

DOI: 10.11766/trxb202309040355

CSTR: 32215.14.trxb202309040355

马维伟, 刘强, 李广, 常文华. 甘肃尕海湿地不同植被退化阶段土壤颗粒有机碳含量及动态[J]. 土壤学报, 2025, 62 (1): 189–200.

MA Weiwei, LIU Qiang, LI Guang, CHANG Wenhua. Temporal Dynamics and Content of Soil Particulate Organic of Gahai Wetland in Gansu Province During Vegetation Degradation Succession [J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62 (1): 189–200.

甘肃尕海湿地不同植被退化阶段土壤颗粒有机碳含量及动态*

马维伟¹, 刘 强^{2†}, 李 广¹, 常文华¹

(1. 甘肃农业大学林学院, 兰州 730070, 2. 甘肃农业大学信息科学技术学院, 兰州 730070)

摘 要: 研究高寒湿地植被退化过程中土壤颗粒有机碳 (POC) 的变化特征及其影响因素, 可为深入理解高寒湿地土壤碳库动态对气候变化和人类活动的响应提供基础数据。以甘肃尕海湿地区内不同植被退化程度的沼泽草甸 (未退化 ND、轻度退化 SD、中度退化 MD 和重度退化 HD) 湿地土壤为研究对象, 研究了植被退化过程中湿地土壤 POC 在 2016 年和 2017 年生长季的变化特征及其与环境之间的关系。结果表明: (1) 植被退化显著降低了湿地表层 (0~10 和 10~20 cm) 土壤 POC 含量, 而对其他土层 (20~40、40~60、60~80 和 80~100 cm) 土壤 POC 含量影响不显著。(2) 随生长季的推移, 表层土壤 POC 含量呈现先降后升的趋势, 但其他土层土壤 POC 含量无明显变化, 2016 年土壤 POC 含量和变幅均高于 2017 年。(3) 采样时间、植被退化和土壤深度均对 POC 影响显著, 同时对土壤 POC 有显著交互作用。(4) 全氮和地下生物量是影响土壤有机碳组分变化的主导因素。植被退化可能导致青藏高原湿地表层土壤碳库中积累的大量 POC 损失, 使青藏高原湿地成为一个潜在碳源。

关键词: 植被退化; 土壤颗粒有机碳; 时空分布; 尕海湿地

中图分类号: S153 文献标志码: A

Temporal Dynamics and Content of Soil Particulate Organic of Gahai Wetland in Gansu Province During Vegetation Degradation Succession

MA Weiwei¹, LIU Qiang^{2†}, LI Guang¹, CHANG Wenhua¹

(1. College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China; 2. College of Information Science and Technology, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China)

Abstract: 【Objective】 Soil particulate organic carbon (POC) is a key player in the transformation and sequestration of soil carbon pools. However, POC content is significantly regulated by changes in soil environment. Therefore, this study

* 甘肃省 2024 年度重点人才项目 (甘南黄河上游退化湿地固碳增汇技术研究与人才培养)、甘肃省拔尖领军人才项目 (GSBJLJ-2023-09) 和甘肃省财政专项项目 (GSCZZ-20160909) 资助 Supported by the 2024 Key Talent Projects in Gansu Province, China (Research and Talent Training on Carbon Sequestration Technology of Degraded Wetlands in Gannan, the Upstream of the Yellow River), the Top Leading Talent Project in Gansu Province, China (No. GSBJLJ-2023-09) and the Special Financial Gansu Province, China (No. GSCZZ-20160909)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: liuq@gsau.edu.cn

