

黄土丘陵区植被恢复模式对土壤碳组分的影响

乔磊磊¹, 李袁泽², 翟珈莹^{3,4}, 宋亚辉^{3,4}, 刘国彬^{1,3}

(1.西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100;

2.西北农林科技大学 林学院, 陕西 杨凌 712100; 3.中国科学院 水利部 水土保持研究所

黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100; 4.中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要:为认识黄土丘陵区不同恢复模式对土壤碳组分的影响规律,寻找可以反映植被恢复过程中的土壤碳库质量因子,以纸坊沟流域蟠龙山上 6 种恢复 30 年的植被恢复样地为研究对象,选取坡耕地和区域顶级群落侧柏林(*Platycladus orientalis* L.)为对照,分析了植被恢复过程中土壤有机碳(SOC)、重铬酸钾易氧化态碳(ROC)、高锰酸钾易氧化态碳(LOC)、非活性有机碳(NLOC)、微生物量碳(MBC)、水溶性有机碳(DOC)、盐浸提有机碳(SEOC)、热水浸提有机碳(HWEC)、热水浸提碳水化合物(HWC)的变化特征。结果表明:坡耕地由于不合理的利用方式,土壤碳组分含量较低,不同植被恢复显著增加了土壤活性碳组分,TOC,ROC,LOC,NLOC,MBC,SEOC,DOC,HWEC 和 HWC 的含量分别较坡耕地增加了 109%~228%,153%~338%,94%~212%,102%~271%,109%~142%,117%~288%,66%~149%,166%~279%和 128%~217%,但是和天然侧柏林相比分别低了 55.4%~72.4%,57.2%~75.3%,50.1%~69.0%,59.9%~78.2%,60.2%~65.9%,6.7%~48.6%,2.2%~35.1%,40.1%~58.3%和 55.6%~67.8%,混交林具有较高的碳组分含量,表明混交林恢复模式效果相对好于草地和纯林。不同恢复模式各碳组分和同一恢复模式中不同碳组分敏感性差异较大,并非所有碳组分的敏感性均高于 TOC,在采用土壤碳组分作为土壤质量指标时应根据不同恢复模式选择相应指标。

关键词:黄土丘陵区;植被恢复;土壤碳库组分

中图分类号:S151.9

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)05-0014-7

Effects of Vegetation Restoration Pattern on Soil Carbon Fractions in Loess Hilly Region

QIAO Leilei¹, LI Yuanze², ZHAI Jiaying^{3,4}, SONG Yahui^{3,4}, LIU Guobin^{1,3}

(1.Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2.College of Forestry, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3.State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China; 4.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In order to understand the effect of different restoration patterns on soil carbon fractions in loess hilly region, and find the soil carbon pool's quality factors that can reflect the vegetation restoration process, six 30-year vegetation restoration sample plots on the Panlongshan Mountain in the Zhifanggou watershed were chosen to analyze the variation characteristics of soil organic carbon (SOC), potassium dichromate readily oxidized carbon (ROC), potassium permanganate labile organic carbon (LOC), negative organic carbon (NLOC), microbial biomass carbon (MBC), dissolved organic carbon (DOC), salt extraction of organic carbon (SEOC), hot-water extractable carbon (HWEC), hot water extractable carbohydrate (HWC) during the vegetation restoration process, and the slope cropland and regional climax community (*Platycladus orientalis* L.) were used as controls. The results showed that low soil carbon fraction contents were observed in the slope cropland due to unreasonable utilization, and different vegetation restoration significantly increased

收稿日期:2018-11-04

修回日期:2018-11-27

资助项目:“十三五”国家重点研发计划(2016YFC0501707);科技基础性工作专项(2014FY210100)

第一作者:乔磊磊(1995—),男,河南省洛阳市洛宁县人,硕士研究生,主要从事微生物生态与恢复生态学。E-mail:qiaoleilei0118@163.com

通信作者:刘国彬(1958—),男,陕西省榆林市人,研究员,主要从事水土保持与流域管理研究。E-mail:gbliu@ms.iswc.ac.cn

the soil active carbon fractions, SOC, ROC, LOC, NLOC, MBC, SEOC, DOC, HWEC and HWC increased by 109%~228%, 153%~338%, 94%~212%, 102%~271%, 109%~142%, 117%~288%, 66%~149%, 166%~279% and 128%~217%, respectively, compared to slope cropland; however, compared with natural *Platycladus orientalis* L., the contents of those carbon fractions under different vegetation restoration patterns decreased by 55.4%~72.4%, 57.2%~75.3%, 50.1%~69.0%, 59.9%~78.2%, 60.2%~65.9%, 6.7%~48.6%, 2.2%~35.1%, 40.1%~58.3% and 55.6%~67.8%, respectively, carbon content was higher in the mixed forest, indicating that the mixed forest has a better restoration effect than pure forest and grassland. The sensitivity of carbon fractions in different restoration patterns and different carbon fractions in the same restoration pattern showed large variation, and not all carbon fractions are more sensitive than SOC. The corresponding indicators should be selected according to the different vegetation restoration patterns when using soil carbon fractions as soil quality indicators.

