



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202304027 中图分类号 X522 文献标识码 A

杨漫, 朱月, 徐长友, 等. 通辽露天煤矿排土场恢复初期土壤碳组分变化及影响因素[J]. 环境工程学报, 2023, 17(10): 3400-3407. [YANG Man, ZHU Yue, XU Changyou, et al. Variation of soil carbon and its effect factors in Tongliao opencut coal mine dump during early restoration stages[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(10): 3400-3407.]

通辽露天煤矿排土场恢复初期土壤碳组分变化及影响因素

杨漫¹, 朱月¹, 徐长友², 刘永杰², 曾利学², 曲来叶^{3,✉}

1. 牡丹江师范学院生命科学与技术学院, 牡丹江 157011; 2. 国家电投集团内蒙古能源有限公司, 通辽 028000;
3. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

摘要 通过研究露天煤矿排土场植被恢复初期土壤碳的变化规律及相关的因素, 可为矿区排土场生态恢复提供科学依据和决策支持。为此, 以内蒙古通辽高寒露天煤矿排土场土壤为研究对象, 分别在 2018、2019 和 2020 年植物复垦土壤以及 2021 年未复垦土壤进行调查取样, 探究了恢复初期土壤全碳、有机质、颗粒有机碳 (POC)、矿物结合态有机物 (MAOC) 和土壤微生物量碳 (MBC) 变化规律及影响因素。结果表明: 植被复垦后土壤碳组分显著高于对照土壤, 并随着排土场植被恢复时间的增加, 土壤活性有机质中的 POC、MAOC 组分以及 MBC 的含量显著增加, 但土壤全碳含量的差异不显著。土壤 pH 显著影响土壤全碳和 MAOC 含量, 而土壤铵态氮与土壤碳累积呈负相关。随着植被恢复时间的增加, 土壤 pH 降低, 并与土壤全碳和 MAOC 的含量显著增加显著相关。因此, 植被恢复对于排土场土壤碳累积具有重要的意义, 同时在排土场生态恢复的过程中应重视土壤盐碱化治理。

关键词 露天煤矿; 恢复年限; 土壤碳组分

露天煤矿开采需要将表土及煤层上覆岩层剥离, 导致开采完毕后很难将其恢复到破坏前的地貌^[1-2], 这对区域植被和土壤环境的破坏极大。特别是高寒干旱露天煤矿, 由于气候严苛使得矿区排土场上植被恢复更加困难, 以及严峻的土壤水土流失等问题制约矿区可持续发展^[3]。同时露天矿大量矿区工程设施的应用也加剧土壤沙化程度^[4]。矿区排土场如果不借助人工措施, 仅依靠自身更新和修复, 需要几十年甚至上百年的时间才能在采矿废弃地上实现生态系统恢复^[5]。因此, 在露天煤矿开采的同时亟需开展生态修复工作, 这对恢复生态系统结构及功能和实现区域绿色发展至关重要^[6]。

植被恢复是矿区生态环境的恢复和重建的关键。为了减少露天采矿对生态系统以及周边环境的影响, 矿区一般边开采边治理同时进行。排土场通常选取当地优势物种, 以人工种植的方式进行植被修复。随着植被生长、群落重建、更新和正向演替, 逐渐过渡到以自然恢复为主, 最终恢复到近自然状态, 但这是一个长期的过程。特别是在高寒干旱矿区, 由于水热条件受限导致植物生长受抑制, 植被恢复难度相对更大。而土壤是植被生长和恢复的重要支撑, 在恢复初期对土壤施肥提高土壤肥力质量, 可以加快高寒露天煤矿区排土场植被恢复^[7]。金立群等^[8]发现在高寒地区矿区植被恢复过程中, 土壤物理性质的提高滞后于化学性质。而随着植被恢复时间和盖度的增加, 土壤质量也相应提高^[9]。黄元元等^[10]发现随植被盖度增加, 不仅植被下土壤质量显著提高, 相邻空地土壤质量也受到植物影响而显著提高。苗娟等发现不同林龄云南松林随着林龄的增加, 林地土壤的有机碳和全氮储量增加^[11]。张宇婕等发现复垦林地土壤有机碳的活性高于复垦草地, 全氮 (TN)、全磷 (TP)、碳氮比 (C/N) 和黏粒含量与有机碳及其组分呈正相关关系, pH 与其呈负相关关系^[12]。

收稿日期: 2023-04-06; 录用日期: 2023-05-19

基金项目: 露天矿生态修复区土壤重构及生物地化循环速率提升技术研发与长期定位监测体系研究 (360018JX0120230003)

第一作者: 杨漫 (1995—), 女, 硕士研究生, 852377414@qq.com; ✉通信作者: 曲来叶 (1975—), 女, 副研究员, lyqu@rcees.ac.cn

