

DOI: 10.5846/stxb201806301443

田思惠,柳鑫,金宝成,陈玉连,汪依妮,田晓龙,赵学春.三工河流域琵琶柴群落凋落物对土壤有机碳固定的影响.生态学报,2019,39(14): - .
Tian S H, Liu X, Jin B C, Chen Y L, Wang Y N, Tian X L, Zhao X C. Effects of litter on soil organic carbon fixation in *Reaumuria soongorica* communities in the Sangong River basin. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(14): - .

三工河流域琵琶柴群落凋落物对土壤有机碳固定的影响

田思惠¹, 柳鑫², 金宝成¹, 陈玉连¹, 汪依妮³, 田晓龙¹, 赵学春^{1,*}

¹ 贵州大学动物科学学院, 贵阳 550025

² 中国科学院植物研究所, 北京 100093

³ 贵州省草地技术试验推广站, 贵阳 550025

摘要: 土壤有机碳是土壤碳库的重要组成部分, 对生态系统生产力和全球碳循环有着重要作用。本研究采用凋落物收集器和 DIRT 法(添加和去除凋落物法)研究三工河流域两处不同琵琶柴群落凋落物的产量、现存量、凋落物处理对土壤有机碳的影响。结果表明: 群落 1 和群落 2 的凋落物产量季节变化趋势相同, 均呈“N”型变化, 在 10 月份达到最大值, 7 月或 8 月份达到次大值。凋落物现存量随季节均呈现“W”型变化, 在 10 月份达到最大值, 最大值分别为 30.65 g/m² 和 57.87 g/m²。土壤有机碳随土壤深度的增加均逐渐降低, 群落 1 和群落 2 分别下降了 61.73—62.39% 和 18.24—25.84%。与对照处理相比, 去除凋落物处理(NL)的群落 1 和群落 2 土壤有机碳分别降低了 6.97% 和 18.38%; 添加凋落物处理(DL)的土壤有机碳分别增加了 19.64% 和 13.66%; 去除凋落物处理(NL)的群落 1 和群落 2 土壤有机碳储量分别为 1007.36 kg/hm² 和 709.30 kg/hm², 添加凋落物处理(DL)的土壤有机碳储量分别为 1197.88 kg/hm² 和 1010.78 kg/hm²。双因素方差分析表明群落 1 的土层深度和三种处理对土壤有机碳的交互作用不显著, 群落 2 的交互作用显著。回归分析显示土壤水分、电导率、pH、容重和温度是导致两琵琶柴群落土壤有机碳不同的主要生态因子。相对较高的土壤 pH 和盐分含量抑制了凋落物的分解, 导致凋落物现存量较高、土壤有机碳含量低; 相对较高的土壤含水量和较小的容重, 有利于土壤生物的活性和土壤有机碳的矿化, 导致土壤有机碳含量降低。

关键词: 琵琶柴群落; 凋落物处理; 土壤有机碳; 土壤因子

Effects of litter on soil organic carbon fixation in *Reaumuria soongorica* communities in the Sangong River basin

TIAN Sihui¹, LIU Xin², JIN Baocheng¹, CHEN Yulian¹, WANG Yini³, TIAN Xiaolong¹, ZHAO Xuechun^{1,*}

¹ College of Animal Science, Guizhou University, Guiyang 550025, China

² Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

³ Guizhou Grassland Technology Test and Extension Station, Guiyang 550025, China

Abstract: Soil organic carbon is an important component of the soil carbon pool, and plays a key role in ecosystem productivity and the global carbon cycle. In this research, litter removal and detritus input treatment (DIRT) methods were used to study the litter productivity, litter amount, and effects of different litter treatments on the soil organic carbon in two *Reaumuria soongorica* communities in the Sangong River Basin. The results showed that the litter productivities of two communities had almost identical seasonal changes; they reached their second-maximum and maximum values in July (August) and October, and both showed “N” distributions. The litter amount also presented similar seasonal change trends;

基金项目: 贵州省科技厅-贵州大学联合基金项目(黔科合 LH 字[2017] 7288 号); 国家自然科学基金青年项目(31700390)

收稿日期: 2018-06-30; **网络出版日期:** 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xczhao@gzu.edu.cn

both showed “W” distributions, and reached their maximum values of 30.65 g/m² and 57.87 g/m² in October, respectively. The soil organic carbon content gradually reduced with soil depth; Community 1 and Community 2 decreased by 61.73%—62.39% and 18.24%—25.84%, respectively. The average soil organic carbon content of Community 1 and Community 2 was reduced by 6.97% and 18.38% by the litter removal treatment (no litter, NL), and increased by 19.64% and 13.66% by the litter treatment (double litter, DL), respectively. The soil organic carbon storage values of Community 1 and Community 2 were 1007.36 kg/hm² and 709.30 kg/hm² after NL treatment, and 1197.88 kg/hm² and 1010.78 kg/hm² after DL treatment, respectively. Two-way analysis of variance showed that the interaction of soil organic carbon between the soil depths and three litter treatments was significant in Community 2, but not Community 1. Regression analysis showed that soil properties were determinants of the differences in soil organic carbon between the two communities. The relatively high litter amount and low soil organic carbon content were attributed to the high soil pH and salt content, which inhibited litter decomposition. Otherwise, the relatively high soil water content and low soil bulk density promoted both soil organism activity and soil organic carbon mineralization, which led to the decrease in soil organic carbon content.