Keywords: loess hilly region; vegetation restoration; soil carbon pool fractions

黄土高原地区是我国水土保持和生态环境保护与修复的重点区域,长期不合理的土地利用方式导致自然植被遭到破坏,水土流失严重,近年来随着退耕还林等生态工程的开展,该区的生态环境得到了极大的改善,揭示土壤固碳机制对于科学定量评价生态恢复过程的土壤效应具有重要的研究意义。土壤活性有机碳虽然仅占土壤有机碳的较小部分,但其移动快、稳定性差、易氧化矿化,易被植物利用,是土壤微生物活动能源和土壤养分的驱动力,常被用于土壤质量指标,反映土壤微小的变化^[1]。由于不同土壤碳组分的本质特性差异,有机碳不同组分对不同恢复模式的响应和敏感度有所不同,易被生物直接利用的活性土壤有机碳最活跃,周转最快,对土地利用变化最敏感,是土壤有机碳中对物理或化学等干扰因素反映最敏感的部分,也是养分循环中具有重要作用的部分。为进一步了解退耕还林植被恢复后土壤有机碳动态特征和周转变化的,深入研究不同恢复模式对生态系统碳储量的影响,以及正确评价和估计退耕后土壤的碳储量、碳周转及动态特征,研究土壤碳库组分显得尤为重要^[2]。认识了解土壤碳库的不同组分对于揭示在不同植被恢复模式下土壤有机碳库动态、碳储量变化以及固碳机制有着重要的意义。

目前在黄土高原地区针对植被恢复过程中的土壤碳组分也开展了较多研究如:黄土台塬区植被恢复对土壤碳组分影响研究中表明林分结构对土壤有机碳的累积有较大影响,混交林对碳的积累效果明显优于纯林^[3];黄土丘陵区退耕植被土壤有机碳库及组分的响应机制研究表明不同碳组分的敏感性和指示作用在不同植被类型有所差异,大规模退耕植被恢复后土壤固碳量和固碳速率明显增加,且退耕植被恢复类型成为主要影响因素^[4];黄土高原不同植被区侵蚀环境下有机碳及其组分分布特征表明森林区的土壤有

机碳库优于森林草原区和草原区,植被区对有机碳库的影响最大^[5];陕北黄土高原不同植被类型土壤活性有机碳组分及酶活性特征研究表明植被恢复与重建对土壤有机碳的积累有促进作用,不同植被类型土壤活性有机碳的分布特征不尽相同^[6]。但是这些研究并未涉及不同碳组分在反映土壤质量时的差异性,不同植被恢复由于物种组成、凋落物构成、土壤生物学特性的不同会导致不同碳组分在响应上的差异,在反映植被恢复过程中碳库的变化规律时应针对不同的恢复类型选择不同组分。因此,本文以黄土丘陵区不同恢复模式的样地为研究对象,旨在从土壤碳库组分方面去分析生态恢复过程中土壤效应,从而为该地区土壤质量评价和优化管理提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域纸坊沟小流域(109°13'46"—109°16'03"E, 36°46'42"—36°46'28"N)位于陕西省安塞县,该流域面积 8.27 km²,海拔 1 100~1 400 m,植被类型为森林草原植被,年均降雨量 549 mm,降雨分布不均多集中在 7—9 月,且多为暴雨^[7]。该流域地处黄土高原丘陵沟壑区第二副区,土壤类型以黄绵土为主,土层深度大于 10 m,多孔疏松,抗蚀能力弱,在自然和人为因素的共同作用下,土壤侵蚀严重,土地质量普遍退化。研究样地设在该流域的蟠龙山上,均为 1975 年在原坡耕地上开始植被恢复的试验样地,共建立了 6 种恢复模式,包括刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.,RP)、柠条(*Caragana korshinskii* Kom.,CA)和油松(*Pinus tabulaeformis* Carr.,PT)3 种纯林模式,油松—紫穗槐(*P. tabulaeformis* Carr.-*Amorpha fruticosa* Linn.,PA)与刺槐—紫穗槐(*R. pseudoacacia* L.-*A. fruticosa* Linn.,RA)2 种混交林模式,和 1 个自然撂

荒草地 (Fallow land, FL), 同时以区域天然次生侧柏林 (*Platycladus orientalis* L., PO) 和流域内相同坡位坡向的坡耕地 (Sloping Cropland, CK) 为对照样地, 其基本特征见表 1。