此外, 减少土壤有机碳损失, 或增加土壤中有机碳固存也是矿山土壤修复成功的策略之一^[13]。由于采矿和复垦活动对土壤造成严重扰动, 导致土壤 C:N 比值较低, 土壤 C、N 流失^[13]。土壤有机碳 (soil organic carbon, SOC) 是土壤的重要组成部分, 是陆地生态系统碳的重要组成部分, 储量比大气和植被的总和还高, 并能调节碳、氮和其他营养物质在大气和陆地之间循环。土壤有机碳是土壤有机质的重要基础^[14], 其化学组成、分子大小与矿物基质的关联程度以及对气候变化的响应性均很复杂。一些土壤碳组分对土地利用方式、植被类型等因子变化比总有机碳更敏感, 称为活性有机碳, 由于他们可灵敏的反映土壤肥力变化, 常作为土壤养分指示指标^[11]。活性有机碳主要包括颗粒有机碳 (particulate organic carbon, POC) 和矿物结合态有机碳 (mineral-associated organic carbon, MAOC) 等^[15]。在矿质土壤中, MAOC 和 POC 被整合到土壤团聚体和孔隙网络的复杂三维结构中, 进一步调节有机质的储存和周转^[16]。其中 POC 组分主要来自于植物残体的分解, 由结构更复杂、质量轻、部分分解的有机化合物组成, 易受土地利用变化的影响, 属于土壤碳库中的“慢库”, 是稳定的碳汇, 可更好地解释 SOC 变化的内在机制^[17]。而 MAOC 主要来源于微生物残体与代谢产物等, 通过黏土矿物等吸附土壤中小分子有机质形成^[18]。由于这 2 种有机碳来源和物理保护机制的差异, POC 和 MAOC 的变化影响 SOC 的稳定性。土壤微生物量碳 (soil microbial biomass carbon, MBC) 调控有机质的转化, 是土壤有机质碳库的活性组成部分^[19]。

目前已有研究表明, 随植被恢复土壤肥力质量将不断增加^[10], 但尚不清楚高寒矿区排土场土壤各碳组分随植被恢复的时间变化规律及影响因素。本研究选择通辽白音华和霍林河 5 个典型的高寒露天煤矿, 对 2018、2019 和 2020 年已进行植被恢复的排土场土壤以及 2021 年未进行复垦的土壤进行了调查取样, 探讨了土壤碳组分随植被恢复年限的变化规律及影响因素, 以期高寒干旱矿区排土场生态恢复提供科学依据和决策支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

项目矿地位于内蒙古自治区通辽市, 地理位置 118°25′~119°46′E 和 44°48′~45°40′N。属温带半干旱大陆性季风气候, 春季干旱多风; 夏季短促温热, 降水集中; 秋季凉爽; 冬季干冷。大部分地区无霜期为 90~150 d, 年降雨量 350~450 mm。最低气温到零下 39 °C, 最高到 30 °C 以上, 矿区气候环境对植物生长存在不利影响。矿区位于草原区, 植被属于蒙古草原区系, 植被类型为地带性草甸草原, 具有向森林草原过渡性质, 植被有 51 科, 183 属, 300 多种。

本研究区位于国电投内蒙古能源公司的高寒干旱露天煤矿, 降水量少, 多风的排土场。排土场土壤水土流失严重, 坡面极易形成侵蚀沟, 诸多不利因素使得矿区排土场植被恢复非常困难。为了提高植物存活率增加植被盖度, 排土场进行削坡整地, 并在以采料剥离土壤为基底的上面覆盖 30~50 cm 表土。整地之后, 采取混种方式草灌复合种植, 根据前期修复经验选择耐寒、耐贫瘠、生长迅速的物种, 主要为禾本科、豆科、菊科共 16 种。研究区生长优势植物为紫花苜蓿 (*Medicago sativa* L.)、沙蒿 (*Artemisia desertorum* Spreng. Syst. Veg.)、披碱草 (*Elymus dahuricus* Turcz.)、草木犀 (*Melilotus officinalis* (L.) Pall.) 等, 适用灌木品种为锦鸡儿 (*Caragana sinica* Rehd.)、沙棘 (*Hippophae rhamnoides* L.) 等^[20]。

1.2 样品采集

2021 年 7 月于 5 个矿区的 2018、2019、2020 年排土场恢复区, 选取分别已恢复 3、2 和 1 a 的植被恢复样地各 5 个, 在每个样地设置 3 个 1 m×1 m 样方进行植被群落调查, 同时在 5 个矿区以 2021 年未恢复区土壤作为对照样地。每个样方内选取 5 个点, 采集 0~20 cm 土壤, 充分混合后利用四分法取 1 kg 作为样方土壤样品土壤用自封袋密封保存, 置于冰盒中并尽快送回实验室放置于 4 °C 冰箱保存。土壤样品剔除根系和石砾后, 一部分用于土壤微生物量碳的测定, 另一部分土壤样品自然风干, 研磨分别过 2 mm 筛和 100 目筛, 用于土壤理化指标和其他碳组分指标测定。