作者简介: 马维伟 (1980—), 男, 甘肃靖远人, 博士, 教授, 主要从事湿地土壤碳氮循环。E-mail: maww@gsau.edu.cn

收稿日期: 2023-09-04; 收到修改稿日期: 2024-05-24; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2024-07-15

was aimed to clarify the change of POC and its influencing factors with vegetation degradation of alpine wetlands, in an attempt to provide certain basic data for further understanding the responses of soil carbon pool dynamics to climate change and human activities in alpine wetland. 【Methods】 In this study, the swampy meadow of Gahai wetland in the northeastern edge of the Qinghai-Tibet Plateau (QTP) was taken as the study area. In the typical vegetation growth area around Gahai Lake, the spatial instead of temporal method was used to characterize the degree of degradation. Sample plots were set up by selecting lots with gentle terrain and consistent slope orientation. Different vegetation degradation levels were classified according to the indicators of plant species composition, aboveground biomass, community height and cover. Soil samples were collected from four vegetation degradation levels, including non-degraded (ND), slightly degraded (SD), moderately degraded (MD), and heavily degraded (HD) in swampy meadow at Gahai wetland. The contents of soil POC were investigated in the growing seasons of 2016–2017 by field sampling and laboratory analysis. Three-factor analysis of variance was used to analyze the effects of vegetation degradation, soil layer, sampling time and their interactions on soil moisture, soil organic carbon (SOC) and POC contents. Redundancy analysis was performed to determine the dominant factors affecting the change of SOC components in each vegetation degradation levels. 【Results】 The results showed that vegetation degradation significantly decreased the amount of POC at soil surface layers (0–10 and 10–20 cm), but there was no significant effect on the deep layers (20–40, 40–60, 60–80 and 80–100 cm). As the growing season progresses, the contents of POC at 0–10 and 10–20 cm layers decreased first and then increased in four vegetation degradation levels. However, the contents of POC at the other deep layers did not change significantly. In terms of inter-annual variation, soil POC levels and fluctuations were higher in 2016 than in 2017. Analysis of variance (ANOVA) showed that the sampling time, the vegetation degradation and soil layer had significant effects on the POC content, respectively. Meanwhile, the interaction of sampling time, vegetation degradation and soil layer had a significant effect on soil POC content. To further identify the intrinsic factors affecting changes in POC content. Redundancy analysis was utilized to reveal the differences between the studied factors. The results showed that total nitrogen and below-ground biomass were the main factors driving changes in soil organic carbon fractions. 【Conclusion】 In summary, the process of vegetation degradation in alpine wetlands may impair the accumulation of surface soil carbon pools in the wetlands of the QTP. The original POC accumulation is gradually lost with the increasing degree of vegetation degradation. This phenomenon suggests that vegetation degradation may have transformed the QTP wetlands into a new potential carbon source.

Key words: Vegetation degradation; Soil particulate organic carbon; Temporal-spatial distribution; Gahai wetland

湿地储存了陆地的 45%~70% 土壤有机碳 (SOC) 库, 在全球碳循环中发挥重要作用。湿地高生产力和慢有机物分解率, 通常被认为是碳汇^[1]。然而, 由于气候变化和人类活动导致的植被退化可能会逆转湿地碳汇功能, 促进有机碳分解, 减少碳汇能力。土壤有机碳库总量变化并不能准确反映 SOC 库对环境变化的响应规律。为了更准确地估计 SOC 对环境变化的响应, 根据 SOC 粒径大小将其划分为颗粒有机碳 (POC) (53~2 000 μm) 和矿物结合态有机碳 (MAOC) (<53 μm)。土壤 POC 主要由动植物和根系残体半分解或未分解产物组成, 其周转时间为 5~20 a, 易被微生物降解, 处于新鲜残茬向腐殖质转化的中间过渡碳库^[2]。POC 能够为稳定

土壤有机质组分提供微生物呼吸和碳通量, 对于 SOC 长期固存具有重要作用^[3]。相比于 MAOC, POC 更易受到干扰 (如植被退化), 且循环速度更快^[2]。因此, 开展湿地植被退化过程中土壤颗粒有机碳变化特征研究, 对于揭示 SOC 稳定性对植被退化的响应具有重要意义。

土壤 POC 含量受放牧强度、土地退化、土壤温度和水分等诸多因素的影响。已有学者针对放牧强度、林地退化对土壤 POC 的影响开展了一些研究, 但得出的结论不尽一致。在挪威南部低高山草地^[4]和呼伦贝尔羊草草甸草原^[5], 研究发现重度放牧降低了土壤 POC; 而在法国泰克斯高山草地, 却发现放牧强度对草地土壤 POC 影响不显著, 但土壤 POC