1.2 样品采集及分析

在各处理试验地设置 3 个小区 (10 m×10 m), 每个小区按 S 型多点采集 0—20 cm 土壤样品, 混合成为一个待测土壤样品, 土壤样品带回室内后分成两份, 1 份鲜样过 2 mm 筛用于测定土壤微生物量碳 (MBC)、水溶性有机碳 (DOC) 和盐浸提有机碳 (SEOC), 1 份样品风干后过 1 mm 和 0.25 mm 筛后测定土壤基本理化性质和其他活性碳组分^[8]。土壤有机碳 (TOC)、全氮 (TN)、全磷 (TP)、碱解氮 (AN)、速效磷 (AP) 及速效钾 (AK) 含量采用常规方法测定^[9]。土壤高锰酸钾易氧化态碳 (LOC) 主要由热水浸提碳和不明确的活性碳组分构成, 采用 333 mmol/l 的高锰酸钾溶液 25 ml, 振荡 1 h, 离心 5 min (转速 2 000 次/min), 取上清液用去离子水按 1:250 稀释, 然后将稀释液在 565 nm 比色, 根据高锰酸钾浓度的变化求出样品的活性有机碳^[10]。土壤重铬酸钾易氧化态碳 (ROC) 除了 LOC 含量, 还有由富里酸、腐殖酸和腐殖质构成的有机化合物, 采用重铬酸钾容量法—水合热法, 将 0.5 g 土壤置于锥形瓶中, 加入 10 ml 0.167 mol/l K₂Cr₂O₇, 然后加入 20 ml 浓硫酸, 反应后, 通过滴定 1.0 mol/l FeSO₄ 溶液测定过量的重

铬酸钾, 根据 FeSO₄ 的滴定量来计算未反应的重铬酸钾, 从而得出参与反应的重铬酸钾量求出样品中的易氧化碳^[11-12]。非活性有机碳 (NLOC) 为 TOC 和 LOC 的差值。水溶性有机碳 (DOC) 主要包括溶解在土壤溶液中不同种类的低分子量有机质和以胶体状态悬浮于土壤溶液中的大分子量有机质, 主要存在于土壤腐殖质酸性部分, 其 35%~47% 存在于胡敏酸中, 用蒸馏水浸提, 25℃ 恒温震荡 1 h 后, 离心 10 min, 过 0.45 μm 滤膜抽滤, 其滤液直接在有机碳自动分析仪 (Tekmar-Dohrmann Apollo 9000 TOC Combustion Analyzer) 上测定含碳量^[13]。热水浸提有机碳 (HWEC) 主要成分是碳水化合物和含氮化合物, 特别是氨基氮和胺化物, 主要来源于土壤微生物生物量和根系分泌物, 存在土壤溶液中或被微弱地吸附在土壤矿物和腐殖质大分子上, 用蒸馏水浸提, 80℃ 恒温震荡 20 h 后, 离心 10 min, 过 0.45 μm 滤膜抽滤, 其滤液在有机碳自动分析仪上测定含碳量^[14]。热水浸提土壤碳水化合物 (HWC) 其主要以多糖形式存在, 采用 Safarik 和 Santruckova 的苯酚—硫酸法, 将 1 ml 滤液与 1 ml 5% 的苯酚溶液加入试管中, 然后立即加入 5 ml 的浓硫酸, 摇晃 10 s, 静置 1 h, 在 485 nm 下测量吸光值^[15]。盐浸提有机碳 (SEOC) 包含蔗糖和其他可溶性有机碳, 采用 K₂SO₄ 溶液, 充分振荡 30 min 过滤, 迅速测定滤液中含碳量^[16-17]。土壤微生物量碳 (MBC): 采用氯仿熏蒸浸提方法测定^[18]。

表 1 样地基本特征

样地	植被类型	坡向	坡度/(°)	海拔/m	林下草本类型/作物类型
CK	坡耕地 Sloping farmland	N	22	1175	谷子 <i>Setaria italic</i> L.
GL	荒草地 Grassland	N	20	1206	铁杆蒿 <i>Artemisia gmelinii</i>
RP	刺槐林 <i>R.pseudoacacia</i> L.	N 10°E	32	1129	胡枝子—长芒草 <i>Lespedeza bicolor</i> Turcz.— <i>Stipa bungeana</i> Trin.
CA	柠条林 <i>C.korshinkii</i> Kom.	N 45°W	24	1029	铁杆蒿—长芒草 <i>Artemisia gmelinii</i> — <i>Stipa bungeana</i> Trin.
PT	油松林 <i>P.tabulaeformis</i> Carr.	N	27	1166	铁杆蒿—披针苔草 <i>Artemisia gmelinii</i> — <i>Carex lanceolata</i> Boott.
PA	油松—紫德槐 <i>P.tabulaeformis</i> Carr.— <i>Amorpha fruticosa</i> Linn.	N	24	1142	铁杆蒿—长芒草 <i>Artemisia gmelinii</i> — <i>Stipa bungeana</i> Trin.
RA	刺槐—紫德槐 <i>R.pseudoacacia</i> L.— <i>A.fruticosa</i> Linn.	N 56°W	27	1185	铁杆蒿 <i>Artemisia gmelinii</i> .
PO	侧柏林 <i>Platycladus orientalis</i> L.	N 1°W	33	1283	披针苔草 <i>Carex lanceolat</i> Boott.