Key Words: *Reaumuria soongorica* communities; litter treatments; soil organic carbon; soil factors

土壤有机碳是土壤碳库的重要组成部分,对生态系统生产力和全球碳循环具有重要作用,据估计,土壤有机碳含量为 1500 Pg^[1],是陆地生物量的 2.4 倍^[2],大气碳库的 2 倍^[1],土壤有机碳储量的轻微变化会对大气 CO₂ 浓度产生显著影响^[3]。面对全球变暖,减缓大气 CO₂ 的增速成为科学界的重要研究主题^[4]。热带和温带地区的生产力虽然较高,但其持续固碳的潜力较为有限^[5]。面积广阔的干旱区一方面可以通过盐碱土本身的中和反应吸收大量 CO₂,以无机碳的形式贮存在土壤中;另一方面以植被恢复的方式固定数量可观的 CO₂,以有机碳的形式较为稳定的存在土壤中^[1, 6]。

凋落物作为有机质和养分的重要储存库^[7],分解释放的有机碳是土壤碳库的重要来源之一,植物 90% 以上的净生产量均以凋落物形式返回地表^[8],通过分解作用进入土壤的有机碳占地上净生产量的 50% 以上^[9]。干旱区生态系统植被稀疏、生物多样性低、土壤盐碱化程度高,凋落物分解和有机碳释放对改良贫瘠土壤显得尤为重要。由于土壤有机碳的量巨大,很难实现在短期内检测到土壤有机碳明显的变化。而通过人为改变凋落物输入方式和量化凋落物量可以解决这一难题。

因此,本研究采用 DIRT 法(添加和去除凋落物法)^[10],人为改变土壤有机碳输入,实现在短期内观察土壤有机碳和碳循环的变化,并辅以野外土壤、凋落物定位连续观测等实验方法,探究三工河流域两个不同琵琶柴群落凋落物动态及其对土壤有机碳的贡献,分析土壤有机碳变化与生态因子的关系,为深入理解我国干旱区荒漠生态系统碳循环过程及其对全球气候变化的响应提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于新疆维吾尔自治区阜康市中国科学院阜康荒漠生态国家野外科学观测研究站,地理坐标为 87°43′—88°44′E, 43°45′—45°29′N。气候类型属典型温带大陆性气候,冬季寒冷,夏季酷热。年均温度 6.6℃,最高气温 42.6℃,最低气温 -41.6℃;年降水量 164 mm,冬季冻土深度 1 m 以上。土壤类型为荒漠盐碱土,成土母质以冲击物为主,生物过程较弱,有机质含量低(<4.0 g/kg),pH>8.5。植被类型为荒漠植被,以柽柳科(Tamaricaceae)琵琶柴属(*Reaumuria*)、柽柳属(*Tamarix*)、蒺藜科(Zygophyllaceae)白刺属(*Nitraria*)、霸王属(*Sarcosygium*)、藜科(Chenopodiaceae)梭梭属(*Haloxylon*)、猪毛菜属(*Salsola*)、碱蓬属(*Suaeda*)等为主要建群种。

1.2 样地设置与野外控制实验

在研究区选取两个分布距离较近,但外貌结构具有显著差别的琵琶柴群落,基本情况见表 1。

表 1 两个琵琶柴群落的基本情况

Table 1 Characteristics of two <i>Reaumuria soongorica</i> communities		
项目 Item	群落 1 Community 1	群落 2 Community 2
海拔 Altitude/m	485	462
经纬度 Longitude & latitude	N44°20.147', E88°07.807'	N44°19.090', E87°50.337'
物种数目 Number of species	8	4
伴生种 Accompanying species	角果藜 (<i>Ceratocarpus arenarius</i>), 猪毛菜 (<i>Salsola collina</i>), 梭梭 (<i>Haloxylon ammodendron</i>)	猪毛菜 (<i>Salsola collina</i>), 小果白刺 (<i>Nitraria sibirica</i>)
pH 值	8.73	9.32
高度 Plant height (cm)	26.4	27.93
盖度 Coverage (%)	27.2	32.8
冠幅 Crown area (m ² /plant)	0.42	0.66
密度 density (株/m ²)	0.66	0.57
多度 Drude abundance	5.33	6.67
生物量 Biomass (g/m ²)	100.56	140.26

于 2012 年 5 月初开始,分别在两个琵琶柴群落选取 3 个 25 m×25 m 的样地,在每个样地内设置 5 个 50 cm×50 cm 的凋落物收集器(网孔 1 mm×1 mm),收集器用支架支起,距离地面 15—20 cm,每月(6—10 月)定期收集收集器内凋落物,带回实验室,检出凋落物中的石子、昆虫等杂质,置于烘箱,于 65℃ 下烘干 48 小时,称重。

采用 DIRT 法进行凋落物控制实验,在上述每个样地中分别设置对照处理(LCK)、去除凋落物处理(NL)、添加凋落物处理(DL),样方大小 1 m×1 m,重复 3 次。其中,允许凋落物正常凋落到 LCK 的样方内,每月月初将 NL 样方内的凋落物清理干净,并均匀撒在 DL 的样方内,DL 每月添加量为凋落物产量,添加量见图 2。同时在处理样方内每月随机选取 3 个样点,用土钻依次钻取 0—5 cm、5—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层的土壤,用于测定有机碳含量。

