

陕北红柳林煤矿区不同植被类型 土壤有机碳含量及组成特征

许世奇^{1,2}, 寇威¹, 时若萱¹, 邢睿¹, 李泽宇¹, 张育林¹, 王旭东¹

(1.西北农林科技大学资源环境学院,农业农村部西北植物营养与农业环境重点实验室,陕西 杨凌 712100;

2.中化环境修复(山东)有限公司,北京 丰台 100071)

摘要:为探究不同植被类型对红柳林煤矿区土壤有机碳(SOC)库的影响,以红柳林煤矿区3种植被类型(草本、灌木、草灌)土壤为研究对象,分析0~200 cm土层土壤有机碳含量及密度,有机碳组分如微生物量碳(MBC)、可溶性有机碳(DOC)、轻组有机碳(LFOC)、颗粒有机碳(POC)及矿质结合态有机碳(MAOC)的含量变化及占比差异,并采用通径分析法明确影响土壤有机碳及组分的关键因子。结果表明:在0~200 cm土层中,3种植被类型SOC含量范围为2.04~18.35 g·kg⁻¹,其平均含量以草本最高,依次为灌木和草灌。3种植被的土壤有机碳密度表现为草本(16.51 kg·m⁻²)>灌木(12.28 kg·m⁻²)>草灌(7.91 kg·m⁻²)。在0~200 cm土层中,均以灌木植被土壤MBC、POC、LFOC平均含量最高,其次为草灌和草本;DOC平均含量则以草灌最高,其次为草本和灌木。不同植被类型间DOC/SOC、MBC/SOC、POC/SOC和LFOC/SOC值均以草灌最大;而MAOC/SOC值则以草本最高,草灌相对最小。Pearson相关性分析显示,在土壤理化因子中,SOC与铵态氮、有效磷及砂粒间呈极显著正相关关系,与速效钾、pH及粉粒间呈极显著负相关关系;通径分析表明,SOC含量主要受到土壤有效磷与矿质结合态有机碳的影响,其中SOC组分则主要受到土壤有效磷、铵态氮和pH的影响。综上,在陕北红柳林煤矿区的复垦和生态重构中,应优先加强草本植被的种植,其次为灌木植被。研究成果可望为优化矿区植被结构及生态修复提供理论支撑。

关键词:植被类型;土壤有机碳;有机碳组分;通径分析;红柳林煤矿区

中图分类号:S153 文献标志码:A

Soil organic carbon content and composition characteristics of different vegetation types in the northern Shaanxi Hongliulin coal mining area

XU Shiqi^{1,2}, KOU Wei¹, SHI Ruoxuan¹, XING Rui¹, LI Zeyu¹, ZHANG Yulin¹, WANG Xudong¹

(1. College of Resource and Environment, Northwest A&F University, Key Laboratory of Plant Nutrition and Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. Sinochem Environmental Remediation (Shandong) Co., Ltd., Fengtai, Beijing 100071, China)

Abstract: To examine the impact of different vegetation types on the soil organic carbon (SOC) pool in the Hongliulin coal mine of northern Shaanxi, this study analyzed soil from three vegetation types—grassland, shrubland, and grass-shrub ecosystems—within the mining area. The content and density of SOC, as well as content changes and percentage differences in SOC fractions such as microbial biomass carbon (MBC), dissolved organic carbon (DOC), light organic carbon (LFOC), particulate organic carbon (POC), and mineral-associated organic carbon (MAOC) were analyzed along soil profiles (0~200 cm) under different vegetation. In addition, pathway analysis was used to identify the key factors influencing SOC and its fractions. The results of research showed that in the 0~200 cm soil layer, the SOC contents of the three vegetation types ranged from 2.04~18.35 g·kg⁻¹, with the highest average content in grassland, followed by shrubland and grass-shrub. The SOC densities of the three vegetation types followed the order of grassland (16.51 kg·m⁻²) > shrubland (12.28 kg·m⁻²) > grass-shrub (7.91 kg

收稿日期:2024-06-16

修回日期:2024-09-04

基金项目:陕煤集团神木红柳林矿业公司集团级科研项目(2020SMHKJ-A-J-03-02/02)

作者简介:许世奇(1999-),男,河北石家庄人,硕士研究生,研究方向为土壤质量提升。E-mail:xs673321619@126.com

通信作者:王旭东(1965-),男,河南南阳人,教授,主要从事土壤改良与农业废弃物循环利用研究。E-mail:wangxudong01@126.com

$\cdot \text{m}^{-2}$). In the 0~200 cm soil layer, the average contents of MBC, POC, and LFOC were the highest in shrubland, followed by grass-shrub, and the lowest in grassland. The average contents of DOC were the highest in grass-shrub, followed by grassland and shrubland. Among different vegetation types, DOC/SOC, MBC/SOC, POC/SOC, and LFOC/SOC value were the highest in grass-shrub. MAOC/SOC value was the highest in grassland and the smallest in grass-shrub. Pearson correlation analysis showed that among the soil physicochemical factors, SOC was significantly positively correlated with ammonium nitrogen, available phosphorus, and sand, and significantly negatively correlated with available potassium, pH, and silt. Path analysis revealed that SOC content was mainly affected by soil-available phosphorus and MAOC, while SOC fractions were mainly affected by the content of soil-available phosphorus, ammonium nitrogen, and pH. In conclusion, in the reclamation and ecological restoration of the Hongliulin coal mine in northern Shaanxi, priority should be given to enhancing grassland vegetation, followed by shrubland vegetation. These findings are expected to provide theoretical support for optimizing vegetation structure and advancing ecological restoration in mining areas.

Keywords: vegetation type; soil organic carbon; organic carbon fraction; path analysis; Hongliulin coal mine area

土壤有机碳(SOC)库是陆地生态系统中最大的碳库,约占地球碳储量的三分之二^[1],因此,土壤碳库发生的任何微小的变化都可能影响到温室气体的排放,加剧气候变化,进而影响生态系统碳循环过程。土壤碳排放和土壤固碳影响着多种类型的生态系统,其中矿山生态系统是重要的碳源之一。煤矿区开采活动中的土地破坏、土方处理以及复垦等过程都会造成地面塌陷,降低地下水位,加剧土壤干化程度和土壤碱化,不利于土壤中养分固持和微生物生存,从而显著降低土壤生产力^[2]。此外,大规模开采地下煤矿还会导致土壤结构变差,进而影响植物向土壤中输送有机碳^[3]。这不仅造成了不同程度的植物源有机碳损失,也阻碍土壤中微生物残体碳的合成,削弱了生态系统的碳汇效应,严重扰动矿区地形地貌和土壤碳循环过程。因此,研究煤矿区土壤有机碳库的组成及分布特征,对恢复并提升土壤有机碳含量具有重要意义。

SOC 库是全球碳循环的重要组成环节,根据其在土壤中的活跃程度,可分为活性有机碳和惰性有机碳,惰性有机碳如矿质结合态有机碳(MAOC)因被土壤颗粒所包裹,属于被吸附或封闭在土壤微团聚体中的有机碳,因此具有较强的稳定性,其含量越高越表明土壤碳库的稳定性越好^[4]。与惰性有机碳相比,活性有机碳更能有效反映土壤碳库的微小变化。其中土壤微生物量碳(MBC)、颗粒有机碳(POC)、可溶性有机碳(DOC)、轻组有机碳(LFOC)等是活性有机碳的主要组分^[5]。一般来说土壤有机质主要来源于植物残体、根系及其分泌物、土壤微生物及其代谢产物。研究0~200 cm土壤碳库的原因主要是不同深度土层的土壤理化性质,微生物活性与土壤有机碳组分均存在较大差异,如深层土