1.3 数据统计分析

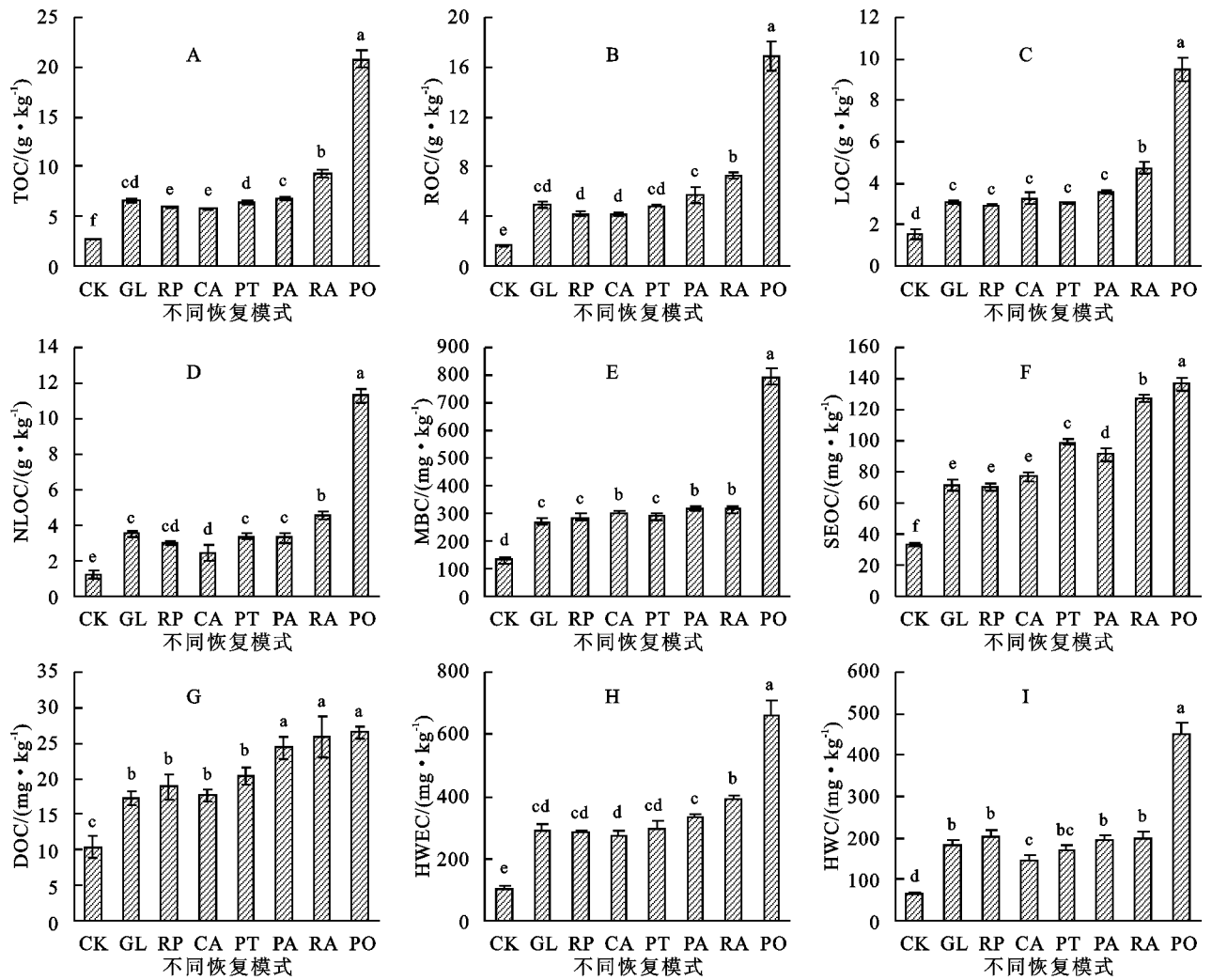
敏感性指数 (SI) 采用 Banger 等的方法计算, 具体如下公式: SI=(C 组分在各处理含量—C 组分在对照中的含量)/C 组分在对照中的含量^[19]。采用 Excel 2013 和 SPSS 21.0 对数据进行初步整理和统计分析, Duncan 法进行差异显著性检验, 显著性水平 0.05; 采用 Excel 进行数据绘图。