有明显年际变异性^[6]。此外,关于土地退化对林地草地土壤 POC 影响的报道也存在一定争论,如 Mchunu 和 Chaplot^[7]认为土地退化增加了土壤 POC 比例,但在中亚热带林地研究认为,林地退化降低了土壤 POC^[8]。可见,不同气候条件、放牧强度或土地退化产生不同的植被和土壤微环境,导致土壤 POC 变化存在一定差异。然而,目前并不清楚气候变化背景下高寒湿地植被退化过程中土壤 POC 将受到如何影响。

甘肃尕斯海湿地是我国青藏高寒湿地主要组成部分,对气候变化十分敏感,其碳库稳定对区域气候变化具有重要指示作用。然而,近年来受气候、水文变化及过度放牧等不合理人类活动影响,植被退化严重,引起湿地植物种类旱生化,植被生物量、生物多样性和丰富度下降, SOC 含量和土壤养分等显著降低^[9-10]。这些植被和土壤养分变化将会改变土壤 POC 稳定性,进而影响土壤碳循环过程。前期已经确定植被退化显著降低了尕斯海湿地 0~20 cm 层土壤活性碳组分^[9],但尚不明确:土壤 POC 在植被退化过程中的动态变化规律如何?哪一层变化最为显著?土壤 POC 变化的关键驱动因子是什么?鉴于此,本研究继续选择尕斯海沼泽草甸湿地为研究对象,研究不同植被退化程度下湿地土壤 POC 分布

及其动态变化特征,以期揭示高寒湿地植被退化对土壤有机碳库稳定性影响,研究结果可为科学制定碳库稳定的高寒湿地保护策略提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

甘肃尕斯海湿地位于青藏高原东北边缘(33°58'12"N-34°32'16"N, 102°05'00"E-102°47'39"E),海拔 3 430~4 300 m,是若尔盖湿地的重要组成部分,区内以沼泽草甸湿地为主要类型,占湿地面积的 88%以上(约 51 160 hm²)^[10]。气候属青藏高原气候带、高寒湿润气候区,年均气温 1.2 °C,以 7 月最高,1 月最低,无绝对无霜期,年均降水量 781.8 mm,主要集中在 7—9 月。主要植物有藏嵩草(*Kobresia tibetica*)、蕨麻(*Potentilla anserina*)、早熟禾(*Poa annua*)、棘豆(*Oxytropis falcata*)、青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、兰石草(*Lancea tibetica*)、珠芽蓼(*Polygonum viviparum*)等。土壤类型主要以高山草甸土、暗色沼泽土与泥炭土为主。试验期间温度和降雨见图 1,气温和降水资料来源于保护区气象站(每隔 60 min 采集一次)。