1.3 样品分析及方法

使用电位法^[21]测定土壤 pH(水土比 2.5:1)。土壤铵态氮和硝态氮通过氯化钾浸提过滤后利用连续流动分析仪 (AA3) 测定。土壤全磷和全钾用酸消解后采用电感耦合等离子体发射光谱仪 (等离子体发射光谱仪 Prodigy7) 测定。土壤粒径是使用双氧水盐酸溶液去除土样中有机质和碳酸钙, 利用 1 mol·L⁻¹ 氢氧化钠溶液

分散土壤团聚体,然后采用激光颗粒度测试仪(Mastersizer 2000)进行测定。土壤全氮和全碳是用过100目筛后的风干土壤称量25 mg包入锡舟后,通过元素分析仪(Vario EL III)进行测定。土壤微生物量碳氮采用氯仿熏蒸方法,0.5 mol·L⁻¹硫酸钾溶液对土样进行浸提,浸提液用总有机碳分析仪(Liquic TOC)测定。土壤POC、土壤MAOC均采用质量浓度为5 g·L⁻¹六偏磷酸钠湿筛法测定,将过2 mm筛的风干土与质量分数为0.5%的六偏磷酸钠溶液和2.5~3 mm玻璃珠一起放入广口瓶,于振荡机上振荡使土壤充分分散之后使用53 μm筛子将土壤溶液进行筛分,筛子下置烧杯,将广口瓶内溶液倒入筛子用蒸馏水反复冲洗直至溶液清澈,留在筛子上的土样为POC,过筛的为MAOC,将2种土样烘干后研磨,在研磨后土样中加入0.5 mol·L⁻¹稀盐酸溶液摇晃直至看不到明显气泡冒出,放至电热板上进行赶酸,再烘干研磨最后上机进行测定。

1.4 数据分析

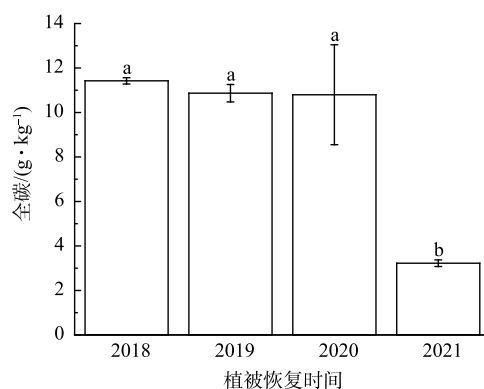
相关数据的处理分析与作图采用Excel 2206和SPSS 26软件进行。对指标进行单因素方差分析(ANOVA),不满足条件的采用非参数检验,利用Pearson分析方法进行相关性分析,并对恢复时间与各项指标进行主成分分析(PCA)。

2 结果与讨论

2.1 不同植被恢复年限的土壤碳变化规律

与2021年末进行复垦的土壤相比,2018—2020年分别种植了植物的土壤全碳显著提高,并且植被对土壤的影响随植被恢复时间增加而增加。土壤全碳在植被恢复1~3 a的变化规律如图1所示。全碳在恢复的3 a中含量并不相同,但其差异不显著,但2018年进行植被恢复土壤全碳含量高于2019年和2020年植被恢复的土壤全碳含量。

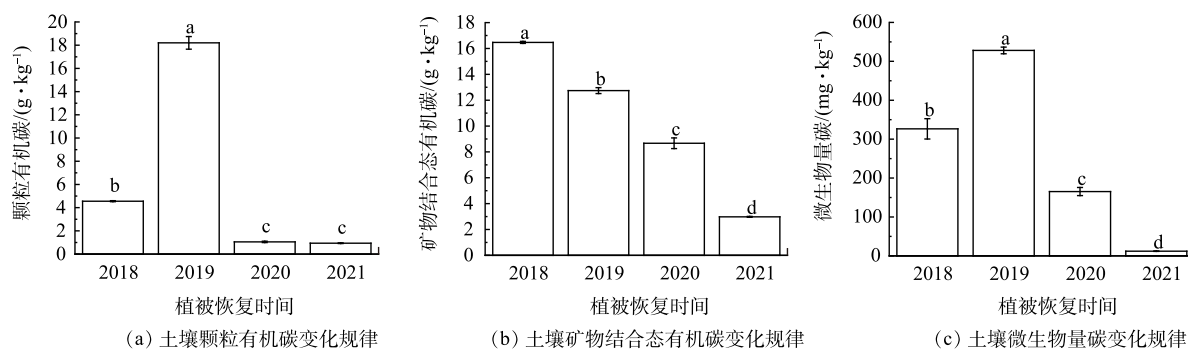
图2(a)、图2(b)、图2(c)中分别是2018、2019和2020年植被恢复后土壤以及2021年对照土壤的颗粒有机碳(POC)、矿物结合有机碳(MAOC)和微生物量碳(MBC)的变化。POC在3 a中的分布并不相同,在2019年土壤POC积累较多,比较2018、2019、2020年和对照,发现其差异显著。MAOC含量随着植被恢复年限的增加而显著增加,MAOC含量(图2(b))在2018、2019、2020年表现出显著差异,且均显著高于对照。而MBC(图2(c))和POC的变化规律基本一致,2019年植被恢复的MBC和POC含量最高,与2018、2020和对照差异显著。