2 结果与分析

2.1 植被恢复模式对 TOC 及其组分的影响

经过 30 a 的植被恢复, 6 种恢复模式的 TOC,

ROC, LOC 和 NLOC 含量分别较坡耕地增加了 109%~228%, 153%~338%, 94%~212% 和 102%~271%, 但是和天然侧柏林相比低了 55.4%~72.4%, 57.2%~75.3%, 50.1%~69.0% 和 59.9%~78.2% (图 1)。总体来说, TOC, ROC 和 NLOC 增加幅度最大的是 RA, 随后分别是 PA, GL 和 PT, 增幅最小的是 RP 和 CA。LOC 增幅最大的是 RA, 其他 5 种模式增幅没有显著差异。ROC, LOC 和 NLOC 分别占 TOC 的 60.2%~84.2%, 46.8%~57.0% 和 43.0%~54.3%, TOC, ROC, LOC 和 NLOC 的变异系数分别为 67.9%, 74.1%, 60.9% 和 75.0%。



注:字母不相同代表样地之间达到 5% 的显著差异。

图 1 不同恢复模式模式 TOC 及其组分变化特征

MBC 和 SEOC 的变化范围为 129~794 mg/kg 和 33~137 mg/kg , 其中两个组分在坡耕地最小, 在天然侧柏林最大, 6 种恢复模式分别较坡耕地增加了 109%~142% 和 117%~288%, 但是和天然侧柏林相比低了 60.2%~65.9% 和 6.7%~48.6% (图 1)。SEOC 增幅最大的是 RA, 随后是 PT>PA>CA>GL 和 RP, MBC 在 RA, PA、和 CA 3 个恢复类型没有显著差异, 增幅高于 GL, RP 和 PT, 后 3 种类型也没有显著差异。MBC 和 SEOC 分别占 TOC 的 3.4%~5.3% 和 0.7%~1.5%, 变异系数分别为 57.5% 和 37.9%。

DOC, HWEC 和 HWC 的变化范围为 10.4~26.5 mg/kg , 103~661 mg/kg 和 63~451 mg/kg , 其中 3 个组分在坡耕地最小, 在天然侧柏林最大, 6 种恢复模式分别较坡耕地增加了 66%~149%, 166%~279% 和 128%~217%, 但是和天然侧柏林相比低了 2.2%~35.1%, 40.1%~58.3% 和 5.5%~67.8% (图 1)。DOC 含量在 RA, PA 和 PO 中没有显著差异, 而在 GL, RP, CA 和 PT 这 4 个模式中显著低于

RA 和 PA。HWEC 在 6 种恢复模式中, 与坡耕地相比, RA 增幅最大, 其次是 PA, CA 最低。而 HWC 在 PT, GL, RP, PA 和 RA 5 个恢复模式中没有显著差异, 除了 PT 外均显著高于 CA。DOC, HWEC 和 HWC 分别占 TOC 的 1.3~3.8%, 3.2%~4.8% 和 2.2%~3.4%, 变异系数分别为 26.7%, 44.7% 和 55.0%。

2.2 不同植被恢复模式下 TOC 及其组分的敏感性分异特征

不同恢复模式各有机碳组分敏感性差异较大 (图 2), 在同一恢复模式中不同组分的敏感性差异也较大。总的来说, PA 和 RA 具有相对高的 SI, 而 CA 则具有较低的 SI。HWEC, WHC, NLOC 和 ROC 具有较高的 SI, DOC, MBC 和 LOC 的 SI 较小, 且低于相同模式下 TOC 的 SI。