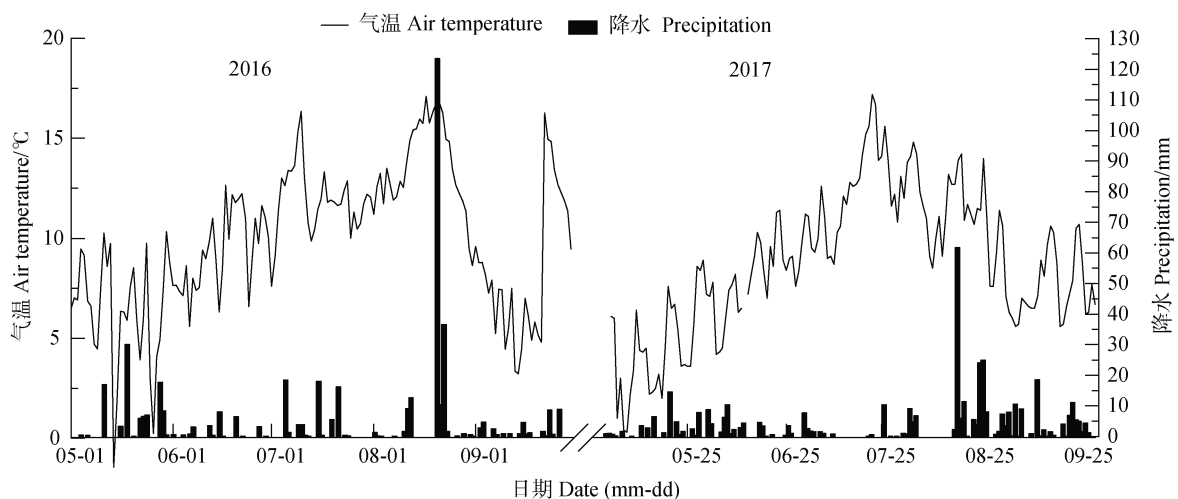


图 1 研究区 2016 年和 2017 年生长季气温和降水特征

Fig. 1 The daily temperature and precipitation during the growing season from May to September in the study area for 2016 and 2017

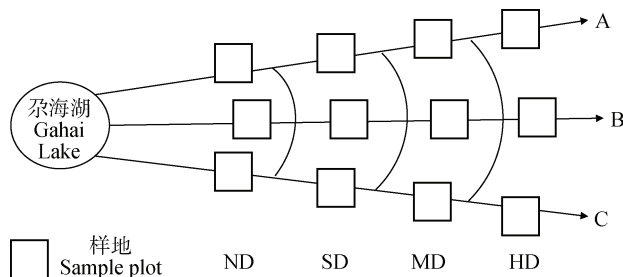
1.2 样地设置

选择尕斯海湖周边的典型高寒沼泽草甸为研究区域。从 20 世纪 50 年代开始,该区气温显著升高,降水明显减少,平均每 10 年气温升高 0.4°C,降水减少

2 mm^[11]。与此同时,该区湿地大部分被人为排水疏干为沼泽草甸进行放牧,地下水位也开始下降^[12]。随放牧强度逐年增加(放牧强度从 20 世纪 50 年代的每年每公顷 8.23 × 10⁵ 只羊增至 2005 年的每年每公顷

3.07 × 10⁶ 只羊), 沼泽草甸植被开始损失^[13], 触发植被退化。土壤水分的下降进一步加剧植被退化, 靠近尕海湖区域退化最明显, 徐国荣等^[10]发现这些区域沿湖距离变化有明显植被退化梯度。

本研究选择尕海湖周边典型植被退化区域, 采用空间代替时间方法, 选择地势平缓且坡向一致地段, 设立了三个线性样带 (A、B、C), 建立 3 个 10 m × 10 m 的重复样地, 样地间隔大于 10 m。依据湿地植物种类组成、地上生物量、群落高度和盖度等指标, 参考湿地植被退化等级划分^[14], 将湿地划分为未退化 (ND)、轻度退化 (SD)、中度退化 (MD) 及重度退化 (HD) 4 种植被退化程度。样地布设见图 2, 详情见表 1。



注: A、B 和 C 代表三个样带; ND: 未退化; SD: 轻度退化; MD: 中度退化; HD: 重度退化。下同。Note: A, B, and C represent three transects. ND: no-degraded vegetation; SD: slightly degraded vegetation; MD: moderately degraded vegetation; HD: heavily degraded vegetation. The same as below.

图 2 采样点分布图

Fig. 2 Distribution of sampling sites near alpine lake

表 1 研究样地描述

Table 1 Description of the experiment sites

退化类型 Degradation	植被种类 Vegetation type	植被盖度 Coverage/ %	高度 Height/ cm	地上生物量 Aboveground biomass/ (g·cm ⁻²)	地下生物量 Belowground biomass/ (g·cm ⁻²)	基本情况 Basic conditions
ND	藏嵩草+蕨麻+早熟禾	96.25±5.32a	16.71±2.98a	645.6±28.5a	1 085±234a	枯落物和根系较多, 有较浅的季节性积水
SD	青藏苔草+蕨麻+棘豆	86.34±7.36b	13.02±2.24b	399.5±77.9b	489.9±12.4b	有少量裸露, 无积水
MD	矮生嵩草+冷蒿+兰石	45.33±13.34c	7.43±0.97c	301.7±36.3b	302.4±54.7c	植物种类较少, 且出现一些毒草, 地表轻微风蚀
HD						地表仅有零星植被存在, 风蚀严重

注: 同列不同小写字母表示不同退化程度间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences between different degrees of degeneration ($P < 0.05$). The same below.