注:图中相同字母表示不同植被恢复土壤年份间差异不显著($P < 0.05$)。

图1 矿区排土场不同恢复年限土壤全碳变化规律

Fig. 1 Variation of soil total carbon in mine dump at different restoration years

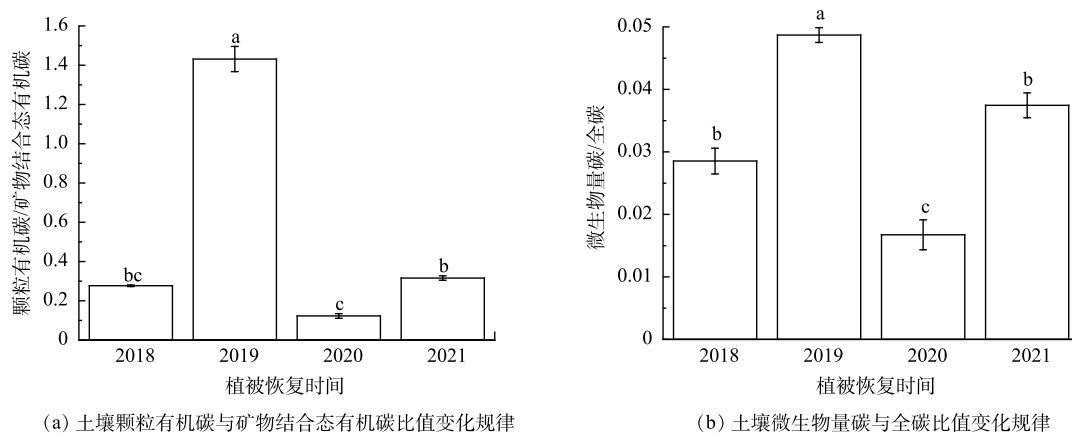


注:图中不同字母表示不同植被恢复土壤年份间差异显著($P < 0.05$)。

图2 不同恢复年限矿区排土场土壤颗粒有机碳、矿物结合态有机碳、微生物碳变化规律

Fig. 2 Changes in soil particulate organic carbon, mineral binding organic carbon and soil microbial biomass carbon in mine dump at different restoration years

由图 3 可见, 2019 年 POC 与 MAOC 的比值 (图 3(a)) 以及土壤 MBC 与全碳的比值 (图 3(b)) 均显著高于 2018 年和 2020 年以及对照。POC 与 MAOC 的比值在 2019 年与 2018 年和 2020 年差异显著, 但 2018 年和 2020 年间差异不显著。MBC 与全碳的比值在 2018、2019 和 2020 年均存在显著差异。



注: 图中不同字母表示不同植被恢复土壤年份间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 3 不同恢复年限矿区土壤颗粒有机物与矿物结合态有机物比值、微生物量碳与全碳比值变化规律

Fig. 3 Changes in the ratio of particulate organic matter to mineral-bound organic matter and the ratio of microbial biomass carbon to total carbon in mine dump at different recovery years

土壤有机碳及其活性组分是陆地土壤生态系统最活跃的部分, 作为土壤微生物的能量来源参与生物地球化学循环, 影响土壤养分的有效性, 也是土壤肥力的重要指标性质的变化^[22]。随着排土场地上植被恢复, 包括一年生和多年生草本及灌木, 植被通过根系分泌物和凋落物分解, 将养分重新输入土壤生态系统中, 使得土壤有机质和养分含量增加。因此, 与未进行复垦的排土场相比, 植被恢复是导致土壤有机碳和各组分变化的主导因素。

2.2 不同植被恢复年限的土壤化学性质变化规律

本研究结果表明, 植被恢复时间不仅显著影响土壤碳的组分, 也影响土壤理化性质。不同植被恢复年限下的土壤化学性质变化见表 1。随着植被恢复年限的减少, 土壤 pH 呈现出下降的趋势。2020 年土壤 pH 与 2018 年、2019 年相比有明显差异, 表明土壤 pH 在植被恢复土壤的过程中有明显降低的趋势。土壤全氮在 2018、2019 年表现出显著差异。土壤硝态氮随着恢复年限的减少表现出先增加再减少的趋势。土壤全磷、全钾、全氮均表现出随植被恢复年限的减少出现下降趋势, 说明随着恢复年限的增加, 土壤全磷、全钾、全氮在土壤中的含量也随之积累, 土壤全钾在不同植被恢复年限间无显著差异, 土壤全磷在 2018 与 2020 年间表现出显著差异, 土壤全氮在 2018、2019 与 2020 年间表现出显著差异, 土壤铵态氮含量随恢复年限减少而增加, 与植被恢复年限表现出显著差异。