2.3 土壤碳库组分与养分相关性分析

相关分析表明除 DOC 与 AP 外土壤有机碳组分与土壤化学性质具有显著的相关性 (表 2)。由于在分析相关性中我们计算了 PO, 而 PO 的相关指标

含量显著高出其他处理,因此本研究中相关系数较其他研究高,我们进一步排除了 PO 这个处理,进行了相关性分析,相关性系数变小,但是仍旧达到显著水平。

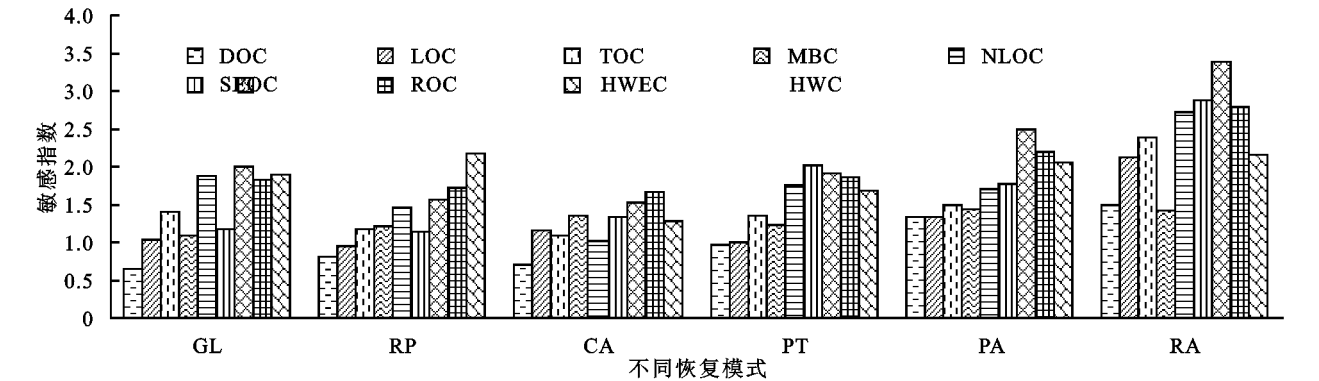


图 2 不同恢复模式下土壤碳组分敏感性分异特征

表 2 不同恢复模式碳库组分与养分因子相关性分析									
R	TOC	ROC	LOC	NLOC	MBC	DOC	HWEC	HWC	SEOC
TN	0.992 **	0.989 **	0.987 **	0.986 **	0.991 **	0.665 **	0.975 **	0.980 **	0.778 **
AN	0.971 **	0.965 **	0.974 **	0.958 **	0.933 **	0.751 **	0.977 **	0.936 **	0.870 **
TP	0.547 **	0.553 **	0.565 **	0.526 **	0.504 **	0.693 **	0.668 **	0.627 **	0.698 **
AP	0.568 **	0.558 **	0.554 **	0.572 **	0.498 **	0.153	0.501 **	0.456 *	0.391 *
AK	0.545 **	0.546 **	0.595 **	0.500 **	0.544 **	0.552 **	0.659 **	0.566 **	0.655 **
pH	-0.949 **	-0.940 **	-0.954 **	-0.936 **	-0.897 **	-0.601 *	-0.895 **	-0.869 **	-0.749 **

注: * 表示差异达显著水平($p<0.05$), ** 表示差异达极显著水平($p<0.01$)。

3 讨论与结论

天然林群落作为区域顶级群落,养分和能量循环基本稳定,常被认为土壤碳吸收和呼吸基本达到平衡,土壤质量最好^[20]。本研究表明天然侧柏林群落具有高的有机碳含量,而当天然林开垦为农地后,有机碳显著降低,这跟前人的研究一致^[21-22]。首先坡耕地较天然生态系统的地上地下生物量显著降低^[23],而这些生物量减少了土壤 C,N,P 的输入;其次耕作破坏了土壤团聚体结构加速了 TOC 的矿化作用^[24-25];再次,坡耕地面临着严重的土壤侵蚀,导致了 TOC 的流失^[26-27]。而大量研究证明在干旱半干旱地区植被恢复可以增加 TOC 含量^[28-29],这主要是由于植被恢复后增大了有机物的输入,土壤微生物活性和数量增加,促进了对有机物的分解作用,同时增大了地表覆盖,减少了土壤侵蚀对 TOC 的流失作用。不同恢复模式由于凋落物生物量、化学组成和分解速率不同,导致 TOC 在土壤中的累积效果不同^[25]。本研究中混交林具有一个高的生物量和有机物贮存库,因此在 TOC 累积中作用高于纯林。荒草地恢复 TOC 含量高于纯林,这和 Fu 等^[28]研究结果不同,他们认为在 TOC 恢复能力荒草地模式没有豆科灌木强,不同模式对植物根系分配模式的差异是引起 TOC 变化差异的主要因素,本研究中荒草地一般是浅根性植

物,而灌木是深根性植物,我们采集的土壤样品主要是 0—20 cm 表层,而这一层是草本植物根系主要分布的区域,所以促进了 TOC 的积累。植被类型会导致土壤 TOC 浓度产生分化,但是不同植被类型的影响并未达成一致^[28,30]。Chen 等研究表明灌木比其他 3 种纯林恢复模式效果更好,这跟我们的结论一致^[30]。Poeplau 和 Don 发现由于阔叶林的凋落物较针叶容易被矿化,因此阔叶林比针叶林更容易积累土壤 TOC^[31]。这和本研究略有不同,我们研究发现油松林的 TOC 高于刺槐林,这主要是本研究区处于干旱半干旱过渡带,土壤微生物活性较弱,而针叶林较低的分解速率导致枯落物层较厚,从而为微生物提供了一个相对较为湿润的环境,促进了微生物生长,加快了有机物的分解,提高了土壤 TOC 积累。