壤的有机碳含量较低但碳库较稳定,表层土壤有机碳含量较高且比较活跃;另外,不同植被类型对土壤固碳能力不同,且其凋落物分解速率和植物根系之间存在较大差异,根系活动范围也有所不同,最终导致输入到土壤中的碳响应也有所不同。综上,不同植被类型下土壤有机碳储量在垂直剖面上存在较大差异^[6]。毛娜等^[7]在陕北黄土区对不同林地土壤有机碳的研究表明,100~200 cm土层的碳密度约占0~200 cm土层的35%~74%。为进一步探究不同植被类型下土壤有机碳含量及组成特征,有必要选取更深土层进行研究。姜红梅等^[8]通过研究天柱山地区不同植被对土壤中碳固定的影响发现,草本植被覆盖下的SOC含量小于灌木植被,乔木植被下SOC最高。Fu等^[9]通过对比农田和塌陷程度不同的煤矿开采区发现,煤矿开采区土壤的MBC、POC和SOC均有不同程度的降低,且在0~10 cm土层损耗最大。另外,土壤碳组分与土壤全氮、全磷等具有极显著相关关系^[10]。李健明等^[11]在煤矿区进行的Meta分析结果显示,在煤矿区植被恢复过程中,不同植被类型均能够显著提高0~20 cm土壤中的有机碳储量,整体表现为林地>草地>灌木,而灌木植被对40 cm以下土层的有机碳储量的影响最大。满洲^[12]采用通径分析方法对影响黄土高原不同植被恢复模式下土壤有机碳的因素进行了分析,发现pH值、根系生物量、土壤容重以及养分等都可以直接或间接影响有机碳的形成与积累过程,其中有机碳主要受到pH值和容重的间接负作用,过高的pH值会通过减弱微生物活性来间接降低有机碳含量,而根系生物量和全氮含量则对有机碳表现为间接正效应。土壤有机碳库中不同形态有机质的分布以及有机质分子组成的多样性都与植被

类型密切相关。这在很大程度上影响了土壤的生态系统功能的多样性,并决定了土壤的固碳能力^[13]。因此,研究矿区不同植被下 SOC 组分变化特征及其与有机碳含量的相互关系,对探究不同植被下土壤固碳特征及机制具有重要意义。

红柳林煤矿区位于毛乌素沙漠南部、黄土高原北部,由于受到当地干燥的气候条件与煤矿开采的双重影响,该地区土地沙化严重,土壤结构松散,肥力较低,生态固碳能力也逐渐衰退^[2]。植被修复作为一种切实可行且经济有效的生态修复措施,能够对煤矿区生态系统的碳汇功能进行有效恢复。相关研究发现,在植物生长过程中,土壤中不断积累植被凋落物和死亡根系等碳源,这些碳源向土壤中输送了有机和无机养分^[14]。这个过程显著增加了土壤中的有机质,促进了土壤团聚体的形成与碳氮循环速率,进而提高了土壤固碳潜力,但是在垂直剖面上由于植被之间的生长差异,不同植被的土壤固碳能力显著不同。然而,目前关于陕北煤矿区土壤有机碳较为全面的研究相对较少,其相应的固碳机制也尚不明确。因此,本研究以红柳林煤矿区不同植被类型(草本、灌木和草灌)下土壤为研究对象,通过野外调查与室内分析相结合的方法,研究不同植被类型下土壤有机碳含量和组成特征,以期对矿区植被优化和生态固碳提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

红柳林煤矿区位于陕西省榆林市神木县(110°10′~110°23′E,38°53′~38°57′N),地处黄土高原与毛乌素沙地的过渡带,为干旱荒漠高原气候。神木县煤炭资源丰富、煤质优良、煤层埋藏浅,生产成本低,富煤区每平方公里的地下储煤量超过 1×10^7 t,是我国重要的能源生产基地。红柳林煤矿区内地

层平缓,构造属于简单类,地貌复杂,且以黄土丘陵为主体地貌,水土流失严重,研究区总面积约 304.75 km²。该地区夏季炎热多雨,冬季则寒冷干燥,具有极大的昼夜温差。研究区年均气温 8.5℃,年均日照时长 2 876 h,无霜期 169 d,年均降水量仅 436.7 mm,且主要集中在夏季,蒸发量高达 1 900~2 122 mm^[15]。红柳林煤矿区是为防风固沙及对煤矿采集后的退化土壤实施生态修复的大规模的人工种植工程,该区域分布有大面积的人工灌木植被和自然恢复植被。土壤类型为黄绵土,植被较稀疏且覆盖度低。主要土地利用类型包括林地(包括天然和人工乔木林)、灌木(包括天然和人工灌木地)、草本(包括天然草地和人工草地)、耕地,其中草本植被占比最高,达到了 41.4%,灌木植被为 24.6%。本研究选取红柳林煤矿区不同植被类型(草本、灌木、草灌)作为研究区域,样地基本概况与土壤理化性质分别见表 1 和表 2。

1.2 试验设计及样品采集

于 2022 年 11 月 10—17 日,依据典型性、代表性与一致性的原则,选取红柳林煤矿区典型植被类型(草本、灌木、草灌)共 3 个区域。其中,灌木样方面积为 10 m×10 m,草灌样方面积为 5 m×5 m,草本样方面积为 1 m×1 m,每种植被类型随机设置四个样方,各样方间隔大于 10 m。每样方内按 S 形设置五个样点,按照 0~20、20~40、40~60、60~100、100~150、150~200 cm 土层采集土样,将五个样点的同层土样充分混匀后分为两份,一份在室内风干,过 2 mm 筛并去除根系、石块等杂物,用研钵磨碎过 0.25 mm 筛后放置样品瓶内待测;另一份鲜样置于无菌塑封袋、密封,放置于冰盒中,带回实验室后进行后续处理测定,同时用 100 cm³环刀采集土壤样品,用于测定土壤容重,均设置 3 次重复。

表 1 样地基本信息

Table 1 Basic information of sample plots

植被类型 Vegetation type	海拔 Altitude/m	经纬度 Latitude and longitude	优势种 Dominant species
草本 Grassland	1320.01	110°12′29″E, 38°54′9″N	沙蒿、针茅、华北白前、冰草、中华草沙蚕、长芒草、细裂叶莲蒿 <i>Artemisia desertorum</i> Spreng., <i>Stipa capillata</i> L., <i>Vincetoxicum mongolicum</i> Maxim., <i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn., <i>Tripogon chinensis</i> (Franch.) Hack., <i>Stipa bungeana</i> Trin., <i>Artemisia gmelinii</i> Web. ex Stechm.
灌木 Shrubland	1319.37	110°12′8″E, 38°54′18″N	柠条、红柳、沙棘 <i>Caragana korshinskii</i> Kom., <i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb., <i>Hippophae rhamnoides</i> L.
草灌 Grass-shrub	1323.80	110°12′32″E, 38°54′11″N	红柳、沙棘、柠条、华北白前、细裂叶莲蒿、针茅 <i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb., <i>Hippophae rhamnoides</i> L., <i>Caragana korshinskii</i> Kom., <i>Vincetoxicum mongolicum</i> Maxim., <i>Artemisia gmelinii</i> Web. ex Stechm., <i>Stipa capillata</i> L.

表2 土壤理化性质
Table 2 Soil physical and chemical properties

植被类型 Vegetation type	土层 Soil layer/cm	pH	NH ₄ ⁺ -N /(mg·kg ⁻¹)	TP /(g·kg ⁻¹)	AP /(mg·kg ⁻¹)	AK /(mg·kg ⁻¹)
草本 Grassland	0~20	8.26±0.04Cb	1.26±0.04Aa	0.21±0.02Cb	1.82±0.06Ba	60.67±3.24ABc
	20~40	8.36±0.08Cb	0.98±0.06Ba	0.26±0.05Aa	2.08±0.08Aa	73.67±2.32Ab
	40~60	8.71±0.17Aa	0.35±0.10Cb	0.26±0.07Aa	1.07±0.09Ca	38.83±1.34Bb
	60~100	8.79±0.23Aa	0.45±0.01Cb	0.23±0.05Ba	1.21±0.02Ca	36.33±1.25Bb
	100~150	8.59±0.22Bb	0.55±0.06Ca	0.24±0.08Ba	1.51±0.04Ca	40.67±0.53Bb
灌木 Shrubland	150~200	8.68±0.08ABa	0.43±0.04Cb	0.21±0.02Cb	1.90±0.07Ba	40.17±2.21Bb
	0~20	8.50±0.07ABa	0.95±0.07Ab	0.32±0.05Aa	1.29±0.14Ab	91.67±4.32Ab
	20~40	8.36±0.02Bb	0.81±0.03Bb	0.22±0.07Bb	1.24±0.23Ab	81.67±3.86Ba
	40~60	8.61±0.03Ab	0.54±0.08Ca	0.15±0.09Cb	1.20±0.22Aa	35.00±1.73Cc
	60~100	8.59±0.31Ab	0.38±0.04Cc	0.18±0.11BCb	1.17±0.32Ba	32.33±1.82Cc
草灌 Grass-shrub	100~150	8.39±0.02Bc	0.49±0.05Cb	0.15±0.07Cb	1.18±0.07Bb	34.17±1.72Cc
	150~200	8.59±0.09Ab	0.51±0.01Ca	0.19±0.03BCb	1.11±0.11Bb	39.50±1.96Cb
	0~20	8.59±0.11Ba	0.62±0.05Bc	0.25±0.07ABb	1.47±0.15Ab	105.00±3.58Aa
	20~40	8.57±0.21BCa	0.75±0.05Ac	0.26±0.08ABa	1.22±0.12Ab	75.89±2.61Bb
	40~60	8.62±0.81Bb	0.53±0.03Ca	0.26±0.04ABa	0.99±0.04Ba	42.33±3.15Ca
	60~100	8.72±0.42Aa	0.54±0.03Ca	0.23±0.10Ba	0.92±0.04Bb	41.67±2.31Ca
	100~150	8.74±0.32Aa	0.57±0.03Ca	0.25±0.07ABa	0.98±0.11Bb	47.67±2.62Ca
	150~200	8.54±0.23Cb	0.47±0.01Ca	0.29±0.04Aa	0.99±0.17Bb	47.17±1.26Ca