同时,每月在每个 25 m×25 m 的样地内,随机选取 3 个样点进行土壤样品采集,去除地表凋落物,用土钻依次钻取 0—5 cm、5—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层的土壤各约 300 g,用于分析土壤含水量、pH 值、电导率、全碳、全氮等指标。并在每个样方内挖掘土壤剖面,用土壤环刀(内径 50.46 mm,高 50.02 mm)每隔 10 cm 分层垂直采集用于测定土壤容重的样品,采用 Em50 长期固定监测以上土层的土壤温度。

1.3 室内分析

用于测定土壤容重的样品在 105℃ 烘干至恒重,同时测定土壤含水量。用于测定其他指标的土壤样品,置于干燥阴凉处风干,挑去石块、根系、未分解的有机质,过 100 目土壤筛。采用 pH 计和 DDSJ-308 型电导仪测定土壤(水土为 5:1 的混合液)pH 值和电导率。用 K₂Cr₂O₇外加热法测定土壤有机碳含量。使用 Vario El III 元素分析仪测定土壤全碳、全氮含量。

1.4 数据处理

土壤有机碳总量 TOC(kg/hm²)按公式(1)计算^[11]:

$$TOC = Cs \times h \times \rho \times 10^4$$

式中:Cs 为样品的 C 含量(%),h 为土层厚度(m),ρ 为土壤容重(g/cm³)。

数据分析均在 SPSS16.0 中进行,采用方差分析、线性回归、二次项拟合和逐步回归的方法进行数据分析。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

由图 1 可见,群落 2 的土壤含水量、电导率和土壤 pH 值基本均高于群落 1,群落 2 的土壤容重、温度和土

壤全氮、全碳含量均低于群落1。群落1和群落2的土壤含水量随土壤深度的增加而增大,在20—30 cm土层达到最大,最大值分别为7.18%和9.68%。群落1和群落2的土壤电导率随土壤深度的增加呈先增加后降低的趋势,在10—20 cm和5—10 cm处达到最大,最大值分别为3.90 ms/cm和6.33 ms/cm。群落1的土壤容重随土壤深度的增加呈逐渐下降的趋势,群落2呈逐增大的趋势。在0—5 cm和20—30 cm土层达到最大值,最大值分别为1.43 g/cm³和1.29 g/cm³。群落1的pH值呈现先增加后减小再增加的趋势,变化范围为8.10—8.78,平均pH为8.63;群落2的pH值呈先减小后增加的趋势,范围变化为9.04—9.67,平均pH为9.36。群落1和群落2的土壤温度随土壤深度的增加均呈现先升高后降低的趋势,群落1的各土层的温度显著高于群落2,群落1和群落2的土壤均温分别为26.65℃和21.54℃。群落1和群落2的全氮含量随着土壤深度的增加均呈降低的趋势,在20—30 cm土层处达到最小,最小值分别为0.47 g/kg和0.49 g/kg,平均值分别为0.59 g/kg和0.53 g/kg。群落1和群落2全碳含量随着土层深度的增加呈降低的趋势,在土层0—5 cm和10—20 cm处均差异显著,平均值分别为11.26 g/kg和10.01 g/kg。

