呈负相关。碳氮比与总有机碳含量呈显著正相关,相关系数为 0.9($p\leqslant0.01$),与总氮含量呈正相关,相关系数为 0.3($p\leqslant0.05$)。微团聚体各要素相关性如图 3b 所示,总有机碳含量与总氮含量呈强正相关,相关系数为 0.7($p\leqslant0.01$)。总氮含量与几何平均直径呈强正相关,相关系数为 0.7($p\leqslant0.01$)。碳氮比与总有机碳含量呈强正相关,相关系数为 0.9($p\leqslant0.01$)。粉黏粒各要素相关性如图 3c 所示,总有机碳含量与总氮含量、重量平均直径及几何平均直径呈强正相关,相关系数为 0.7($p\leqslant0.01$),与水稳定性团聚体含量呈正相关,相关系数为 0.5($p\geqslant0.05$),总氮含量与机械稳定性团聚体含量呈弱正相关,相关系数为 0.1($p\geqslant0.05$)。碳氮比与总有机碳含量呈强正相关,相关系数为 0.9($P\leqslant0.01$),与重量平均直径呈强正相关,相关系数为 0.7($p\geqslant0.05$),与几何平均直径及水稳定性团聚体含量呈正相关,相关系数为 0.5($p\leqslant0.05$)。

3 讨论

3.1 不同处理方式沙棘样地植物多样性及团聚体稳定性的影响

露天采煤对地表植被多样性造成显著破坏,植物多样性的锐减间接导致了矿区生态环境的恶化[24-25]。通过种植人工灌木等生态修复措施在一定程度上可以提高土壤质量,加速植物多样性的恢复。本研究针对黑岱沟露天煤矿排土场为期 4 a 的人工生态修复示范地效果进行评价,发现丰富度指数沙对最低,沙接绿风最高,这与之前的研究结果相似,可能的原因是接种 AMF 在一定程度上促进了土壤微环境的改善,从土壤中招募有益菌群,改善了根际微生物群落结构[26],此外,绿肥和风化煤的添加在一定程度上为土壤提供了可溶性碳及有效氮等养分[27],加速了植被的演替进程。此外,研究结果表明在菌根存在下施用绿肥以及添加风化煤对恢复区植被集中分布有促进作用。可能的原因是植被均匀度的恢复受到土壤本底质量、外源碳添加量、环境因子(温度和水分)等作用的共同影响。产煤扰动导致的土壤质量的下降提供了巨大养分亏缺,当有外源碳输入时,土壤中的植物会优先利用,促进自身生长,植被的生长间接导致了土壤结构的改善及微生物活性,加速了土壤中种子库萌发及演替。但由于输入方式的差异,导致输入位点附近的植被相对集中,而远离施加位点的林下植被倾向于分散分布[28]。

针对不同处理方式对团聚体分布的研究表明,接种 AMF 使得土壤团聚体的 MWD 和 GMD 呈现出不同程度的增长趋势,同时还又降低了团聚体破碎率,这表明接菌对于提高土壤团聚体稳定性具有促进作用。这与邢丹的研究结果一致[29]。接种 AMF 通过分泌黏性蛋白及菌丝缠绕促进水稳性大团聚体形成,减少粉黏粒及微团聚体[30]。研究结果表明施用绿肥对于降低微团聚体质量占比的促进作用比单独接种 AMF 更为显著,这与彭思利等[31]的研究结果有所区别,原因可能是研究区土壤较为贫瘠,土壤原有碳源不足,相较于单独接种 AMF 绿肥输入后有机碳不再成为限制土壤中植物及微生物生长的限制因子,二者大量分泌代谢物质极大促进了团聚体形成。



注：a 为大团聚体养分特征与土壤水热条件及团聚体稳定性的相关关系热图；b 为小团聚体养分特征与土壤水热条件及团聚体稳定性的相关关系热图；c 为微团聚体养分特征与土壤水热条件及团聚体稳定性的相关关系热图。* 表示 $p \leqslant 0.05$；* * 表示 $p \leqslant 0.01$。