注:同一植被下不同土层间差异性用大写字母表示($P<0.05$),同一土层下不同植被类型间差异性用小写字母表示($P<0.05$)。NH₄⁺-N:铵态氮;TP:全磷;AP:有效磷;AK:速效钾。下同。

Note: The difference between different soil layers under the same vegetation is represented by capital letters ($P<0.05$), and the difference between different vegetation types under the same soil layer is represented by lowercase letters ($P<0.05$). NH₄⁺-N: Ammonium nitrogen; TP: Total phosphorus; AP: Available phosphorus; AK: Available potassium. The same below.

1.3 测定指标与方法

1.3.1 土壤理化性质 土壤 pH 采用 pH 计测定(土水比为 1:2.5);容重采用环刀法测定;硝态氮、铵态氮含量经 1 mol·L⁻¹ KCl 浸提后用 AA3 型连续流动分析仪(Auto Analyzer 3,德国)测定;全磷含量用 H₂SO₄-HClO₄ 消解-钼锑抗比色法测定;有效磷含量采用 NaHCO₃ 浸提-钼锑抗比色法测定;全钾含量采用 NaOH 熔融-火焰光度法测定;速效钾含量经 NaHCO₃ 浸提后用火焰光度计(FP6450,中国)测定;土壤颗粒组成用激光粒度仪(MasterSizer2000,英国)测定^[16]。

1.3.2 SOC 及组分 SOC 采用重铬酸钾-外加热法测定^[16];LFOC 采用 NaI 溶液浸提-密度分组法^[17];MBC 采用氯仿熏蒸法测定^[18];DOC 采用去离子水浸提法测定^[19];POC 采用六偏磷酸钠分散法测定^[20];MAOC=SOC-POC。

某一土层的有机碳密度计算公式如下:

$$\text{SOC}_d = S_d \times D_d \times L_d \times (1 - V_d) / 100 \quad (1)$$

该剖面总有机碳密度计算公式如下:

$$\text{SOC}_T \equiv \sum_{d=1}^n \text{SOC}_d \quad (2)$$

式中, S_d 为某一土层的有机碳含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); D_d 为该土层容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); L_d 为该土层厚度(cm); V_d 为

某一土层中直径 1~3 mm 石砾体积比例; n 为某一剖面的土层数;SOC_T为该剖面的总有机碳密度。

SOC 各组分间存在动态转化与功能耦合关系:1) LFOC 与 POC 共同构成活性碳库,其含量比例反映碳输入与分解速率的短期平衡;2) MAOC 作为稳定态碳库,受矿物表面化学结合作用主导;3) DOC 作为微生物代谢底物,与 MBC 共同构成碳循环的微生物驱动模块。在煤矿区生态修复过程中,可通过植被类型调控碳组分构成,从而优化土壤碳库稳定性。

1.4 数据分析

使用 Microsoft Excel 2019 软件整理相关数据,使用 SPSS 26.0 软件进行统计分析。不同植被类型和土层间的差异显著性用单因素方差分析,使用 Duncan 法进行多重比较检验($P<0.05$)。采用 Pearson 分析检验土壤有机碳与其活性和惰性组分间的相关性;采用通径分析明确影响土壤有机碳及组分含量的关键因素。采用 Origin 2021 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 不同植被类型土壤有机碳含量及碳密度

2.1.1 不同植被类型土壤有机碳含量 3 种植被类型在 0~200 cm 土层的土壤有机碳含量(图 1a)变化

含量大小表现为灌木($2.95 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)>草灌($2.84 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)>草本($2.64 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。灌木和草灌植被在0~20 cm土层的土壤颗粒有机碳含量均显著高于草本植被,20 cm土层以下的差异均不显著。各植被类型颗粒有机碳含量均随着土层的加深而降低,且均显著低于表层土壤(0~20 cm),其中150~200 cm较表层土壤的降幅依次为灌木(73.28%)>草灌(70.68%)>草本(64.10%)。灌木和草灌植被在20 cm以下土层的颗粒有机碳含量差异不显著,而草本植被40 cm以下土层间的土壤颗粒有机碳含量差异不显著,但均低于0~20 cm和20~40 cm土层。3种植被类型间0~200 cm土层的轻组有机碳(LFOC)含量为 $0.19 \sim 2.07 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图2d),其平均含量表现为灌木($0.71 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)>草灌($0.70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)>草本($0.54 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。草本植被在0~20 cm土层中的LFOC含量较灌木和草灌植被分别显著降低了46.86%和46.60%,20 cm以下土层各植被类型间无明显差异。草本、灌木和草灌植被下的土壤轻组有机碳含量均随土层的加深而降低,150~200 cm较0~20 cm表层土壤的降幅以灌木最大(90.82%),依次为草灌(90.53%)和草本(80.91%),3种植被40 cm以下各土层间的土壤轻组有机碳差异不显著,且均显著低于0~20、20~40 cm土层。

2.2.2 不同植被类型土壤活性有机碳组分占比差异 3种植被下土壤活性有机碳组分占比如表3所示,在0~200 cm土层,DOC/SOC范围介于0.17%~1.85%之间,MBC/SOC范围在0.09%~0.96%之间,POC/SOC范围在16.27%~69.20%之间,LFOC/SOC范围介于3.52%~32.41%之间;各活性有机碳组分占比其均值以及0~20、20~40、40~60 cm土层的占比均值都表现为草灌显著高于草本和灌木($P < 0.05$)。随剖面深度变化,不同活性有机碳占总有机碳的比值有所差异,其中草本、灌木和草灌植被的DOC/SOC值整体上表现为随土层的加深而增加,在150~200 cm达到最大。草灌植被在40~60 cm土层的MBC/SOC值达到最大,灌木植被则在150~200 cm土层表现为最大,说明MBC/SOC在整个剖面中随植被变化的差异较大。POC/SOC在草本和灌木植被下整体上也表现为随着土层的加深而增加,且在底层(150~200 cm)达到最大,而草灌植被在整个剖面上的POC/SOC值分布无明显差异。LFOC/SOC变化与上述指标均有所不同,灌木和草灌植被整体表现为随着土层的加深而下降,表层(0~20 cm)最大,分别为20.11%和32.41%,草本整体上则呈现相反趋势。