土壤活性有机碳指土壤中迁移快、不稳定、易氧化、矿化,并对植物和土壤微生物具有较高活性的那部分有机碳,但是到目前土壤活性有机碳还没有一个严谨、确切的定义,不同的学者分别提出了不同的定义,但总体来说都认为土壤活性有机碳并非一种单纯的化合物,它是土壤生态系统中十分活跃的重要化学组分,对土壤中化学物质的溶解、吸附、解吸、吸收、迁移乃至生物毒性等行为均有显著影响。其中重铬酸钾和高锰酸钾是最常见的中性氧化试剂,通过用它们提取的活性组分 ROC 和 LOC 可以快速的反映土壤

管理措施和环境因子变化对土壤碳的影响^[10,12,32-34]。ROC 和 LOC 由于提取试剂氧化能力上的不同,其构成存在较大差异。Strosser 认为 LOC 主要由热水浸提碳和不明确的活性碳组分构成,而 ROC 除了前面提到的物质外,还有由富里酸、腐殖酸和腐殖质构成的化合物,因此 ROC 较 LOC 在 TOC 中比例高^[35]。本研究中 ROC 占 TOC 的 60.2%~84.2%,这跟前人研究基本吻合^[36-37],但是略高于 Zhang 等和 Jiang 等的结果^[34,38]。ROC 常被用于反映土壤有机碳的氧化能力,其比例越高越容易氧化和越不稳定,本研究中相对于坡耕地,不同恢复模式导致 ROC 及其在 TOC 中的比例升高,表明植被恢复后 TOC 的氧化能力增强,稳定性降低。

溶解性有机碳主要来源:一方面是内部土壤自身所含有的,另一方面是外部植被凋落物、植物残体经淋溶作用而进入土壤的有机碳,或者来自人类施肥等活动带进土壤中的溶解性有机碳,作为生态系统的重要组成部分,其影响着陆地和水域生态系统的生产力、元素循环等。溶解性有机碳在矿质土壤中含量低,占比小,可以作为活性有机物质被微生物直接吸收、利用,对土壤中有机物质和无机物质的转化、迁移和降解产生重要影响,并在一定条件下可以与土壤有机质的其他组分之间相互转化。本研究中所测定 4 种溶解性碳组分含量大小依次为 HWEC, HWC, SEOC 和 DOC,且均在坡耕地最小,在 PO 最大,表明随着植被恢复,输入系统的有机物质逐渐增多,积累物质加快,为微生物生长提供了更多的物质来源,促进了微生物的生长与繁衍,加速了枯枝落叶的分解速率,进一步提高了土壤养分补给和碳库含量。MBC 作为反映微生物的指标可以灵敏的反映有机质变化,本研究中 MBC 和其他碳组分变化规律相似,表明在植被恢复后,微生物生长所需要的物质增多,促进了微生物生长,土壤生态系统功能得到显著提高。

相关分析表明,各活性碳组分均和 TOC 和主要肥力因子具有显著的相关性,证明了土壤活性有机碳对土壤肥力状况具有一定的指示作用。不同活性碳组分在同一种恢复模式中敏感性差异较大,表明植被恢复过程的不同碳水化合物变化规律不一致,而同一碳库组分在不同模式中敏感性也存在差异,这主要与植被恢复的凋落物组成以及土壤微生物区系有关。并非所有碳组分的敏感性均高于 TOC,说明在采用土壤碳组分作为土壤质量指标时应根据具体情况选择相应指标。

综上所述,侵蚀环境下的坡耕地由于不合理的利用方式,土壤碳组分含量较低,不同植被恢复显著增

加了土壤活性碳组分,但不同模式各碳组分和同一恢复模式中不同碳组分的响应规律不同,其敏感性差异较大,混交林具有较高的敏感性,且混交林碳组分含量较高,总体来说混交林恢复模式效果相对好于草地和纯林,并非所有碳组分的敏感性均高于 TOC。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] 刘梦云.黄土台塬区植被恢复对土壤碳组分影响研究[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2011.
- [3] 姚小萌.子午岭植被恢复下土壤碳库演变特征及影响机理研究[D].西安:陕西师范大学,2016.
- [4] 赵发珠.黄土丘陵区退耕植被土壤 C, N, P 化学计量学特征与土壤有机碳库及组分的响应机制[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2015.
- [5] 张宏.黄土高原不同植被区侵蚀环境下有机碳及其组分分布特征[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2013.
- [6] 董扬红.陕北黄土高原不同植被类型土壤活性有机碳组分及酶活性特征研究[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2015.
- [7] 马芊红,张光辉,耿韧,等.黄土高原纸坊沟流域不同土地利用类型土壤质量评价[J].水土保持研究,2018,25(4):30-35,42.
- [8] 姜培坤,周国模,徐秋芳.雷竹高效栽培措施对土壤碳库的影响[J].林业科学,2002,38(6):6-11.
- [9] 李西开.土壤农业化学常规分析方法[M].北京:科学出版社,1983.
- [10] Blair G J, Lefroy R D B, Lise L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems [J]. Australian Journal of Agricultural Research, 1995,46(7):1459-1466.
- [11] Chan K Y, Bowman A, Oates A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys[J]. Soil Science, 2001,166(1):61-67.
- [12] 孙彩丽,刘国彬,马海龙,等.不同沙生植被土壤易氧化有机碳组分及其含量的差异[J].草地报,2012,20(5):863-869.
- [13] Ghani A, Dexter M, Perrott K W. Hot-water extractable carbon in soils: A sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2003,35(9):1231-1243.
- [14] Sparling G, Vojvodic-Vukovic M, Schipper L A. Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1998,30