表 1 2018—2021 年的土壤理化性质

Table 1 Soil physical and chemical characteristics from 2018 to 2021

年份	pH	全磷/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全钾/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	粘沙比	土壤质地
2018	7.97±0.114b	4.49±0.152a	214.65±31.675a	0.79±0.024a	3.79±0.072c	10.98±0.564b	0.21a	壤质土
2019	7.74±0.040bc	3.58±0.479ab	199.26±16.699a	0.69±0.043a	6.42±0.041b	35.45±0.382a	0.16a	壤质土
2020	7.37±0.050c	1.73±0.573bc	163.58±14.913ab	0.55±0.044a	7.62±0.148a	5.25±0.203c	0.15a	壤质土或砂壤土
2021	8.99±0.058a	0.77±0.078c	58.07±3.06b	0.27±0.062b	1.02±0.013d	4.49±0.090c	0.17a	壤质土或砂壤土

注: 同列相同组分不同字母表示不同植被恢复土壤年份间差异显著 ($P < 0.05$); 元素磷、钾表示全磷、全钾; 土壤质地根据中国土壤颗粒分布标准。

植被恢复 3 a 的土壤养分相关指标如 MAOC、全氮、全磷和全钾显著高于植被恢复 1 a, 并随着植被恢复时间从 1 a 增加到 3 a, 土壤全碳和 MAOC 均呈增加的趋势, 说明土壤中有机碳含量随着恢复年限的增加逐步累积。这与国内外一些相关研究^[9, 23-25]的结果一致。

在本研究中, 土壤中铵态氮与硝态氮未随植被恢复年限的增加而增加。硝态氮在植被恢复第 2 年时增加, 这可能与排土场植被优势植物为豆科植物有关, 包括苜蓿 (*Medicago sativa* L.), 草木犀 (*Melilotus officinalis* (L.) Pall.), 沙打旺 (*Astragalus adsurgens* Pall.) 等。在植被恢复初期豆科植物作为先锋物种其固氮作用尤为重要, 随恢复年限的增长, 对土壤碳氮的贡献增加。郭宝玲等^[26]发现不同恢复年限退化土壤有机氮组分变化特征随恢复年限增加全氮含量随之增加。在植被恢复第 3 年硝态氮含量降低, 铵态氮随植被恢复年限增加而减少, 这可能是受随水流失以及土壤胶体吸附的影响^[27]。

排土场植被恢复初期的土壤理化性质与土壤碳组分在不同恢复时间明显差异, 这与植物在排土场上的生长时与土壤的相互作用密切相关。随着植被恢复土壤的年份增长, 使得土壤能够不断积累有机物质, 土壤中碳组分含量不断改变, 植被恢复土壤年限更久的排土场土壤的碳组分含量高于植被恢复年限相对短的土壤。并且随着植被恢复时间增加土壤 pH 降低, 土壤中微生物活性增加而加快动植物残体转化进程, 使得土壤中全碳、有机碳、MAOC 含量增加。

2.3 土壤碳变化的驱动因子分析

土壤碳组分与土壤理化性质的相关分析关系结果如表 2 所示。土壤 pH 与全磷呈显著正相关关系, 与 MAOC 呈显著正相关关系, 与铵态氮的负相关关系显著。POC 与 MBC、硝态氮、POC/MAOC、MBC/TC 呈显著正相关, MAOC 与全氮呈显著正相关, 与全磷显著正相关, 与铵态氮呈极显著负相关。MBC 与 POC/MAOC、MBC/TC 和硝态氮正相关关系显著, 与全氮正相关关系显著。POC/MAOC 与 MBC/TC、硝态氮正相关关系显著, MBC/TC 与硝态氮正相关且相关关系显著。全磷和全氮正相关关系显著, 与铵态氮显著负相关。结果表明矿区植被恢复过程中土壤碳组分显著相关的环境因子是土壤 pH、全磷和硝态氮。

表 2 土壤碳组分与土壤性质相关性分析

Table 2 Correlation analysis between soil carbon components and soil physical and chemical characteristics

	全碳	POC	MAOC	MBC	POC/MAOC	MBC/TC	全磷	全钾	全氮	铵态氮	硝态氮	粘沙比	pH
全碳	1												
POC	0.347	1											
MAOC	0.748**	0.46	1										
MBC	0.654*	0.890**	0.785**	1									
POC/MAOC	0.177	0.977**	0.267	0.776**	1								
MBC/TC	-0.277	0.743**	0.021	0.473	0.825**	1							
全磷	0.623*	0.492	0.908**	0.769**	0.335	0.2	1						
全钾	0.753**	0.468	0.837**	0.738**	0.308	-0.018	0.785**	1					
全氮	0.794**	0.576*	0.906**	0.853**	0.399	0.094	0.837**	0.841**	1				
铵态氮	0.714**	0.365	0.406	0.531	0.257	-0.27	0.256	0.566	0.573	1			
硝态氮	0.354	0.997**	0.463	0.896**	0.971**	0.737**	0.499	0.448	0.587*	0.382	1		
粘沙比	0.166	-0.135	0.26	0.053	-0.186	-0.114	0.552	0.269	0.215	-0.056	-0.118	1	
pH	-0.776**	-0.285	-0.563	-0.541	-0.139	0.369	-0.387	-0.705*	-0.682*	-0.944**	-0.297	-0.074	1