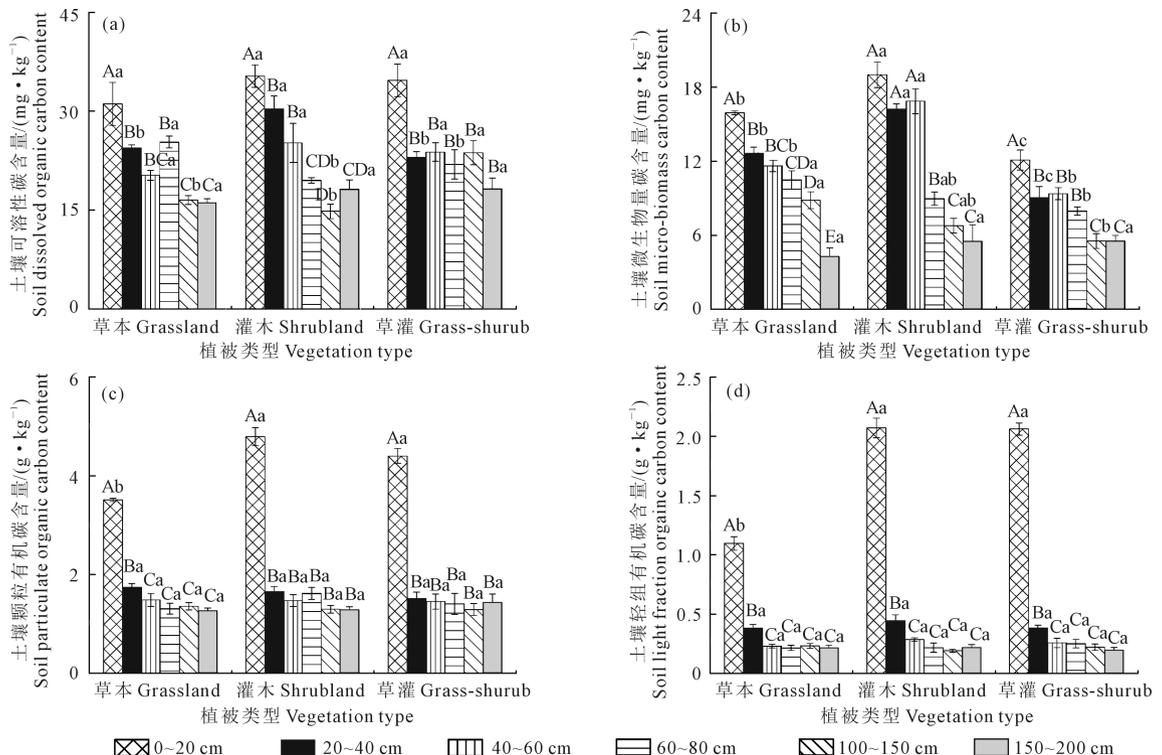


图2 不同植被类型土壤活性有机碳含量

Fig.2 Soil labile organic carbon content under different vegetation types

2.3 不同植被类型土壤惰性有机碳及其占比

土壤矿质结合态有机碳含量可在一定程度上代表土壤中惰性有机碳含量的高低。3种植被 0~200 cm 的 MAOC 平均含量变化在 0.60~14.83 g·kg⁻¹之间(图 3)。土壤矿质结合态有机碳含量在 0~20、20~40 cm 土层中均表现为草本>灌木>草灌,差异均达到显著水平($P<0.05$);在 40~60 cm 中,草本较草灌植被有显著增加,与灌木植被间差异不显著;100 cm 以下 3种植被间的土壤矿质结合态有机碳含量均无明显差异。不同植被类型土壤矿质结合态有机碳含量的剖面分布虽均随土层的加深而降低,但下降幅度存在差异,草本植被在 0~20 cm 土层的土壤矿质结合态有机碳含量显著高于 20~40 cm 土层,而灌木和草灌植被相对应的土层无明显差

表 3 不同植被类型土壤活性有机碳组分占比

Table 3 Ratio of soil active organic carbon fractions under different vegetation types/%

组分占比 Percentage of component / %	土层 Soil layer / cm	草本 Grassland	灌木 Shrubland	草灌 Grass-shrub
DOC/SOC	0~20	0.17±0.01Cc	0.35±0.03Cb	0.54±0.04Ba
	20~40	0.29±0.04Cb	0.37±0.05BCb	0.66±0.07Ba
	40~60	0.36±0.06Cb	0.57±0.03ABb	1.27±0.14ABa
	60~100	0.85±0.19ABab	0.57±0.07ABb	0.90±0.01ABa
	100~150	0.85±0.16ABab	0.58±0.07ABb	1.14±0.15ABa
	150~200	0.90±0.17Ab	0.78±0.06Ab	1.85±0.13Aa
均值 Average		0.56±0.07b	0.54±0.03b	1.05±0.13a
MBC/SOC	0~20	0.09±0.01Bb	0.12±0.01Cb	0.29±0.02Ba
	20~40	0.12±0.01Bb	0.15±0.02BCb	0.44±0.04Ba
	40~60	0.21±0.04Bb	0.22±0.02ABb	0.96±0.19Aa
	60~100	0.34±0.07ABa	0.24±0.03Aa	0.39±0.06Ba
	100~150	0.50±0.14Aa	0.21±0.02ABb	0.32±0.02Bab
	150~200	0.23±0.05Bb	0.24±0.02Ab	0.38±0.04Ba
均值 Average		0.25±0.03b	0.19±0.01b	0.47±0.05a
POC/SOC	0~20	19.23±0.60Cc	46.55±1.58ABb	69.20±6.29Aa
	20~40	16.27±1.78Cb	26.38±1.98Cb	42.48±7.56Aa
	40~60	25.11±4.04Cb	35.88±5.61BCb	61.62±12.56Aa
	60~100	33.89±4.74BCa	45.43±2.30ABa	46.35±14.62Aa
	100~150	50.71±7.23ABa	50.39±4.73ABa	54.75±4.61Aa
	150~200	67.42±7.40Aa	55.48±3.81Aa	65.22±5.02Aa
均值 Average		34.56±3.74b	43.35±2.13b	56.12±3.79a
LFOC/SOC	0~20	6.02±0.45ABc	20.11±0.49Ab	32.41±2.83Aa
	20~40	3.52±0.36Bb	6.92±0.57ABab	10.65±1.67Ba
	40~60	4.27±0.88Bb	6.81±0.68ABb	14.45±3.26Ba
	60~100	7.41±2.07ABa	5.80±0.65Ca	11.47±2.40Ba
	100~150	12.29±2.99Aa	7.43±0.93ABa	10.17±0.83Ba
	150~200	11.85±2.66Aa	9.14±0.78Aa	12.45±1.61Ba
均值 Average		7.56±0.92b	9.37±0.87b	15.34±1.60a

注: SOC: 土壤有机碳; MBC: 微生物量碳; DOC: 可溶性有机碳; LFOC: 轻组有机碳; POC: 颗粒有机碳。下同。

Note: SOC: Soil organic carbon; MBC: Microbial biomass carbon; DOC: Dissolved organic carbon; LFOC: Light organic carbon; POC: Particulate organic carbon. The same below.

异, 3种植被类型在 40 cm 以下土层均表现为大幅度降低; 150~200 cm 土层的土壤矿质结合态有机碳含量较表层土壤的降幅以草本最大(93.32%), 其余依次为灌木(80.90%)和草灌(64.66%)。

不同植被类型 0~200 cm MAOC/SOC 范围为 33.41%~83.73%, MAOC/SOC 均值为草本(68.97%)>灌木(56.65%)>草灌(44.38%), 植被间差异显著($P<0.05$)。草本和灌木的 MAOC/SOC 整体上随着土层的加深而降低, 均在 150~200 cm 土层达到最低, 分别为 51.29%和 44.52%, 而草灌各土层间差异不显著(表 4)。

2.4 影响土壤有机碳及其组分的因素分析

2.4.1 有机碳组分与理化因子之间关系 SOC 及其组分与土壤理化因子间的 Pearson 分析结果如图 4 所示; SOC 与铵态氮、有效磷及砂粒呈极显著正相关关系, 与速效钾、pH 及粉粒呈极显著负相关关系($P<0.01$)。SOC 与 MAOC 呈极显著正相关关系, 与

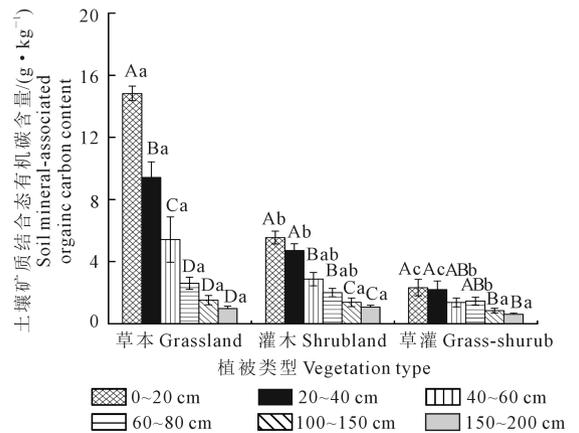


图 3 不同植被类型土壤矿质结合态有机碳含量

Fig.3 Soil mineral-associated organic carbon content under different vegetation types