- (10/11):1469-1472.
- [15] Safarik I, Santruckova H. Direct determination of total soil carbohydrate content[J]. *Plant and Soil*, 1992,143(1):109-114.
 - [16] Graham M H, Haynes R J, Meyer J H. Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in south africa[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002,34(1):93-102.
 - [17] Haynes R J. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999,31(13):1821-1830.
 - [18] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1990,22(8):1167-1169.
 - [19] Banger K, Toor G S, Biswas A, et al. Soil organic carbon fractions after 16-years of applications of fertilizers and organic manure in a typic rhodalfs in semi-arid tropics[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 86(3):391-399.
 - [20] Gil-Sotres F, Trasar-Cepeda C, Leiros M C, et al. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005,37(5):877-887.
 - [21] Balesdent J, Besnard E, Arrouays D, et al. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence[J]. *Plant and Soil*, 1998,201(1): 49-57.
 - [22] Covalada S, Gallardo J F, García-Oliva F, et al. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico)[J]. *Soil Use & Management*, 2011,27(2):186-194.
 - [23] Slobodian N, Van Rees K, Pennock D. Cultivation-induced effects on belowground biomass and organic carbon[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002,66(3): 924-930.
 - [24] Haynes R J. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1999,30(3):210-216.
 - [25] Shepherd T G, Saggar S, Newman R H, et al. Tillage-induced changes to soil structure and organic carbon fractions in new zealand soils[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2001,39(3):465-489.
 - [26] Gregorich E G, Greer K J, Anderson D W, et al. Carbon distribution and losses: Erosion and deposition effects[J]. *Soil and Tillage Research*, 1998,47(3):291-302.
 - [27] Polyakov V, Lal R. Modeling soil organic matter dynamics as affected by soil water erosion [J]. *Environment International*, 2004,30(4):547-556.
 - [28] Fu X, Shao M, Wei X, et al. Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China[J]. *Geoderma*, 2010,155(1):31-35.
 - [29] Preger A C, Koesters R, Du Preez C C, et al. Carbon sequestration in secondary pasture soils: A chronosequence study in the south african highveld[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010,61(4):551-562.
 - [30] Chen L, Gong J, Fu B, et al. Effect of land use conversion on soil organic carbon sequestration in the loess hilly area, loess plateau of china [J]. *Ecological Research*, 2007,22(4):641-648.
 - [31] Poeplau C, Don A. Sensitivity of soil carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe [J]. *Geoderma*, 2013,192(1):189-201.
 - [32] Magid J, Bruun S, Neergaard A D. Relating soil carbon fractions to land use in sloping uplands in northern Thailand[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2009,131(3):229-239.
 - [33] Culman S W, Snapp S S, Freeman M A, et al. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2012,76(2):494-504.
 - [34] Zhang S, Wen J, Li T, et al. Soil carbon fractions of restored lands in Liusua River Valley, Sichuan [J]. *Ecological Engineering*, 2012,40:27-36.
 - [35] Strosser E. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview [J]. *Journal of Agrobiology*, 2010,27(2):49-60.
 - [36] Moharana P C, Sharma B M, Biswas D R, et al. Long-term effect of nutrient management on soil fertility and soil organic carbon pools under a 6-year-old pearl millet-wheat cropping system in an inceptisol of subtropical india[J]. *Field Crops Research*, 2012,136:32-41.
 - [37] Mosquera O, Buurman P, Ramirez B L, et al. Carbon replacement and stability changes in short-term silvo-pastoral experiments in Colombian Amazonia [J]. *Geoderma*, 2012,170:56-63.
 - [38] Jiang P K, Qiu-Fang X U. Abundance and dynamics of soil labile carbon pools under different types of forest vegetation[J]. *Pedosphere*, 2006,16(4):505-511.