注: *表示在 $P < 0.05$ 级别相关性显著; **表示在 $P < 0.01$ 级别相关性显著。

为研究土壤理化性质与土壤碳组分对土壤的调节能力的差异, 更加全面地了解在不同植被恢复年限中土壤理化性质及土壤碳组分的变化。对 2018、2019、2020 及 2021 年土壤的理化性质及土壤碳组分进行主成分分析, 可以清楚直观地反映在不同恢复年限下土壤理化性质及土壤碳组分的具体情况 (图 4)。主成分分析结果发现第 1 主成分 (PC1) 聚集了 55.1% 的数据变异, 第 2 主成分 (PC2) 聚集了 24.2% 的数据变异, 2 主

成分基本能反应不同植被恢复年限中土壤理化性质及土壤碳组分变化的主要情况。PC1 轴上 2018 年影响土壤恢复的土壤指标主要分布在坐标原点附近,在此阶段土壤各指标对土壤影响的差别不大,2019 年土壤指标主要分布在正方向,在该年份中对土壤起主要作用的是土壤全氮、全磷、全钾、硝态氮及土壤 POC、MAOC、MBC。2020 年主要分布在负方向,在此阶段主要由土壤粘沙比对其产生影响作用,2021 年土壤指标主要分布在负方向上,在此阶段主要受到 pH 的影响。

土壤全磷与土壤中全氮、铵态氮相关性显著这可能与土壤中物质转化为含磷、含氮化合物有关^[28]。MAOC 矿物结合有机碳,通常受到保护,不会被微生物利用因而积累有机化合物且分解缓慢^[29]。土壤质地是影响 MAOC 含量的最主要因素^[18]。一般来说,大部分的凋落物仍为残余凋落物,约 12% 矿化为 CO_2 ,13% 转化为 MAOC,植物凋落物质量会影响 MAOC 的稳定和矿化,最终影响土壤质量和生产力^[30]。因此,排土场恢复的植被类型和群落结构差异也可能是导致 MAOC 差异的因素之一。

此外本研究发现在植被恢复初期,土壤全钾与土壤其他指标无显著相关关系,这可能与坡向或其他环境因素(如土壤温度和土壤水分)有关,蒋文惠^[31]发现海拔、坡度、坡向对土壤全磷全钾有显著影响。

而土壤 pH 是影响土壤 MAOC 的重要因子。植被恢复土壤后,土壤的 pH 降低,这可能是因为有有机质转化、土壤微生物活动和作物根系活动释放有机酸到土壤中,进而导致土壤 pH 下降^[32]。而 pH 的下降有利于微生物加快对有机质的分解进而产生更多的有机碳^[33],使得土壤中全碳、MAOC 含量升高。张静静等的研究发现土壤 pH 的下降会提高土壤有机碳和全氮^[34]。在本次研究中发现复垦恢复过程中,在复垦土壤第 1 a 主要因植物及土壤微生物活动使得土壤中 pH 发生变化,从而引起土壤其他理化性质改变,随着复垦时间的增加,土壤 pH 对土壤理化性质影响下降。而在复垦土壤的第 3 a,土壤理化性质的改变主要是由植物凋落物增多、根际分泌物变化及土壤微生物活动增加导致,土壤中铵态氮、硝态氮、MAOC、POC、MBC 是影响复垦土壤理化性质的主要因素。土壤铵态氮与土壤其他理化性质指标以及土壤碳组分均呈负相关关系,说明其可能影响土壤中碳累积。这可能是随着恢复年限以及人工种植豆科植物等因素变化影响土壤中铵态氮被土壤微生物利用,又或者微生物分解利用土壤铵态氮促进植物生长,从而增加了土壤中碳元素的积累^[35]。

本研究发现 POC 和 MBC 含量在植被恢复的第 2 年最高,高于第 3 年,没有随恢复年限增加而增加。土壤 POC 是颗粒有机碳,是植物分解和稳定有机质分解过程的中间产物,易被微生物分解,受气候、土壤质地、植被类型等因素的影响^[36]。作为土壤有机质中的轻质组分,具有可辨认的动植物残体、孢子,一般认为其主要来源是植物^[37]。排土场经过 3 a 的植被恢复土壤 POC 可能与其地上植被种类有较强相关性,未来仍需要进一步加强植被类型与 POC 的相关性研究。MBC 是指土壤中体积在 $5\sim 10\ \mu\text{m}^3$ 的活微生物体内所含的有机碳,为土壤有机质、土壤养分循环与转化的重要动力,是土壤中碳分布的敏感性指标,一般为土壤有机碳含量的 1%~5%。本研究发现植被恢复 3 a 中 MBC 与土壤中全氮、硝态氮相互影响。MBC 与有机碳之比称为土壤微生物熵,可以反映输入土壤的有机质向 MBC 转化的能力,也能表明土壤生态系统中有机碳的损失量,比值越大表明有机碳周转能力越强。