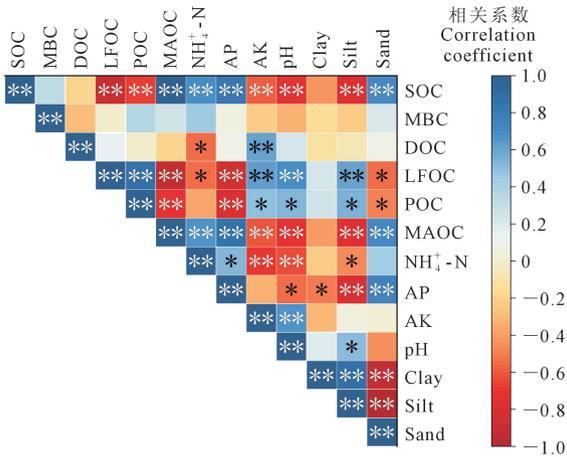
表 4 不同植被类型土壤矿质结合态有机碳占比

Table 4 Ratio of soil mineral-associated organic carbon fractions under different vegetation types/%

组分占比 Percentage of component / %	土层 Soil layer / cm	草本 Grassland	灌木 Shrubland	草灌 Grass-shrub
MAOC/SOC	0~20	81.77±0.60Aa	53.45±1.58BCb	33.44±5.33Ac
	20~40	83.73±1.78Aa	73.62±1.98Aa	52.79±9.54Ab
	40~60	74.89±4.04ABa	64.12±5.61ABab	45.45±9.13Ab
	60~100	66.11±4.74ABCa	54.57±2.30BCa	57.55±5.17Aa
	100~150	56.00±8.74BCa	49.61±4.73BCa	43.63±11.13Aa
	150~200	51.29±6.53Ca	44.52±3.81Ca	33.41±4.46Aa
均值 Average		68.97±3.25a	56.65±2.13b	44.38±3.41c

注: MAOC: 矿质结合态有机碳。下同。

Note: MAOC: Mineral-associated organic carbon. The same below.



注:正负相关分别用蓝色和红色表示。*和**分别表示在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平差异显著。图中数据基于0~40 cm土层。SOC:土壤有机碳;MBC:微生物量碳;DOC:可溶性有机碳;LFOC:轻组有机碳;POC:颗粒有机碳;MAOC:矿质结合态有机碳; NH_4^+-N :铵态氮;AP:有效磷;AK:速效钾;Clay:粘粒;Silt:粉粒;Sand:砂粒。

Note: The positive and negative correlations are represented by blue and red, respectively. * and ** indicates significant correlation at the $P<0.05$ and $P<0.01$, respectively. The data in the figure are based on the 0~40 cm soil layer. SOC: Soil organic carbon; MBC: Microbial biomass carbon; DOC: Dissolved organic carbon; LFOC: Light organic carbon; POC: Particulate organic carbon; MAOC: Mineral-associated organic carbon; NH_4^+-N : Ammonium nitrogen; AP: Available phosphorus; AK: Available potassium; Clay: Clay content; Silt: Silt content; Sand: Sand content.

图4 土壤有机碳组分与理化因子间相关分析
Fig.4 Correlation analysis between soil organic carbon fractions and physicochemical factors

LFOC和POC呈极显著负相关关系($P<0.01$)。LFOC与POC呈极显著正相关关系,与MAOC呈极显著负相关关系($P<0.01$)。MAOC与铵态氮、有效磷及砂粒呈极显著正相关关系,与速效钾、pH及粉粒呈极显著负相关关系($P<0.01$);DOC与速效钾呈极显著正相关关系($P<0.01$),与铵态氮呈显著负相关关系($P<0.05$);LFOC与速效钾、pH与粉粒呈极显著正相关关系($P<0.01$),与铵态氮和砂粒呈显著负相关关系($P<0.05$),与有效磷呈极显著负相关关系($P<0.01$);POC与速效钾、pH与粉粒呈显著正相关关系($P<0.05$),与砂粒呈显著负相关关系($P<0.05$),与有效磷呈极显著负相关关系($P<0.01$)。综上所述SOC及其组分的变化均在一定程度上受到土壤理化因子和土壤机械组成的影响。

2.4.2 通径分析 由表5可知,铵态氮(0.202)、pH(0.260)与有效磷含量(0.451)对SOC的直接通径

系数均大于其间接通径系数,以有效磷含量对SOC的直接正作用最大,而砂粒主要是通过有效磷含量对SOC起间接正作用。MBC主要受铵态氮含量的直接影响,而SOC和砂粒含量主要是通过铵态氮含量对MBC产生间接影响,均表现为正效应。SOC和砂粒含量对DOC的间接通径系数均大于其直接通径系数,其中SOC主要是通过铵态氮含量对DOC产生间接影响,而铵态氮对DOC的主要贡献则是直接效应,均表现为负效应。铵态氮、有效磷、砂粒含量对LFOC的直接通径系数均小于其间接通径系数,三者对LFOC主要是通过SOC起间接负作用,SOC和pH对LFOC的主要贡献为直接效应,以SOC对LFOC的直接负作用最大。POC主要受到pH与有效磷含量的直接影响,其中有效磷含量对POC的直接负作用最大,SOC主要是通过有效磷含量对POC起到间接负作用。MAOC主要受到pH的直接负影响,以SOC的间接影响最大,主要是通过有效磷含量对MAOC产生间接正影响。MAOC(1.079)、DOC(0.009)、LFOC(0.023)、POC(0.089)对SOC的直接通径系数均大于其间接通径系数,以MAOC对SOC的直接作用最大,而MBC主要是通过MAOC对SOC起到间接作用,且均表现为正效应(表6)。综上,有效磷和MAOC是影响SOC的关键因子,砂粒和MBC为次要因子;铵态氮是影响MBC、DOC的主要因子,SOC为次要因子;有效磷是影响POC的主要因子,SOC为次要因子;SOC是影响LFOC的主要因子,砂粒为次要因子;pH是影响MAOC的主要因子,SOC为次要因子。

3 讨论

3.1 不同植被类型对土壤有机碳的影响

土壤有机碳(SOC)含量与碳密度取决于SOC输入与输出之间的动态平衡过程,而这一过程受到多种因素的综合影响,如植被类型、气候类型、土壤类型等因素,其中以植被类型的影响最为显著^[21]。本研究发现,随着土层的加深,不同植被类型的SOC含量均存在不同程度的降低,呈现为“表聚”效应。这种现象主要与红柳林煤矿区降雨量少,淋溶作用弱有关。SOC易积聚在表层,贮存有更多植物凋落物,从而使表层SOC含量显著高于底层土壤^[22]。滕秋梅等^[14]研究表明,不同植被类型之间在凋落物厚度、地上生物量、地下根系分布特征与根系分泌物等方面存在差异,相应地会引起土壤中凋落物在分解和转化速率等方面的差异,进而导致SOC含量随着不同植被类型的变化而变化。本研究表明,不

表 5 土壤有机碳组分与土壤理化因子间相关系数分析

Table 5 Decomposition of correlation coefficient between soil organic carbon components and physicochemical factors

因变量 Dependent variable	指标 Index	相关系数 Correlation coefficient	直接通径系数 Direct path coefficient	间接通径系数 Indirect path coefficient					
				NH ₄ ⁺ -N	AP	pH	Sand	SOC	Total
SOC	NH ₄ ⁺ -N	0.683	0.202		0.239	-0.165	0.078		0.152
	AP	0.838	0.451	0.107		-0.146	0.135		0.096
	pH	-0.722	0.260	-0.128	-0.253		-0.082		-0.463
	Sand	0.722	0.181	0.087	0.336	-0.118			0.305
MBC	NH ₄ ⁺ -N	0.457	0.431				0.010	0.036	0.046
	Sand	0.200	0.023	0.186				0.038	0.224
	SOC	0.330	0.053	0.294			0.017		0.311
DOC	NH ₄ ⁺ -N	-0.553	0.748				0.149	0.046	0.195
	Sand	0.072	0.346	0.322				0.048	0.370
LFOC	SOC	-0.194	0.067	0.511			0.250		0.761
	NH ₄ ⁺ -N	-0.542	0.150		0.258	-0.105	0.125	0.454	0.732
	AP	-0.842	0.488	0.079		-0.092	0.216	0.556	0.759
	pH	0.692	0.165	-0.095	-0.273		-0.131	-0.479	-0.978
POC	Sand	-0.564	0.290	0.065	0.364	-0.075		0.479	0.833
	SOC	-0.881	0.664	0.102	0.409	-0.119	0.209		0.601
	AP	-0.784	0.836			-0.084	0.124	0.011	0.051
	pH	0.533	0.150		-0.468		-0.075	-0.009	-0.552
	Sand	-0.516	0.166		0.624	-0.068		0.009	0.565
	SOC	-0.675	0.013		0.701	-0.108	0.120		0.713
MAOC	NH ₄ ⁺ -N	0.671	0.021		0.050	-0.014	0.019	0.647	1.394
	AP	0.856	0.094	0.011		-0.012	0.033	0.794	1.776
	pH	-0.726	0.022	-0.013	-0.053		-0.020	-0.684	-1.474
	Sand	0.711	0.044	0.009	0.070	-0.010		0.684	1.508
	SOC	0.996	0.948	0.014	0.079	-0.016	0.032		2.053