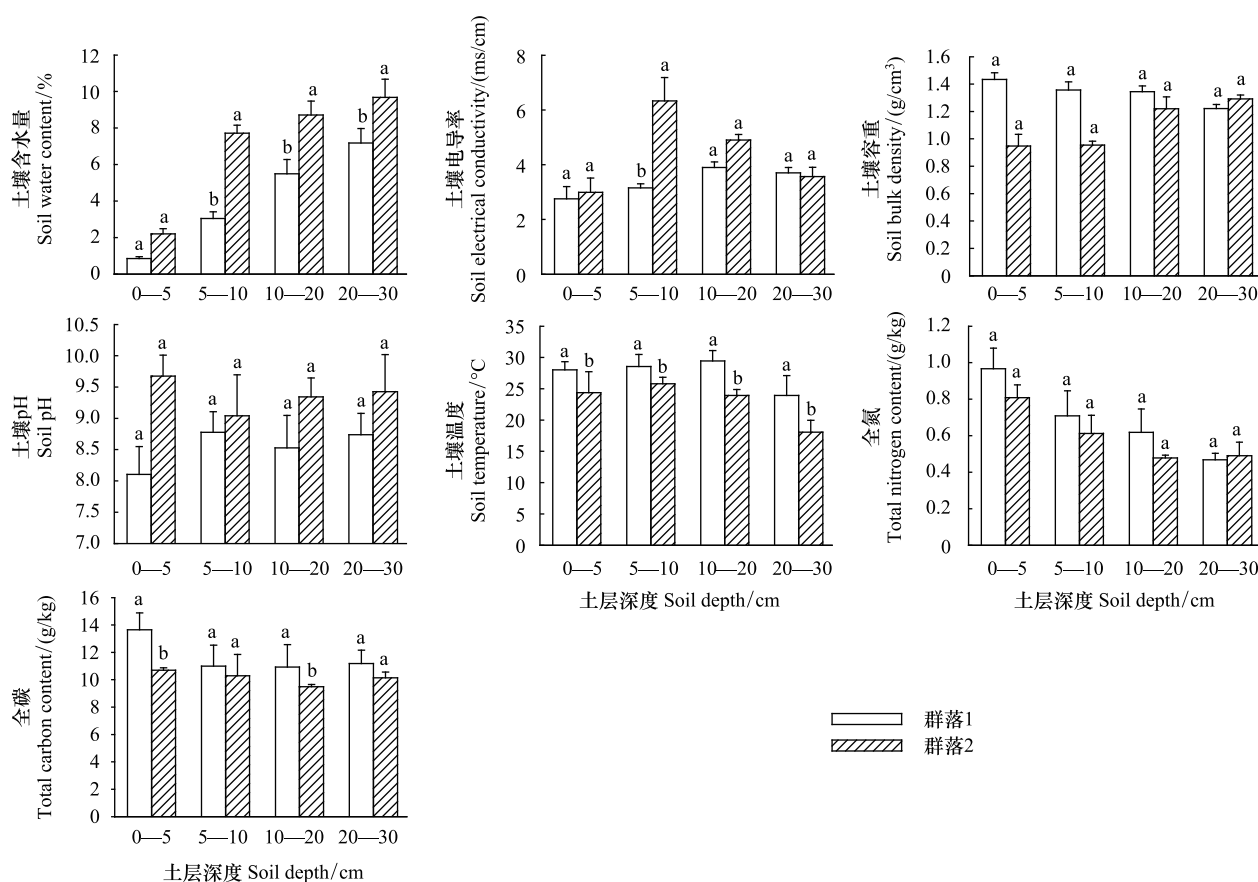


图1 0—30 cm的土壤含水量、电导率、容重、pH、温度、全碳和全氮的变化(平均值±标准误差)

Fig.1 The changes of each ecological factor in 0—30 cm soil layer (mean±SE)

不同字母表示在相同时间和土层深度下两个群落的指标存在显著差异 ($P < 0.05$)

2.2 凋落物产量和现存量

由于自然条件的限制,从11月到翌年5月,凋落物产量非常有限,本研究以2012年6—10月的凋落物产量代替全年凋落物产量^[12]。由图2可知,群落1和群落2的凋落物产量季节变化趋势相同,在10月份达到最大值,7或8月份达到次大值,均呈“N”型分布。其中,群落1的8月和10月凋落物产量分别占总产量的25.23%和31.85%,群落2的7月和10月凋落物产量分别占总产量的27.89%和30.88%。群落1和群落2的凋落物现存量差异显著,群落2的凋落物现存量显著大于群落1。群落1的凋落物现存量呈“N”型变化,在

10 月份达到最大值,为 30.65 g/m^2 ;群落 2 的凋落物现存量呈“W”型变化,亦在 10 月份达到最大值,为 57.87 g/m^2 。

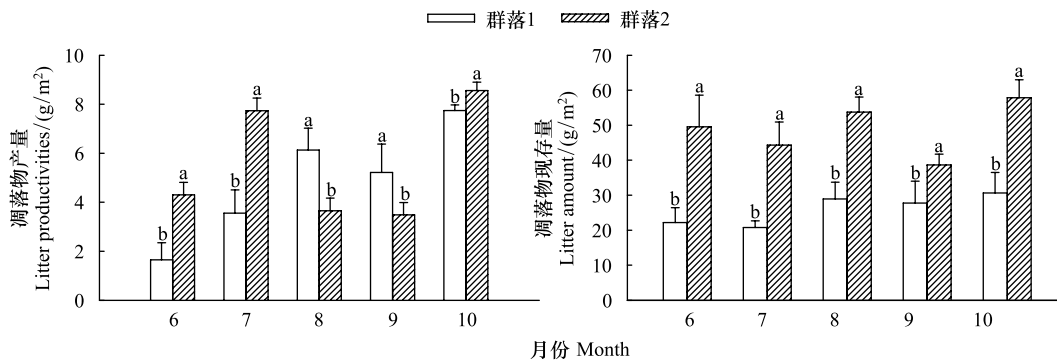


图2 凋落物产量和现存量随季节的变化(平均值±标准误差)

Fig.2 Season changes in litter productivities and litter amount (mean±SE)

不同字母表示在相同时间下两个群落凋落物产量和现存量存在显著差异 ($P < 0.05$)

2.3 凋落物处理对土壤有机碳的影响

如图 3 所示,整个野外控制实验期间,群落 1NL 处理的土壤有机碳与 LCK 相比,在 30 天、90 天和 150 天后依次降低了 1.10%、5.66%和 6.97%;DL 处理的土壤有机碳在 30 天、90 天和 150 天后依次增加了 6.87%、10.67%和 19.64%。同样,与 LCK 相比,群落 2NL 处理的土壤有机碳与 LCK 相比,在 30 天、90 天和 150 天后依次降低了 11.28%、16.82%和 18.38%;DL 处理的土壤有机碳在 30 天、90 天和 150 天后依次增加了 14.44%、1.38%和 13.66%。

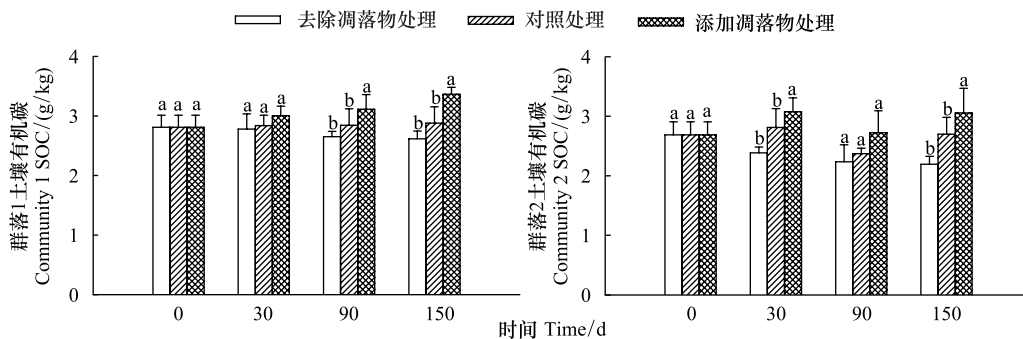


图3 琵琶柴群落不同凋落物处理的土壤有机碳随时间变化(平均值±标准误差)