3 结论

1) 与裸露排土场土壤相比,植被恢复显著影响土壤碳组分累积,特别是土壤活性有机质中的 POC 和 MAOC 组分以及 MBC 的含量显著增加,提高了土壤碳周转能力,因此,矿区排土场复垦具有极其重要的意义。

2) 土壤碳组分累积受土壤 pH 的影响和调控,pH 能够显著影响土壤全碳和 MAOC 含量,降低 pH 可增

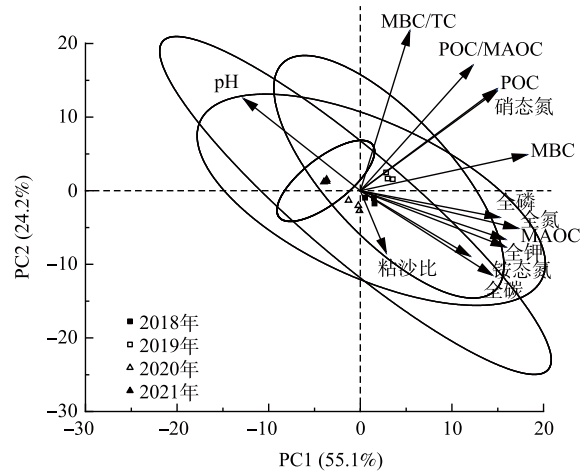


图 4 PCA 主成分分析图

Fig. 4 PCA principal component analysis diagram

加全碳和 MAOC 的含量, 土壤盐碱化将减少土壤碳累积, 因此, 在排土场生态恢复治理的过程中应重视土壤盐碱化治理。

参考文献

- [1] 李晴. 霍林河露天矿区植被类型与植被恢复重建的研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
- [2] 刘志斌. 大型露天煤矿闭坑后的生态环境问题及其对策[J]. *露天采矿技术*, 2003(3): 1-3.
- [3] 速欢, 王文龙, 康宏亮, 等. 露天矿排土场平台-边坡系统侵蚀形态及径流产沙特征[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(9): 3194-3206.
- [4] 刘敬玉, 杨正先, 安东. 扎哈淖尔露天煤矿生态工程与土地复垦浅析[J]. *露天采矿技术*, 2012(5): 77-79.
- [5] 刘飞, 陆林. 采煤塌陷区的生态恢复研究进展[J]. *自然资源学报*, 2009, 24(4): 612-620.
- [6] 石伟, 安宏. 试论矿区土地复垦与生态重建效益[J]. *矿业快报*, 2007, 23(9): 61-63.
- [7] 金立群, 李希来, 孙华方, 等. 不同恢复年限对高寒露天煤矿区渣山植被和土壤特性的影响[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(1): 121-128.
- [8] AHIRWAL J, MAITI S K. Development of technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India[J]. *Catena (Giessen)*, 2018, 166: 114-123.
- [9] 马宁, 李强, 郭玉涛, 等. 神东矿区典型植被不同恢复年限对土壤质量的影响[J]. *中国水土保持*, 2019(11): 59-62.
- [10] 黄元元, 曲来叶, 曲秀春, 等. 镜泊湖岩溶台地不同植被类型土壤微生物群落特征[J]. *生态学报*, 2012, 32(9): 2827-2836.
- [11] 苗娟, 周传艳, 李世杰, 等. 不同林龄云南松林土壤有机碳和全氮积累特征[J]. *生态学杂志*, 2014, 25(3): 625-631.
- [12] 张宇婕. 复垦煤矸石重构土壤有机碳变化及其影响因素研究[D]. 太原: 山西师范大学, 2020.
- [13] SHRESTHA R K, LAL R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation[J]. *Geoderma*, 2011, 161(3): 168-176.
- [14] 李鉴霖, 江长胜, 郝庆菊. 缙云山不同土地利用方式土壤有机碳组分特征[J]. *生态学报*, 2015, 35(11): 3733-3742.
- [15] LUO Z K, RAPHAEL A, Viscarra Rossel, ZHOU S. Distinct controls over the temporal dynamics of soil carbon fractions after land use change[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(8): 4614-4625.
- [16] SOKOL N W, WHALEN E D, JILLING A, et al. Global distribution, formation and fate of mineral - associated soil organic matter under a changing climate: A trait - based perspective[J]. *Functional ecology*, 2022, 36(6): 1411-1429.
- [17] 侯羿林, 张森溪, 李峰, 等. 施肥对高寒草甸土壤团聚体有机质组分及有机碳含量的影响[J]. *中国科技论文在线精品论文*, 2018, 11(3): 292-300.
- [18] 武运涛, 杨森, 王欣, 等. 草地土壤有机质不同组分氮库对长期氮添加的响应[J]. *植物生态学报*, 2021, 45(7): 790-798.
- [19] LÜTZOW M V, Ingrid Kögel- KNABNER I K, FLESSA H, MATZNER E. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms[J]. *Soil biology & biochemistry*, 2007, 39(9): 2183-2207.
- [20] 黄安华. 内蒙古霍林河高海拔高寒露天煤矿生态修复实践[J]. *露天采矿技术*, 2020, 35(6): 84-86.
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国: 中国农业科技出版社, 2000.
- [22] 徐明岗, 于荣, 王伯仁. 土壤活性有机质的研究进展[J]. *中国土壤与肥料*, 2000(6): 3-7.
- [23] ZHAO Z, SHAHROUR I, BAI Z, et al. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2013, 55: 40-46.
- [24] TRIPATHI N, SINGH R S, HILLS C D. Soil carbon development in rejuvenated Indian coal mine spoil[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 90: 482-490.
- [25] 杨鑫光, 李希来, 金立群, 等. 短期恢复下高寒矿区煤矸石山土壤变化特征研究[J]. *草业学报*, 2018, 27(8): 30-38.
- [26] 郭宝玲, 郑祥洲, 余居华, 等. 不同恢复年限退化土壤有机氮组分变化特征[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(1): 92-99.
- [27] 严洁, 于小娟, 唐明. 造林对乌海露天煤矿复垦地土壤养分和碳库的影响[J]. *林业科学研究*, 2021, 34(4): 66-73.
- [28] 郑颖, 冯健, 于世河, 等. 辽东山区不同密度落叶松人工幼龄林林木生长和土壤养分特性[J]. *中南林业科技大学学报*, 2022, 42(01): 94-103.
- [29] 李奇超, 李新举, 闵祥宇. 高潜水位煤矿区完整复垦周期的土壤碳演变特征[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(4): 204-209, 215.
- [30] CORDOVA S C, OLK D C, DIETZEL R N, et al. Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2018, 125: 115-124.
- [31] 蒋文惠. 地形和土地利用对山区土壤养分空间变异的影响[D]. 济南: 山东农业大学, 2014.
- [32] WEI X, HAO M, SHAO M, et al. Changes in soil properties and the availability of soil micronutrients after 18 years of cropping and fertilization[J]. *Soil and Tillage Research*, 2006, 91(1): 120-130.
- [33] 施明, 王锐, 孙权, 等. 腾格里沙漠边缘区植被恢复与土壤养分变化研究[J]. *水土保持通报*, 2013, 33(6): 107-111.
- [34] 张静静, 刘尊驰, 鄯创, 等. 土壤pH值变化对3种草原类型土壤碳氮磷生态化学计量特征的影响[J]. *草业学报*, 2021, 30(2): 69-81.
- [35] KUZUYAKOV Y, XU X. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: Mechanisms and ecological relevance[J]. *New Phytologist*, 2013, 198: 656-669.
- [36] 李秋言, 赵秀兰. 紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征[J]. *环境科学*, 2017, 38(5): 2146-2153.
- [37] 李秋言. 紫色水稻土颗粒有机质 (POM) 及其对重金属的富集特征[D]. 重庆: 西南大学, 2017.