图 3　不同指标间的相关性分析

Fig.3　Correlation analysis among different indicators

3.2　不同处理方式沙棘团聚体有机碳及全氮含量

露天采煤严重破坏地表形态，表土剥离、置换以及随后植被恢复过程中土壤大团聚体破碎严重影响碳氮浓度，团聚体组分中 C 和 N 含量显著降低。采煤扰动后不同恢复模式土壤有机碳和全氮恢复差异显著，研究结果表明，不同恢复模式下的 OC 和 TN 浓度在大团聚体中最高，这与聚集的分层理论一致[32]。研究结果还发现，接种 AMF 和施用绿肥均会导致团聚体中总氮含量增加，而添加风化煤有利于降低微观团聚体（微团聚体和粉黏粒）中总氮含量，在对各组数据纵向及横向分析后，发现接种 AMF 有利于提高宏观团聚体中有机碳含量并促进微观团聚体中有机碳含量提升，施用绿肥对于提高微观团聚体中有机碳含量具有重要作用。结果表明，接种 AMF、施用绿肥和添加风化煤这 3 种处理都能提高土壤团聚体中碳氮比。因此，一种可能的解释是块状土壤和表层团聚体组分中较高的 OC 和 TN 浓度是由于植物凋落物、根残、根渗出物以及死生物和活生物的大量输入所致。自然恢复区内草本植物的细根和根分泌物与黏土矿物结合促进微团聚体的快速形成，而人工恢复区内大团聚体中 OC 和 TN 的积累受地表凋落物和根屑控制[33-35]，AMF 侵染柠条根系分泌的 GRSP 等黏性物质进一步促进了表层土壤大团聚体中有机碳和全氮的积累[36]。

针对沙对样地大团聚体中有机碳的含量相较于其他样地更高的现象，分析其原因是矿区排土场土壤处于压实状态，相较于沙棘对照样地，其他样地对土壤结构的改善效果更好[37]（促进大块土壤破碎重组，促进微团聚体形成），由于恢复时间不够长（3a），干筛产生的大团聚体更多的是未破碎的压实块土，对枯落物的物理保护作用强，这就导致对照处理拥有更高的大团聚体有机碳含量，而实验组粉黏粒及微团聚体的有机碳含量更高。另一方面，相较于对照处理，接种 AMF 后由于微生物生长代谢需要，在前期会加速枯落物分解并导致土壤中原有有机碳矿化[38]，当有机碳矿化的速率高于枯落物分解输入的速率时，就会导致土壤有机碳含量降低[39]。此外，绿肥输入后并不会直接转化为有机碳，相反在分解初期，其作为外源碳输入后可能会通过促进土壤微生物分解土壤原有碳库造成碳流失[40]。因此，总体而言，本研究表明在复垦前几年，人为处理总体上倾向于加速大团聚体中土壤碳的分解，更高的微生物量倾向于与粉黏粒结合，形成相对稳定的矿物结合碳。而在绿肥存在条件下，丛枝菌根真菌的存在倾向于促进土壤有机碳含量的提高（通过分泌糖蛋白及菌丝输入等方式），未来需要更长时间尺度以及更细的碳组分研究来表征人为干预后（添加绿肥，接种 AMF，施用风化煤）对矿区复垦地土壤不同功能碳组分库的影响情况。

本研究分别将宏观团聚体、微观团聚体及粉黏粒的 SOC 及 TN 含量与土壤水分、温度以及团聚体稳定性进行了相关分析，结果表明，宏观团聚体尺度下：有机碳的含量与团聚体几何平均直径存在弱正相关，碳氮比与重量平均直径和几何平均直径呈正相关，这与之前的研究结果类似，大团聚体往往形成于颗粒有机碳附近，而在微团聚体尺度下，结果表明，总有机碳含量与土壤温度呈弱正相关，土壤温度的提高在一定程度上抑制了微生物的活性，降低了土壤中碳的矿化速率，促进了有机碳的累积。总之研究结果强调了在矿区接种 AMF、施用绿肥及风化煤等方式，对提高土壤团聚体稳定性及其碳含量积极作用，可能通过以下途径：①绿肥本身作为有机碳源进入土壤之后，作为微生物活动及团聚体形成的热点，有利于加速压实土壤的改良，提高水稳性宏观团聚体的占比，增强土壤通气及透水性。②丛枝菌根真菌通过寄生在宿主植物根系，从宿主植物获取碳源供自身生长并为宿主植物提供养分促进宿主植物的生长。此外 AMF 可以通过分泌黏性糖蛋白 GRSP 以及代谢产物向土壤中输入稳定碳源并通过菌丝缠绕加速水稳性团聚体的形成。③黑岱沟露天矿风化煤中富含铝氧化物，通过阳离子架桥及配位交换与土壤中的有机颗粒及沿途矿物相互黏附，提高土壤有机碳含量，促进团聚体发育。

4 结 论

（1）在 6 种处理模式下，对林下植被多样性提高效果最好的是施用绿肥并添加风化煤（沙绿风）的实验组，相较于对照处理，多样性指数显著提高；

（2）对团聚体发育及稳定性影响效果最显著的是接种 AMF 并施用绿肥（沙接绿）的实验组，破碎率显著低于对照处理的同时团聚体重量平均直径和几何平均直径显著高于对照组。