Fig.3 Changes of soil organic carbon at the three treatments of two *Reaumuria soongorica* communities (mean±SE)

不同字母表示相同时间下琵琶柴群落不同凋落物处理的土壤有机碳存在显著差异 ($P < 0.05$)

在三种凋落物处理下,群落 1 的土壤有机碳(图 4 所示)随土壤深度的增加均呈逐渐降低的趋势。从 0—5 cm 到 5—10 cm 土层,土壤有机碳在 NL、LCK 和 DL 处理下,分别下降了 61.76%、62.39%和 61.73%。群落 2 的土壤有机碳呈现与群落 1 相同的趋势,从 0—5 cm 到 5—10 cm 土层土壤有机碳下降稍缓,土壤有机碳在 NL、LCK 和 DL 处理下,分别下降了 23.24%、25.84%和 18.24%。

群落 1 和群落 2 的土壤有机碳储量(见图 5)在 DL 处理下达到最大,分别为 1197.88 kg/hm^2 和 1010.78 kg/hm^2 ;在 NL 处理下最低,分别为 1007.36 kg/hm^2 和 709.30 kg/hm^2 。

2.4 凋落物和生态因子对土壤有机碳的影响

线性回归分析可知(表 2),群落 1 的土壤有机碳随凋落物产量的增加呈逐渐降低的趋势,随凋落物现存量的增加均呈逐渐增大的趋势,且相关性显著。与群落 1 相比,群落 2 的土壤有机碳随凋落物产量和现存量的增加均呈逐渐增大的趋势,且相关性显著。

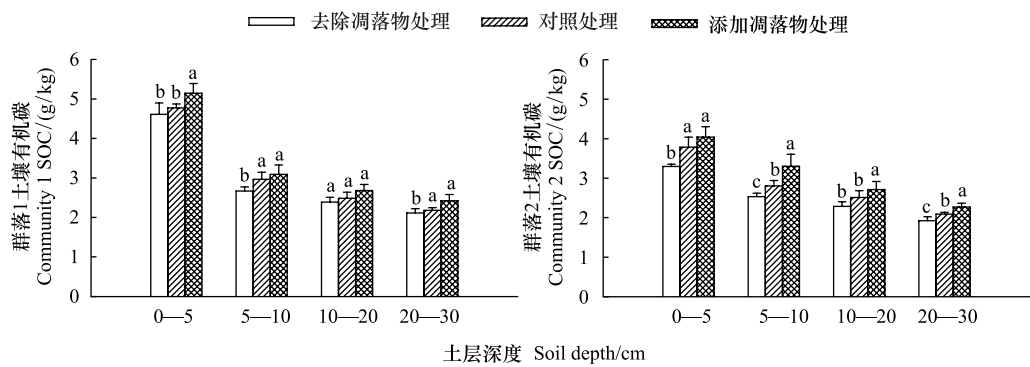


图 4 两琵琶柴群落土壤有机碳随土壤深度的变化 (平均值±标准误差)

Fig.4 Changes of soil organic carbon of two *Reaumuria soongorica* communities at different soil depth (mean±SE)

不同字母表示同一土层琵琶柴群落不同凋落物处理的土壤有机碳存在显著差异 ($P<0.05$)

的增加均呈逐渐增加的趋势,且相关性显著。

由表 3 可见,群落 1 和群落 2 的土壤有机碳与土壤水分、容重、全氮和全碳关系均显著,与土壤电导率和土壤温度的关系均不显著。群落 1 和群落 2 中土壤有机碳随土壤含水量的增加呈先减少后增加的趋势,当土壤含水量分别为 6.19% 和 16.5% 时,土壤有机碳达到最小值。在可视范围内,群落 1 的土壤有机碳随土壤容重的增加而增加,当容重为 1.19 g/cm^3 时,土壤有机碳最小,群落 2 中土壤有机碳随土壤容重的增加而减小,当容重为 2.17 g/cm^3 时,土壤有机碳最小。群落 1 的土壤有机碳随土壤 pH 的增加先减小后增加的趋势,在土壤 pH 为 8.58 时,土壤有机碳达到最小;与群落 1 相比,群落 2 表现出相反的趋势,在土壤 pH 为 9.60 时达到最大。在可视范围内,群落 1 和群落 2 的土壤有机碳随全氮和全碳含量增加均呈增加的趋势。

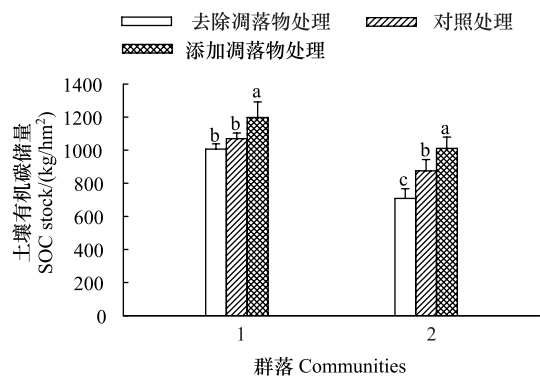


图 5 两琵琶柴群落的土壤有机碳储量 (平均值±标准误差)