(责任编辑: 曲娜)

Variation of soil carbon and its effect factors in Tongliao opencut coal mine dump during early restoration stages

YANG Man¹, ZHU Yue¹, XU Changyou², LIU Yongjie², ZENG Lixue², QU Laiye^{3,*}

1. College of Life Science and Technology, Mudanjiang Normal University, Mudanjiang 157011, China; 2. Inner Mongolia Energy Limited, The State Power Investment Corporation, Tongliao 028000; 3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

*Corresponding author, E-mail: lyqu@rcees.ac.cn

Abstract To provide the scientific basis and decision support for ecological restoration of mine dump, the variations of soil carbon and its corresponding effect factors in opencut coal mine dump during early restoration stages were studied. Thus, the dump of Tongliao opencut coal mine in Inner Mongolia was taken as the research objects, the investigation and sampling were conducted in the plant rehabilitated soils in 2018, 2019 and 2020, and soil without plant rehabilitation in 2021. Then, the variations and its effect factors for the total soil nitrogen, total soil carbon, soil organic matter, particulate organic matter (POC), mineral-associated organic matter (MAOC) and soil microbial biomass carbon (MBC) during early restoration stages were studied. Results showed soil carbon in the plant rehabilitation soils was significantly higher than that in the control one. The POC and MAOC fractions in soil active organic matter and MBC concentrations increased significantly with the increase of the plant restoration years in mine dump, while the soil total carbon content showed an insignificant difference. Soil pH can significantly affect soil total carbon and MAOC. With extension of plant restoration, soil pH decreased, while soil total carbon and MAOC content increased significantly. There was a negative relationship between soil ammonium nitrogen and soil carbon sequestration. Plant restoration had an important implication on soil carbon accumulation in the mine dump. And ecological restoration also should pay attention to the soil salinization treatment in further practice.

Keywords opencut coal mine; restoration years; soil carbon fraction