表 6 土壤有机碳与其组分间相关系数分析

Table 6 Decomposition of correlation coefficient between soil organic carbon and organic carbon components

因变量 Dependent variable	指标 Index	相关系数 Correlation coefficient	直接通径系数 Direct path coefficient	间接通径系数 Indirect path coefficient					
				MBC	DOC	LFOC	POC	MAOC	Total
SOC	MBC	0.330	0.021		-0.003	-0.001	0.033	0.278	0.077
	DOC	-0.194	0.009	-0.006		0.004	-0.001	-0.199	-0.051
	LFOC	-0.881	0.023	-0.001	0.001		0.077	-0.982	-0.226
	POC	-0.675	0.089	0.008	-0.000	0.020		-0.792	-0.191
	MAOC	0.996	1.079	0.005	-0.002	-0.021	-0.065		-0.021

同植被类型下在 0~200 cm 土层的 SOC 平均含量与 0~20、20~40、40~60 cm 土层 SOC 含量均表现为草本植被最高(图 1),其余依次为灌木和草灌植被,碳密度也表现为相同趋势。草本植被 SOC 含量与碳密度比灌木植被高的原因可能有以下两方面,一方面是红柳林煤矿区为干旱地区,年均降雨量较低,在此种干旱环境下灌木生长受阻,从而导致灌木植被的冠幅及覆盖度低,每年能够输入的地上植物残体相对较少,影响了灌木地区的有机碳输入能力;而当地优势种如沙蒿、白前和针茅等耐旱性较强,植被在地面的覆盖面积较广泛,较适宜于该地区的生存环境,且在干旱地区,其地下根系由于其生长特性向下延伸较长,密集根系在有利于增加植物稳定性和摄取水分的同时,能提供土壤地下碳源,因此草本植被较灌木和草灌有更多的植被凋落物

可归还于土壤,从而有利于 SOC 的积累^[23]。另一方面,三种植被类型在 0~20、20~40、40~60 cm 土层的碳密度占比以草本植被最高,也可以证实这一点(图 1b)。说明草本植被根系生物量主要积聚在 0~40 cm 土层,根系主要分部在浅层土,表层土壤充足的养分可促进微生物的活性,使得表层的枯枝落叶和根系具有较快的腐解和转化速率,这与马昕昕等^[17]的研究结果一致,进一步证实了不同植被在土壤剖面上的 SOC 储量差异与其根系分布之间的密切关系。

3.2 不同植被类型对土壤有机碳组分的影响

由于不同植被群落的凋落物数量、根系分布及碳氮含量的差异,再加上草本、灌木和草灌植被所处的微环境及空间特征不同,导致不同植被类型下 SOC 组分存在明显差异。活性 SOC 的周转速率较

快,容易被土壤中的微生物分解,能够在一定程度上反映SOC对环境条件变化的响应;而惰性SOC属于土壤中性质较稳定的SOC组分,周转时间长,可反映土壤固碳作用的大小。活性SOC组分与总SOC的比值经常被用来指示土壤有机碳库的稳定性,该比值较SOC更能反映出不同植被类型对土壤碳周转的影响程度,其中活性SOC比例越大代表其稳定性越差^[5]。本研究表明,四种活性有机碳占比(MBC/SOC、DOC/SOC、LFOC/SOC、POC/SOC)均表现为草灌植被最大(表3),土壤有机碳库稳定性较低,这与红柳林煤矿区处于草原和森林草原的过渡带有关,草本和灌木结合区从有机质组成和微生物转化方面更易形成活性较高的有机碳组分^[24],但由于草灌地区的植被覆盖程度和生物量较小,有机碳的活性组分由于其不稳定性较容易发生分解和转化,不利于形成稳定碳库,SOC的积累量较低。MBC/SOC值在0~20、20~40、40~60 cm均表现为草本植被最低,这可能是由于草本植被在0~40 cm土层的有机碳密度显著高于灌木和草灌植被,因此SOC的积累量远大于MBC,进而MBC/SOC值较低。0~20、20~40、40~60 cm的MBC含量均表现为灌木>草本>草灌(图2b)。这可能是因为灌木较草本拥有更发达的根系,在土壤中的分布较为广泛,增加了土壤孔隙度,增强了微生物活性^[25]。DOC主要是游离或吸附在土壤颗粒上的碳,移动较快,易被溶解^[26]。本研究发现,灌木植被在20~40 cm土层的DOC含量显著高于草灌和草本植被(图2a),这可能是因为灌木较草本植被其植被覆盖程度较高,起到遮阳和保湿的作用,使得其冠下土壤湿度比草本和草灌高,适宜的水热条件加快了植被根系代谢物形成以及有机碳周转,从而使灌木土壤下DOC保持在较高含量。不同植被类型DOC/SOC值整体上随土层的加深而增加,这与DOC具有较高的活性、易随土壤水分发生淋溶迁移有关。可能是因为随着土层的加深,植被根系逐渐丰富,有助于贮存更多的水分,使土壤中团聚体稳定性得到提高,进而增强了对DOC的吸附力^[27]。LFOC主要由分解阶段不同的动植物残体组成,具有较高的周转速度;POC通常是指与粉粒结合或存在土壤微团聚体内或微团聚体间的碳,由分解不完全的植物残体组成^[28],二者统称为土壤中的非保护性有机碳(LFOC与POC)。本研究发现,灌木和草灌植被在0~20 cm土层的LFOC和POC含量无显著差异,均显著高于草本(图2c、d)。不同植被之间POC与LFOC的含量差异主要是由粉粒含量差异所致,POC与

LFOC含量与粉粒含量成正比,0~20 cm土层灌木和草灌土壤的粉粒含量高于草本。这可能是土壤粉粒能够在一定程度上保护POC、LFOC等活性有机碳组分,有效减弱微生物对活性有机碳的分解作用^[22];同时,较高的粉粒含量也可直接截留土壤中的有机质。龚伟等^[29]研究发现,在相同环境条件下,粉粒含量越高,越能够抑制SOC被微生物分解,进而有利于活性SOC的积累。颗粒有机碳是有机碳库中的缓性组分,是灌木和草灌植被正在发生着向稳定碳库的转变证据。本研究还表明,红柳林煤矿区土壤有机碳库以MAOC为主(0~200 cm平均MAOC/SOC为56.76%),表现出较强的稳定性。MAOC含量在0~20、20~40、40~60 cm土层表现为草本>灌木>草灌,草本植被的碳库稳定性相对最强,与SOC含量表现为相同趋势。这表明在陕北干旱贫瘠的环境下,SOC的高低主要取决于惰性有机碳组分的高低,惰性有机碳组分在陕北煤矿区有机碳库积累中具有重要作用。

3.3 土壤有机碳及其组分的影响因素

土壤pH、土壤质地、养分含量通常是限制生态系统碳循环的主要因素。本研究表明,SOC及MAOC与铵态氮和有效磷含量呈极显著正相关关系,与pH和速效钾含量呈极显著负相关关系(图4)。MAOC与SOC在与土壤理化因子的相关性上表现出一致性。这可能与MAOC的形成机制有关:MAOC作为稳定有机碳库,其含量增加会促使土壤中的腐殖质分子与矿物颗粒结合,进而增加SOC含量^[30],而这一过程同时受到铵态氮和有效磷的促进作用及pH、速效钾的抑制作用,进而导致MAOC与SOC对土壤理化因子的响应呈现同步变化趋势。季波等^[24]的研究也得出相似结论。但本研究中SOC与速效钾含量呈现极显著负相关关系,这可能是由于红柳林煤矿区属于干旱贫瘠的黄土区,其轻质土壤中SOC含量本身较低,易受到采样时期、气候、人为干扰等外界因素影响,不能准确反映其实际关系。LFOC、POC与pH呈显著正相关关系,这与徐广平等^[23]的结论一致,是因为碱性土壤中碳酸盐含量大大超过有机碳含量,因此,土壤可以通过吸收CO₂的无机、非生物过程来固定碳,说明偏碱性土壤有利于此类活性有机碳组分的产生。土壤质地主要是通过不同粒径颗粒对碳组分产生影响,SOC与砂粒含量呈极显著正相关关系。理论上砂粒含量的增加会导致其吸附有机质的能力减弱,可能是砂粒通过影响有效磷含量间接对SOC产生的正影响大于其引起的吸附有机质能力减弱的负影