Fig.5 Soil organic carbon stock in two *Reaumuria soongorica* communities (mean±SE)

不同字母表示同一琵琶柴群落不同凋落物处理的土壤有机碳储量存在显著差异 ($P<0.05$)

表 2 土壤有机碳与凋落物产量和现存量的回归方程

Table 2 Regression equation between soil organic carbon and litter productivities, litter amount

群落 Communities	自变量 Independent variables	样本数 Number of samples	回归方程 Regression equation	R ²
1	凋落物产量	15	$y = 6.67 - 0.37x$	0.929 *
	凋落物现存量		$y = 1.18 + 0.06x$	0.998 **
2	凋落物产量	15	$y = 2.26 + 0.03x$	0.998 **
	凋落物现存量		$y = -0.52 + 0.06x$	0.999 **

显著性水平 Significance levels: * *, $P<0.01$; *, $P<0.05$.

由表 4 可见,土壤含水量、电导率、土壤容重、pH 值和土壤温度进入群落 1 土壤有机碳的逐步回归方程中,是影响群落土壤有机碳的主导因子。土壤含水量、电导率、pH 值和土壤温度进入群落 2 土壤有机碳的逐步回归方程中,是影响群落 2 土壤有机碳的主导因子。

土壤深度和凋落物处理对土壤有机碳的交互作用如表 5 所示,单因素(土层深度、凋落物处理)对群落 1 和群落 2 的土壤有机碳均有极显著作用;土层深度×凋落物三种处理对群落 2 的土壤有机碳具有明显的交互作用,对群落 1 的交互作用不明显。

表 3 土壤有机碳与土壤含水量、电导率、土壤容重、pH 值、土壤温度、全氮和全碳的回归方程
Table 3 Regression equations between soil organic carbon and SWC,SEC,SBD,pH,ST,TN,TC

群落 Communities	生态因子 Ecological factors	回归方程 Regression equation	样本数 Number of samples	R ²
1	SWC	$y = 5.42 - 0.99x + 0.08x^2$	0.900 **	12
	SEC	$y = 12.32 - 7.24x + 1.23x^2$	0.674	12
	SBD	$y = 45.37 - 72.54x + 30.47x^2$	0.586 *	12
	pH	$y = 498.00 - 114.05x + 6.56x^2$	0.886 **	12
	ST	$y = -14.82 + 1.31x - 0.02x^2$	0.113	12
	TN	$y = 1.45 + 0.43x + 2.62x^2$	0.687 **	12
	TC	$y = 8.55 - 1.38x + 0.08x^2$	0.530 *	12
2	SWC	$y = 4.46 - 0.33x + 0.01x^2$	0.885 **	12
	SEC	$y = 4.82 - 0.94x + 0.10x^2$	0.177	12
	SBD	$y = 7.70 - 6.00x + 1.38x^2$	0.589 *	12
	pH	$y = -272.11 + 57.40x - 2.99x^2$	0.304	12
	ST	$y = 1.45 + 0.01x + 0.002x^2$	0.319	12
	TN	$y = 1.21 + 1.72x + 1.50x^2$	0.717 **	12
	TC	$y = 4.12 - 0.57x + 0.04x^2$	0.468 *	12

y,土壤有机碳,Soil organic carbon(g/kg);SWC,土壤含水量,Soil water content(%);pH,土壤 pH;SBD,土壤容重,Soil bulk density(g/cm³);SEC,土壤电导率,Soil electrical conductivity(ms/cm);ST,土壤温度,Soil temperature(℃);TN,全氮,Total nitrogen content(g/kg);TC,全碳,Total carbon content. 显著性水平 Significance levels: ** ,*P*<0.01; * ,*P*<0.05

表 4 土壤有机碳与生态因子的逐步回归分析
Table 4 Stepwise regression analysis of soil organic carbon and ecological factors

群落 Communities	逐步回归方程 Stepwise regression equation	R ²
1	$B = -24.32 - 0.31SWC - 0.09SEC - 1.87SBD - 1.82pH - 0.06ST$	0.979 **
2	$B = 0.85 - 0.19SWC + 0.09SEC + 0.25pH + 0.03ST$	0.917 **

B,土壤有机碳,Soil organic carbon(g/kg);SWC,土壤含水量,Soil water content(%);pH,土壤 pH;SBD,土壤容重,Soil bulk density(g/cm³);SEC,土壤电导率,Soil electrical conductivity(ms/cm);ST,土壤温度,Soil temperature(℃).显著性水平 Significance levels: ** ,*P*<0.01; * ,*P*<0.05

表 5 土壤有机碳与三种处理和不同土层之间的双因素方差分析
Table 5 Two-way analysis of variance between soil organic carbon and three treatments and different soil layers

群落 Communities	土壤有机碳 Soil organic carbon		
	土层深度 Soil depth	三种处理 Three treatments	土层深度×三种处理 Soil depth × three treatments
1	444.26 **	16.31 **	0.62
2	179.35 **	63.17 **	2.65 *