（3）对团聚体有机碳及全氮作用效果的分析表明，沙接绿处理下宏观团聚体有机碳和全氮显著高于仅接种 AMF（沙接）的实验组。

总体而言，本文研究结果表明了在露天矿区进行人为干预的植被恢复模式有助于改善土壤结构及养分恢复，尤其是在施加绿肥并接种 AMF 后，但结果也表明人为干预后团聚体的有机碳含量与对照相比有所减少，这可能预示着在植被恢复前期人为地干预对土壤碳库的影响与在黄土高原进行的相关植被恢复活动影响存在差异。未来，为了确定这种影响随时间的变化性以及联合施加绿肥、风化煤及 AMF 对团聚体有机碳影响的机理需要针对以下几方面开展工作：①针对示范区开展更长时间尺度的研究；②通过高通量测序及代谢分析探究微生物及根系分泌物对这些人为干预措施的响应机制；③针对不同功能特性的土壤有机碳组分开展研究；④探究 AMF 对煤矸石对植被负面影响的能力。

参考文献（References）

[1] 陈涛，周利军，齐实，等.华蓥市山区典型林分土壤团聚体稳定性及抗蚀能力[J].浙江农林大学学报，2021，38(6)：1161-1169.
Chen Tao, Zhou Lijun, Qi Shi, et al. Soil aggregate stability and anti-erodibility of typical forest stands in Huaying Mountain area [J]. Journal of Zhejiang A & F University, 2021,38(6):1161-1169.

[2] 阿合江·赛力克，孙琳，王绒，等.黄土丘陵区恢复草地土壤团聚体组成及全氮分布特征[J].生态学报，2023，43(24)：10065-10080.
Sailike Ahejiang, Sun Lin, Wang Rong, et al. Restoration of grassland soil aggregate composition and total nitrogen distribution characteristics in Loess Hilly Area [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(24):10065-10080.

[3] 黄悦，张风宝，高晶霞，等.基于高能水分特性法的土壤团聚体结构稳定性研究进展[J].水土保持研究，2022，29(6)：431-437.
Huang Yue, Zhang Fengbao, Gao Jingxia, et al. Progress in research on structural stability of soil aggregates based on high energy moisture characteristic method [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022,29(6):431-437.

[4] 苏芳莉，赵光辉，王铁良，等.不同土地利用方式下表层土壤大团聚体特征[J].草业科学，2017，34(5)：924-931.
Su Fangli, Zhao Guanghui, Wang Tieliang, et al. Characteristics of surface soil macro aggregates under different land use patterns [J]. Pratacultural Science, 2017, 34(5):924-931.

[5] 赵爽，王邵军，杨波，等.接种丛枝菌根真菌对云南石漠化土壤呼吸的影响[J].生态学报，2022，42(21)：8830-8838.
Zhao Shuang, Wang Shaojun, Yang Bo, et al. Effects of arbuscular mycorrhiza fungi inoculations on soil respiration in Yunnan rocky desertification habitat [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(21):8830-8838.

[6] Bi Yinli, Li Mingchao, Christie P, et al. Evaluating carbon dynamics in soil aggregates using δ^{13}C following long-term vegetation restoration near a surface mine in a semi-arid region [J]. Catena, 2023,231:107281.

[7] Yang Guoting, Su Chao, Zhang Hong, et al. Tree-level landscape transitions and changes in carbon storage throughout the mine life cycle [J]. Science of the Total Environment, 2023,905:166896.

[8] Hu Ning, Lan Jiacheng. Impact of vegetation restoration on soil organic carbon stocks and aggregates in a karst rocky desertification area in Southwest China [J]. Journal of Soils and Sediments, 2020,20(3):1264-1275.

[9] Pei Guangpeng, Li Yuxin, Zhu Yuen, et al. Immobilization of lead by application of soil amendment produced from vinegar residue, stainless steel slag, and weathered coal [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017,24(28):22301-22311.

[10] 左明雪,孙杰,徐如玉,等.丛枝菌根真菌与有机肥配施对甜玉米根际土壤氮素转化及氮循环微生物功能基因的影响[J].福建农业学报,2020,35(9):1012-1025.
Zuo Mingxue, Sun Jie, Xu Ruyu, et al. Effects of AMF and organic fertilizer on N-transformation and microbial N-cycling genes in rhizosphere soil of sweet corn field [J]. Fujian Journal of Agricultural Sciences, 2020,35(9): 1012-1025.