响;相关研究也表明较高砂粒含量能够增加土壤孔隙度,提高微生物活性,有利于植物根系的穿插,进而促进 SOC 积累^[13]。本研究还发现,LFOC 和 POC 与粉粒含量呈显著正相关关系。这是因为 LFOC 和 POC 能够与粉粒相互结合,POC 受团粒结构的保护,减弱了微生物分解作用,有利于这两个活性有机碳组分的保存和累积。

通径分析结果进一步揭示,SOC 主要受到有效磷含量的直接影响(表 5),研究区 3 种植被类型有效磷平均含量均以草本植被最高,与 SOC 含量表现为相同趋势,这说明在植被生长的主要养分因子中,磷元素发挥着关键作用,尤其在红柳林煤矿区干旱条件下,土壤有效磷含量较低(变化范围在 $0.57 \sim 2.77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间),因此该地的养分效应更为显著。较高的磷含量能够显著改善植物细胞质胶体化学性质,增加根系生物量,提高其吸水能力和抗旱性,进而促进植物生长并增加土壤碳输入。另一方面,砂粒可通过影响有效磷含量来间接对 SOC 产生影响。Basile-Doelsch 等^[31]研究表明,土壤中较高的砂粒含量为微生物的繁殖生长和根系的穿插提供了良好的结构环境,也有利于氮、磷等养分的积累。本研究发现,MAOC 也是影响 SOC 含量的直接因子之一(表 6),该矿区土壤有机碳库以 MAOC 为主(MAOC/SOC 均值为 56.76%)。Cotrufu 等^[32]研究也发现,在 SOC 含量较低的土壤中,土壤有机碳中 MAOC 较其余组分占很大优势。另外,MAOC 作为有机碳组分中的保护性稳定部分,属于被吸附或封闭在土壤微团聚体中的有机碳,不仅可以在团聚体的隔离作用下避免被微生物或酶分解,还能依靠内部的矿物颗粒和微生物残体的结合,不断形成新的有机碳^[33]。本研究还发现,MBC 通过 MAOC 间接对 SOC 产生正影响。这是因为 MBC 可反映土壤微生物的量多少,在微生物作用下有机物料发生腐殖化作用,有利于腐殖质的形成并被土壤矿物颗粒所吸附,进而提高 MAOC 含量^[34]。本研究发现,MAOC 的变化主要受到 pH 的直接负影响,土壤 pH 通过影响土壤中微生物的活性来影响有机碳周转,高 pH 环境下会加速微生物的分解作用,同时也会限制土壤矿质颗粒对 MAOC 的结合能力^[33],进而减少 MAOC 含量。MBC 与 DOC 的变化主要受到铵态氮含量的直接影响,SOC 也主要通过影响铵态氮含量来间接影响 MBC 与 DOC。陈蕾如等^[35]研究表明,土壤可溶性有机物的重要来源与土壤微生物生物量密切相关,土壤铵态氮作为无机氮源,其含量影响着微生物数量和活性,间接参与有机物周转与

DOC 的形成过程^[36]。另外,来源于植被凋落物中的 SOC 可通过分解的方式来增加土壤中铵态氮含量,从而对 MBC 和 DOC 产生间接影响。SOC 是影响 LFOC 含量的关键因素。LFOC 主要是游离态有机碳,包含不同分解阶段的动植物残体,而 SOC 作为土壤中微生物的营养源,能够很大程度上影响 LFOC 含量。

4 结 论

1)红柳林煤矿区 0~200 cm 土壤有机碳含量变化范围在 $2.04 \sim 18.35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,有机碳含量、矿质结合态有机碳含量、碳密度在 0~200 cm 土层的平均值均表现为草本>灌木>草灌;土壤活性有机碳组分如微生物量碳、颗粒有机碳、轻组有机碳平均含量则表现为灌木>草灌>草本。0~200 cm 土壤平均 MAOC/SOC 为 56.76%,表明红柳林煤矿区有机碳库以矿质结合态有机碳为主。土壤惰性有机碳占比(MAOC/SOC)则以草本最高,草灌相对最小;活性有机碳占比(DOC/SOC、MBC/SOC、POC/SOC 和 LFOC/SOC)则均表现为草灌植被最大。

2)Pearson 分析和通径分析结果表明,土壤有效磷、矿质结合态碳含量是影响红柳林煤矿区土壤有机碳变化的主要因子;土壤有效磷、铵态氮和 pH 是影响土壤有机碳组分变化的关键因素。

3)三种植被无论是表层(0~20 cm)还是 0~200 cm 土层的有机碳含量以及有机碳密度,均以草本植被的为最高,其次是灌木植被,草灌植被的最低。因此,在煤矿区复垦和生态重构中,从生态固碳角度考虑,应当优先发展和加强草本植物的种植和植被恢复。

参 考 文 献

- [1] LIANG C, ZHU X F. The soil microbial carbon pump as a new concept for terrestrial carbon sequestration[J]. *Science China Earth Sciences*, 2021, 64(4): 545-558.
- [2] 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.
- [3] 王清奎. 碳输入方式对森林土壤碳库和碳循环的影响研究进展[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 1075-1081.
WANG Q K. Responses of forest soil carbon pool and carbon cycle to the changes of carbon input[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4): 1075-1081.
- [4] LAVALLEE J M, SOONG J L, COTRUFU M F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address