显著性水平 Significance levels: ** ,*P*<0.01; * ,*P*<0.05

3 讨论

3.1 凋落物产量与现存量

研究表明,凋落物产量和现存量主要因温度、降水和土壤质地的不同而产生较大差异^[13]。湿润地区,温度是控制凋落物生产和分解的主要因素^[14];干旱和半干旱地区,水分则成为主要因素。不同生态系统类型的凋落物产量和现存量有较大出入^[13-14],受极端环境的影响,干旱区植被稀疏、植株低矮、生物量较低,致使凋落物产量普遍较低^[15]。本文以琵琶柴为建群种的三工河流域两个荒漠群落凋落物年产量为 24.3 g/m²和 27.72 g/m²,处在相同气候条件下优势木本凋落物产量的范围内(7.43—194.27 g/m²),明显低于索诺兰荒漠生态系统的凋落物产量(60—375 g/m²)^[16]。凋落物产量的高峰出现在生长季节末期(10 月),7 月、8 月为次高

峰。受月均温、月降水和土壤因子的影响,生长季后期凋落物量较高占全年凋落物量的大部分,本研究在 7 月和 8 月出现了较高的凋落物量,10 月出现了凋落物产量和现存量最大值,凋落物月变幅较大,主要是由于夏季的高温少雨和秋冬季节的低温等极端恶劣气候所致,琵琶柴通过脱落大量的叶片和枯死组织来维持正常的生命活动^[17-18]。

凋落物的不断生产和分解,决定了凋落物地面现存量^[19]。本文中两处琵琶柴群落的凋落物现存量分别为 30.65 g/m²和 57.87 g/m²,高于中国西北地区草地生态系统凋落物的现存量(9.00—25.00 g/m²),接近草地生态系统的凋落物现存量(60 g/m²)。琵琶柴群落凋落物产量虽然不高,但三工河流域气候干燥,降水稀少,冬季漫长,特殊的自然环境条件限制了土壤动物和微生物活动,凋落物分解周期长,地表凋落物更容易积累,因而凋落物现存量相对较高。

3.2 凋落物对土壤有机碳的影响

土壤有机碳储量的形成与变化是一个长期的过程,地表凋落物的积累和分解为土壤有机碳储量提供了更为快速和重要的有机碳源^[20-21]。土壤有机碳与凋落物量呈正相关关系^[18,22-26],去除凋落物使土壤有机碳降低^[27-28];增加凋落物能够改善土壤理化条件和微生物活性,促进凋落物分解和土壤有机碳输入。本研究表明,去除凋落物使两个琵琶柴群落土壤有机碳降低了 6.97%和 18.39%,国内外去除凋落物降低有机碳的范围多在 18%—24%^[25-26,29]。但也有研究得出去除凋落物处理的表层土壤有机碳未发生显著变化^[26],可能是因为土壤有机碳来自地下根系的输入^[30]。群落 1 和群落 2 细根在 0—10 cm 土层仅占 17.95%和 11.49%,而在 10—30 cm 土层内占比达 67.78%和 52.66%^[31],表层(0—5 cm)根系极少,土壤有机碳的变化主要受凋落物分解的影响。两个群落的凋落物产量相差不大,但群落 2 的凋落物现存量却比群落 1 高出近 1 倍,因此群落 1 的凋落物分解速率要快于群落 2,导致群落 1 表层土壤有机碳含量升高。本研究中,倍添凋落物使两个琵琶柴群落土壤有机碳增加了 19.64%和 13.66%,与多数研究结果一致^[29,32-34]。但也有学者得出添加凋落物促进土壤有机碳的损失^[35],添加的凋落物提高了土壤微生物和酶活性,促进了土壤有机碳的矿化,因而降低土壤有机碳含量。

此外,凋落物对土壤有机碳的作用除了受地带性气候条件影响外,微环境条件也是起直接作用的重要因素,土壤表层微生物、湿度、温度、盐分、酸碱度、质地等是对土壤有机碳起重要影响的因子。本研究也得出了影响两个琵琶柴群落的土壤有机碳动态的主导因子为土壤水分、电导率、pH、容重和土壤温度。群落 2 相对较高的 pH 和盐分含量抑制了凋落物的分解,导致其凋落物现存量较高、土壤有机碳含量较低;群落 2 的土壤具有盐渍现象,表层疏松,容重较小^[31],加上土壤含水量较高,更利于土壤生物的活性和土壤有机碳的矿化,进一步降低了土壤有机碳含量。

参考文献 (References):

- [1] Bertrand I, Delfosse O, Mary B. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: apparent and actual effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(1): 276-288.
- [2] 陈同斌, 陈志军. 土壤中溶解性有机质及其对污染物吸附和解吸行为的影响. *植物营养与肥料学报*, 1998, 4(3): 201-210.
- [3] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 2006, 440(7081): 165-173.
- [4] Arnold S, Otieno D, Onyango J, Koellner T, Huwe B, Tenhunen J. Soil properties along a gradient from hillslopes to the savanna plains in the Lambwe Valley, Kenya. *Soil and Tillage Research*, 2015, 154: 75-83.
- [5] Liao C Z, Luo Y Q, Fang C M, Li B. Ecosystem carbon stock influenced by plantation practice: implications for planting forests as a measure of climate change mitigation. *PLoS One*, 2010, 5(5): e10867.
- [6] Lai Z R, Zhang Y Q, Liu J B, Wu B, Qin S G, Fa K Y. Fine-root distribution, production, decomposition, and effect on soil organic carbon of three revegetation shrub species in northwest China. *Forest Ecology and Management*, 2016, 359: 381-388.
- [7] Kim C. Soil carbon storage, litterfall and CO₂ efflux in fertilized and unfertilized larch (*Larix leptolepis*) plantations. *Ecological Research*, 2008, 23(4): 757-763.
- [8] Loranger G, Ponge J F, Imbert D, Lavelle P. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 247-252.