[11] 吴强盛.丛枝菌根真菌对柑橘抗旱性的作用及其机理研究[D].湖北 武汉:华中农业大学,2006.
Wu Qiangsheng. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on drought resistance of citrus and its mechanism [D]. Wuhan, Hubei: Huazhong Agricultural University, 2006.

[12] 杨秀梅.丛枝菌根真菌对铅锌尾矿植被恢复作用的试验研究[D].北京:北京林业大学,2008.
Yang Xiumei. Experimental study on the effect of arbuscular mycorrhizal fungi on vegetation restoration of lead-zinc tailings [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2008.

[13] 刘惠欣,张俊英,李富平.丛植菌根在尾矿废弃地生态恢复中的试验研究[J].中国农学通报,2012,28(14):285-289.
Liu Huixin, Zhang Junying, Li Fuping. Research on test of mycorhiza ecological restoration on the tailings [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2012, 28(14):285-289.

[14] 曲跃军,杜人杰,张翼.丛枝菌根真菌对植物病原菌的生物防治作用[J].园艺与种苗,2021,41(7):35-37.
Qu Yuejun, Du Renjie, Zhang Yi. Biological control effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant pathogens [J]. Horticulture & Seed, 2021,41(7): 35-37.

[15] 杨文亭,冯远娇,王建武.丛枝菌根真菌在寄主植物抵御生物和非生物胁迫中的作用[J].生态科学,2008,27(4):267-271.
Yang Wenting, Feng Yuanjiao, Wang Jianwu. Review on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi on host plants under biotic and abiotic stresses [J]. Ecological Science, 2008,27(4): 267-271.

[16] 钱奎梅.煤炭矿区复垦土壤的菌根修复技术研究[D].江苏 徐州:中国矿业大学,2012.
Qian Kuimei. Research on mycorrhizal restoration technology of reclaimed soil in coal mining areas [D]. Xuzhou, Jiangsu: China University of Mining and Technology, 2012.

[17] 孙吉庆,刘润进,李敏.丛枝菌根真菌提高植物抗逆性的效应及其机制研究进展[J].植物生理学报,2012,48(9):845-852.
Sun Jiqing, Liu Runjin, Li Min. Advances in the study of increasing plant stress resistance and mechanisms by arbuscular mycorrhizal fungi [J]. Plant Physiology Journal, 2012,48(9):845-852.

[18] 钟思远,张静,褚国伟,等.沿海侵蚀台地不同恢复阶段土壤团聚体组成及其与丛枝菌根真菌的关系[J].生态环境学报,2017,26(2):219-226.
Zhong Siyuan, Zhang Jing, Chu Guowei, et al. Soil aggregate composition and its relationship with arbuscular mycorrhizal fungi in different restoration stages on severely eroded lands [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017,26(2):219-226.

[19] Bi Yinli, Li Mingchao, Du Xinpeng, et al. Soil aggregation and aggregate-associated organic carbon flows are affected by different restoration patterns on reclaimed mine soil in the Loess Plateau of China [J]. Land Degradation & Development,2023,34(16):4950-4963.

[20] 杨振亚,阙弘,朱雪竹,等.几种丛枝菌根真菌对菲污染土壤中球囊霉素含量的影响[J].农业环境科学学报,2016,35(7):1338-1343.
Yang Zhenya, Que Hong, Zhu Xuezhu, et al. Impacts of arbuscular mycorrhizal fungi on glomalin content in soils contaminated with phenanthrene [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016,35(7):1338-1343.

[21] 许加,唐明.铅锌矿污染区不同林木根际丛枝菌根真菌与土壤因子的关系[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2013,41(5):75-80.
Xu Jia, Tang Ming. Relationship between arbuscular mycorrhizal fungi and soil factors in the rhizosphere of different tree species in Pb-Zn polluted mine [J]. Journal of Northwest A & F University (Natural Science Edition), 2013,41(5):75-80.

[22] Jing Zhaobin, Cheng Jimin, Chen Ao. Assessment of vegetative ecological characteristics and the succession process during three decades of grazing exclusion in a continental steppe grassland [J]. Ecological Engineering, 2013,57:162-169.

[23] Bach E M, Hofmockel K S. Soil aggregate isolation method affects measures of intra-aggregate extracellular enzyme activity [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014,69:54-62.

[24] Zhao Wei, Chen Zhongbing, Yang Xiuqin, et al. Metagenomics reveal arbuscular mycorrhizal fungi altering

functional gene expression of rhizosphere microbial community to enhance *Iris tectorum*'s resistance to Cr stress [J]. Science of the Total Environment, 2023, 895:164970.