- global change in the 21st century[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(1): 261-273.
- [5] 张英英, 蔡立群, 武均, 等. 不同耕作措施下陇中黄土高原旱作农田土壤活性有机碳组分及其与酶活性间的关系[J]. *干旱地区农业研究*, 2017, 35(1): 1-7.
- ZHANG Y Y, CAI L Q, WU J, et al. The relationship between soil labile organic carbon fractions and the enzyme activities under different tillage measures in the Loess Plateau of central Gansu province[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2017, 35(1): 1-7.
- [6] 刘可祥, 王勇辉. 艾比湖湿地不同植被覆盖下土壤碳蓄积对比分析[J]. *干旱地区农业研究*, 2017, 35(6): 261-265, 299.
- LIU K X, WANG Y H. The ebimur lake wetland soil carbon accumulation analysis under different vegetation types[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2017, 35(6): 261-265, 299.
- [7] 毛娜, 邵明安, 黄来明. 六道沟小流域地形序列土壤碳剖面分布特征及影响因素[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(5): 222-230, 239.
- MAO N, SHAO M A, HUANG L M. Distribution characteristics and influencing factors of soil carbon profile along toposequences in Liud-aogou watershed[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31(5): 222-230, 239.
- [8] 姜红梅, 李明治, 王亲, 等. 祁连山东段不同植被下土壤养分状况研究[J]. *水土保持研究*, 2011, 18(5): 166-170.
- JIANG H M, LI M Z, WANG Q, et al. Dynamics of soil nutrients under different vegetation types in the Eastern Qilian Mountains[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2011, 18(5): 166-170.
- [9] FU Y H, HU ZQ, ZHU Q, et al. Characteristics of labile organic carbon fractions under different types of subsidence waterlogging areas in a coal mining area; a case study in Xinglongzhuang Coal Mine, China [J]. *Catena*, 2023, 232(3): 107398.
- [10] HUANG Y, TIAN F, WANG Y J, et al. Effect of coal mining on vegetation disturbance and associated carbon loss [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(5): 2329-2342.
- [11] 李健明, 康雨欣, 蒋福祯, 等. 基于 Meta 分析的煤矿区植被恢复对土壤有机碳储量的影响 [J]. *环境科学*, 2024, 45(3): 1629-1643.
- LI J M, KANG Y X, JIANG F Z, et al. Effect of vegetation restoration on soil organic carbon storage in coal mining areas based on meta-analysis[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(3): 1629-1643.
- [12] 满洲. 半干旱黄土丘陵区不同恢复人工林土壤碳组分分异性研究 [D]. 郑州: 华北水利水电大学, 2019.
- MAN Z. Different characteriest study of soil carbon fractions of artificial vegetation restoration in the semi-arid loess plateau of China[D]. Zhengzhou: North China University of Water Resources and Electric Power, 2019.
- [13] 杨君珑, 李小伟. 宁夏不同草地类型土壤有机碳组分特征[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(1): 55-61.
- YANG J L, LI X W. The characteristic of soil organic carbon fraction in different grassland types in Ningxia[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2017, 26(1): 55-61.
- [14] 滕秋梅, 沈育伊, 徐广平, 等. 桂北喀斯特山区不同植被类型土壤碳库管理指数的变化特征[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(2): 422-433.
- TENG Q M, SHEN Y Y, XU G P, et al. Characteristics of soil carbon pool management indices under different vegetation types in karst mountainous areas of North Guangxi[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(2): 422-433.
- [15] 张萌. 红柳林煤矿中西部过沟开采覆岩与地表移动破坏规律研究 [D]. 西安: 西安科技大学, 2022.
- ZHANG M. Study on failure law of overlying rock and surface movement in trench mining in the Midwest of Hongliulin coal mine[D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2022.
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25-139.
- BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 25-139.
- [17] 马昕昕, 许明祥, 张金, 等. 黄土丘陵区不同土地利用类型下深层土壤轻组有机碳剖面分布特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2013, (6): 1366-1375.
- MA X X, XU M X, ZHANG J, et al. Distribution of light fraction organic carbon under different land use types in the deep soil layer of hilly regions of the Loess Plateau, China[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2013, (6): 1366-1375.
- [18] VANCE F, BROOKES P, JENKINSON D. Microbial biomass measurements in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19: 697-702.
- [19] JONES D L, WILLETT V B. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(5): 991-999.
- [20] CAMBARDELLA C A, ELLIOTT E T. Particulatesoil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(3): 777-783.
- [21] WANG M, WANG S Z, CAO Y W, et al. The effects of hummock-hollow microtopography on soil organic carbon stocks and soil labile organic carbon fractions in a sedge peatland in Changbai Mountain, China[J]. *Catena*, 2021, 201: 105204.
- [22] 黄卫丽, 海龙, 吴振廷, 等. 毛乌素沙地杨柴灌木林恢复演替过程中土壤活性有机碳组分变化特征[J]. *生态学报*, 2023, 43(9): 3798-3806.
- HUANG W L, HAI L, WU Z T, et al. Changes of soil active organic carbon components during restoration and succession of *Hedysarum mongolicum* shrub forest in Mu Us Sandy Land[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, 43(9): 3798-3806.
- [23] 徐广平, 李艳琼, 沈育伊, 等. 桂林会仙喀斯特湿地水位梯度下不同植物群落土壤有机碳及其组分特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(3): 1491-1503.
- XU G P, LI Y Q, SHEN Y Y, et al. Soil organic carbon distribution and components in different plant communities along a water table gradient in the Huixian karst wetland in Guilin[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(3): 1491-1503.
- [24] 季波, 何建龙, 吴旭东, 等. 宁夏典型天然草地土壤有机碳及其活性组分变化特征[J]. *草业学报*, 2021, 30(1): 24-35.
- JI B, HE J L, WU X D, et al. Characteristics of soil organic carbon

- and active organic carbon in typical natural grassland in Ningxia[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2021, 30(1): 24-35.
- [25] 潘春翔, 李裕元, 彭亿, 等. 湖南乌云界自然保护区典型生态系统的土壤持水性能[J]. *生态学报*, 2012, 32(2): 538-547.
- PAN C X, LI Y Y, PENG Y, et al. Soil water holding capacity under four typical ecosystems in Wuyunjie nature reserve of Hunan province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(2): 538-547.
- [26] 高盼, 申慧波, 王宇先, 等. 东北半干旱黑土区玉米秸秆还田方式对土壤水溶性有机碳含量及其组分的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2024, 42(3): 1-9.
- GAO P, SHEN H B, WANG Y X, et al. Effects of corn straw returning methods on content and components of soil water soluble organic carbon in the semiarid black soil region of Northeast China[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2024, 42(3): 1-9.
- [27] 刘学东, 陈林, 杨新国, 等. 荒漠草原典型植物群落土壤活性有机碳组分特征及其与酶活性的关系[J]. *西北植物学报*, 2016, 36(9): 1882-1890.
- LIU X D, CHEN L, YANG X G, et al. Characteristics of soil labile organic carbon fractions and their relationship with soil enzyme activities in four typical communities in desert steppe[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2016, 36(9): 1882-1890.
- [28] 白义鑫, 盛茂银, 胡琪娟, 等. 西南喀斯特石漠化环境下土地利用变化对土壤有机碳及其组分的影响[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(5): 1607-1616.
- BAI Y X, SHENG M Y, HU Q J, et al. Effects of land use change on soil organic carbon and its components in karst rocky desertification of southwest China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(5): 1607-1616.
- [29] 龚伟, 颜晓元, 蔡祖聪, 等. 长期施肥对小麦-玉米作物系统土壤颗粒有机碳和氮的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, (11): 2375-2381.
- GONG W, YAN X Y, CAI Z C, et al. Effects of long-term fertilization on soil particulate organic carbon and nitrogen in a wheat-maize cropping systems [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2008, (11): 2375-2381.
- [30] KLEBER M, SOLLINS P, SUTTON R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85(1): 9-24.
- [31] BASILE-DOELSCH I, JÉRME B, PELLERIN S. Reviews and syntheses: the mechanisms underlying carbon storage in soil[J]. *Biogeosciences*, 2020, 17(21): 5223-5242.
- [32] COTRUFO M F, RANALLI M G, HADDIX M L, et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter [J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(12): 989-994.
- [33] 薛志婧, 李霄云, 焦磊, 等. 土壤矿物质结合态有机碳形成及稳定机制的研究进展[J]. *水土保持学报*, 2023, 37(5): 12-23.
- XUE Z J, LI X Y, JIAO L, et al. Advance in the formation and stabilization mechanisms of soil mineral-associated organic carbon [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5): 12-23.
- [34] YU W J, HUANG W J, WEINTRAUB-LEFF S R, et al. Where and why do particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 172: 108756.
- [35] 陈蕾如, 温正宇, 徐小牛, 等. 长期氮磷添加对亚热带森林土壤有机碳储量及其组分的影响[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2024, 48(5): 139-146.
- CHEN L R, WEN Z Y, XU X N, et al. Effects of long-term nitrogen and phosphorus additions on soil organic carbon storage and its components in a subtropical forest[J]. *Journal of Nanjing Forestry University(Natural Science Edition)*, 2024, 48(5): 139-146.
- [36] 夏少攀. 湿地生态系统土壤有机碳周转对不同环境因子的响应机制[D]. 天津: 天津大学, 2021.
- XIA S P. Soil organic carbon turnover in response to different environmental factors in wetland ecosystem[D]. Tianjin: Tianjin University, 2021.

(上接第 219 页)

- [29] 徐延红, 刘天学, 方文松, 等. 河南省夏玉米花期高温热害风险分析[J]. *中国农业气象*, 2021, 42(10): 879-888.
- XU Y H, LIU T X, FANG W S, et al. Risk analysis of high temperature disaster during summer maize flowering period in Henan province [J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2021, 42(10): 879-888.
- [30] 陈怀亮, 李树岩. 气候变暖背景下河南省夏玉米花期高温灾害风险预估[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2020, 28(3): 337-348.
- CHEN H L, LI S Y. Prediction of high temperature disaster risks during summer maize flowering under future climate warming background in Henan province[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2020, 28(3): 337-348.
- [31] 薛昌颖, 张永涛, 刘伟昌. 1971-2016 年河南省夏玉米生长季极端干旱时空特征[J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38(2): 258-266, 275.
- XUE C Y, ZHANG Y T, LIU W C. Spatial and temporal characteristics of extreme drought in summer maize growing season in Henan province during 1971-2016 [J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2020, 38(2): 258-266, 275.
- [32] LING M H, HAN H B, HU X Y, et al. Drought characteristics and causes during summer maize growth period on Huang-Huai-Hai Plain based on daily scale SPEI [J]. *Agricultural Water Management*, 2023, 280: 108198.
- [33] 孙新素, 龙致炜, 宋广鹏, 等. 气候变化对黄淮海地区夏玉米-冬小麦种植模式和产量的影响[J]. *中国农业科学*, 2017, 50(13): 2476-2487.
- SUN X S, LONG Z W, SONG G P, et al. Effects of climate change on cropping pattern and yield of summer maize-winter wheat in Huang-Huai-Hai Plain [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2017, 50(13): 2476-2487.