- [9] McNaughton S J, Oesterheld M, Frank D A, Williams K J. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 1989, 341 (6238) : 142-144.
- [10] Nadelhoffer K J, Boone R D, Bowden R D, Canary J D, Kaye J, Micks P, Ricca A, Aitkenhead J A, Lajtha K, McDowell W H. The DIRT experiment : litter and root influences on forest soil organic matter stocks and function//Foster D, Aber J, eds. *Forests in time: the environmental consequences of 1000 years of change in New England*. New York: Oxford University Press, 2004.
- [11] Veldkamp E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58 (1) : 175-180.
- [12] 程积民, 万惠娥, 胡相明, 赵艳云. 半干旱区封禁草地凋落物的积累与分解. *生态学报*, 2006, 26 (4) : 1207-1212.
- [13] 温丁, 何念鹏. 中国森林和草地凋落物现存量的空间分布格局及其控制因素. *生态学报*, 2016, 36 (10) : 2876-2884.
- [14] 葛结林, 熊高明, 李家湘, 徐文婷, 赵常明, 卢志军, 李跃林, 谢宗强. 中国南方灌丛凋落物现存量. *植物生态学报*, 2017, 41 (1) : 5-13.
- [15] 赵学春, 来利明, 朱林海, 王健健, 王永吉, 周继华, 姜联合, 鲁洪斌, 赵春强, 郑元润. 三工河流域琵琶柴群落特征与土壤因子的相关分析. *生态学报*, 2014, 34 (4) : 878-889.
- [16] Martínez-Yrízar A, Núñez S, Miranda H, Búrquez A. Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran desert communities. *Plant Ecology*, 1999, 145 (1) : 37-48.
- [17] Búrquez A, Martínez-Yrízar A, Núñez S. Sonoran desert productivity and the effect of trap size on litterfall estimates in dryland vegetation. *Journal of Arid Environments*, 1999, 43 (4) : 459-465.
- [18] Pavón N P, Briones O, Flores-Rivas J. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments*, 2005, 60 (1) : 1-13.
- [19] Austin A T, Vivanco L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 2006, 442 (7102) : 555-558.
- [20] Cotrufo M F, Soong J L, Horton A J, Campbell E E, Haddix M L, Wall D H, Parton W J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 2015, 8 (10) : 776-779.
- [21] Sokol N W, Kuebbing S E, Karlsen-Ayala E, Bradford M A. Evidence for the primacy of living root inputs, not root or shoot litter, in forming soil organic carbon. *New Phytologist*, 2019, 221 (1) : 233-246.
- [22] Rees R M, Bingham I J, Baddeley J A, Watson C A. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma*, 2005, 128 (1/2) : 130-154.
- [23] Pedersen L B, Bille-Hansen J. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, Sitka spruce and beech stands in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 1999, 114 (1) : 55-70.
- [24] 王海涛, 张银太, 何兴东, 高玉葆, 薛莘莘, 张宁. 干旱区油蒿生物量凋落分解与土壤呼吸. *中国沙漠*, 2007, 27 (3) : 455-459.
- [25] Bowden R D, Deem L, Plante A F, Peltre C, Nadelhoffer K, Lajtha K. Litter input controls on soil carbon in a temperate deciduous forest. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78 (S1) : S66-S75.
- [26] Fekete I, Kotroczo Z, Varga C, Nagy P T, Várbíró G, Bowden R D, Tóth J A, Lajtha K. Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 74 : 106-114.
- [27] 龚伟, 胡庭兴, 王景燕, 宫渊波, 冉华. 川南天然常绿阔叶林人工更新后枯落物对土壤的影响. *林业科学*, 2007, 43 (7) : 112-119.
- [28] Xiong Y M, Xia H P, Li Z A, Cai X A, Fu S L. Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. *Plant and Soil*, 2008, 304 (1/2) : 179-188.
- [29] Leff J W, Wieder W R, Taylor P G, Townsend A R, Nemergut D R, Stuart Grandy A, Cleveland C C. Experimental litterfall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest. *Global Change Biology*, 2012, 18 (9) : 2969-2979.
- [30] Weatherly H E, Zitzer S F, Coleman J S, Arnone III J A. In situ litter decomposition and litter quality in a Mojave desert ecosystem: effects of elevated atmospheric CO₂ and interannual climate variability. *Global Change Biology*, 2010, 9 (8) : 1223-1233.
- [31] 赵学春, 来利明, 朱林海, 王健健, 王永吉, 周继华, 姜联合, 马远见, 赵春强, 郑元润. 三工河流域两种琵琶柴群落细根生物量、分解与周转. *生态学报*, 2014, 34 (15) : 4295-4303.
- [32] Vincent A G, Turner B L, Tanner E V J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61 (1) : 48-57.
- [33] Sayer E J, Wright S J, Tanner E V J, Yavitt J B, Harms K E, Powers J S, Kaspari M, Garcia M N, Turner B L. Variable responses of lowland tropical forest nutrient status to fertilization and litter manipulation. *Ecosystems*, 2012, 15 (3) : 387-400.
- [34] Six J, Conant R T, Paul E A, Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 2002, 241 (2) : 155-176.
- [35] Fontaine S, Bardoux G, Abbadie L, Mariotti A. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters*, 2010, 7 (4) : 314-320.