[25] Scrase F M, Sinclair F L, Farrar J F, et al. Mycorrhizas improve the absorption of non-available phosphorus by the green manure *Tithonia diversifolia* in poor soils [J]. Rhizosphere, 2019,9:27-33.

[26] 谢翔宇. 丛枝菌根真菌在秋茄磷营养与抗镉胁迫中的生理生态功能[D]. 福建 厦门:厦门大学, 2012.
Xie Xiang Yu. Physiological and ecological functions of arbuscular mycorrhizal fungi in phosphorus nutrition and resistance to cadmium stress in autumn solanum [D]. Fujian Xiamen: Xiamen University, 2012.

[27] 李凤明,丁鑫品,白国良,等.高原高寒露井联合矿区生态地质环境综合治理模式[J].煤炭学报,2021,46(12):4033-4044.
Li Fengming, Ding Xinpin, Bai Guoliang, et al. Ecogeological environment comprehensive management model of combined mining area of open-pits and underground mines in frigid plateau region [J]. Journal of China Coal Society,2021,46(12): 4033-4044.

[28] Sanderson R A. Diversity and evenness of Hemiptera communities on naturally vegetated derelict land in NW England [J]. Ecography,1992,15(2): 154-160.

[29] 邢丹.石漠化地区丛枝菌根真菌促进桑树根系水分吸收的机理研究[D].贵州 贵阳:贵州大学,2018.

[30] Ji Lingling, Tan Wenfeng, Chen Xiuhua. Arbuscular mycorrhizal mycelial networks and glomalin-related soil protein increase soil aggregation in Calcaric Regosol under well-watered and drought stress conditions [J]. Soil and Tillage Research,2019,185: 1-8.

[31] 彭思利,申鸿,袁俊吉,等.分根装置中接种 AMF 对 1～2 mm 土壤水稳性团聚体的影响[J].植物营养与肥料学报,2010,16(6):1546-1550.
Peng Sili, Shen Hong, Yuan Junji, et al. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi inoculation on 1～2 mm soil water stable aggregates in split root system [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2010, 16(6): 1546-1550.

[32] Fulton-Smith S, Cotrufo M F. Pathways of soil organic matter formation from above and belowground inputs in a *Sorghum bicolor* bioenergy crop [J]. GCB Bioenergy, 2019,11(8):971-987.

[33] Tamura M, Suseela V, Simpson M, et al. Plant litter chemistry alters the content and composition of organic carbon associated with soil mineral and aggregate fractions in invaded ecosystems [J]. Global Change Biology, 2017,23(10): 4002-4018.

[34] Yudina A V, Fomin D S, Kotelnikova A D, et al. From the notion of elementary soil particle to the particle-size and microaggregate-size distribution analyses: A review [J]. Eurasian Soil Science, 2018, 51(11): 1326-1347.

[35] Zhao Yihan, Naeth M A. Soil amendment with a humic substance and arbuscular mycorrhizal Fungi enhance coal mine reclamation [J]. Science of the Total Environment, 2022,823:153696.

[36] Gao Fei, Cui Xiaoyang, Sang Ying, et al. Changes in soil organic carbon and total nitrogen as affected by primary forest conversion [J]. Forest Ecology and Management, 2020,463:118013.

[37] 台培东,贾宏宇,李培军,等.不同人工林在草原露天矿区排土场边坡的水土保持效益及其环境影响[J].水土保持学报,2000,14(3):27-30.
Tai Peidong, Jia Hongyu, Li Peijun, et al. Roles of artificial forest on soil and water conservation in slope of refuse dump and its environmental impact in steppe region [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2000,14(3):27-30.

[38] 刘金龙,王国会,许冬梅,等.不同封育年限荒漠草原土壤有机碳矿化对枯落物添加的响应[J].草业学报,2019,28(4):47-57.
Liu Jinlong, Wang Guohui, Xu Dongmei, et al. Soil organic carbon mineralization response to litter addition in desert steppe grassland sites with differences in number of years grazing exclusion by fencing [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2019,28(4):47-57.

[39] Yan Jianfang, Wang Lei, Hu Yu, et al. Plant litter composition selects different soil microbial structures and in turn drives different litter decomposition pattern and soil carbon sequestration capability [J]. Geoderma, 2018,319:194-203.

[40] Zhou Jing, Qiao Na, Zhu Tongbin, et al. Native soil labile organic matter influences soil priming effects [J]. Applied Soil Ecology, 2023,182:104732.