1.3 土壤样品采集与分析

1.3.1 土壤样品采集 2016 年、2017 年 5—9 月每月中旬在 4 个退化程度的样地内, 用土钻进行“Z”形 7 点取样, 即在样地上、下两侧选择两点, 并在对角线选三点形成 Z 型采样。分 0~10、10~20、20~40、40~60、60~80 和 80~100 cm 土层取样, 相同土层土样混合组成 1 个土样, 3 次重复, 四分法取部分, 去掉植物残根和石块, 将部分样品装入铝盒带回实验室用烘干法测定土壤含水量 (SWC); 另一部分用保鲜袋装好带回实验室, 自然风干后过 2 mm 筛, 测定土壤 POC; 另一部分用于测定土壤有机碳。并于 2016 年 5 月份测定初始土壤容重 (环

刀法)、pH (水土比 5:1)、全氮 (半微量凯氏定氮法)、全磷 (钼锑抗分光光度法) 和全钾含量 (酸溶—火焰光度法)。土壤理化性状见表 2。

1.3.2 植被特征测定 为减少对样地干扰, 分别于 2016 年和 2017 年 9 月在各退化程度研究样地内随机设置 2 块面积 0.5 m × 0.5 m 的样方 (每退化程度 6 样方), 进行盖度、高度、生物量和优势种等植物特征调查。样方内植物齐地面剪下, 80 °C 下烘至恒量得地上生物量。随机选取各退化程度地上生物量的 3 样方, 取 30 cm 深度 (该区植被根系主要分布在 30 cm 层) 植物根系土样 (0.2 m × 0.2 m), 带回室内用清水洗净, 烘至恒量得地下生物量^[9-10]。

表 2 样地土壤理化性质

Table 2 Physicochemical properties of soil in the experimental sites

样地 Plots	土壤容重		全氮	全磷	全钾	有机碳
	Soil bulk density / ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	pH	Total N/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Total P/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Total K/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SOC/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
ND	0.39±0.04b	7.93±0.03a	4.06±0.56a	38.20±24.98a	6.03±0.41a	22.79 ± 2.70a
SD	0.42±0.04b	7.76±0.06b	3.39±0.67b	30.79±19.91a	6.02±0.44a	18.29 ± 2.62ab
MD	0.61±0.05a	7.74±0.08b	3.08±0.40b	32.88±23.56a	5.74±0.26ab	16.71 ± 2.70b
HD	0.62±0.07a	7.75±0.07b	2.81±0.23c	34.74±24.89a	5.58±0.42b	15.93 ± 2.42bc

注: 表中数据为 0~10、10~20、20~40、40~60、60~80 和 80~100 cm 土层的均值。Note: The data in the table are the mean values of 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 and 80-100 cm soil layers.

实验中未对重度退化程度生物量进行调查。

1.3.3 分析方法 土壤容重 (BD) 采用环刀法测定, pH 采用 1:5 土/水, 全氮 (TN) 采用半微量凯氏定氮法, 全磷 (TP) 采用钼锑抗分光光度法, 全钾 (TK) 采用酸溶-火焰光度计法, 土壤有机碳 (SOC) 采用 (重铬酸钾氧化—外加热法) 测定^[15]。土壤颗粒有机碳 (POC) 含量采用 Franzluebbers 和 Stuedemann 的方法^[16]测定。称取 20.00 g 过 2 mm 筛的风干土, 放入 250 mL 三角瓶, 加入 100 mL $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, 振荡 16 h 后过 0.053 mm 筛, 反复用蒸馏水冲洗。所有留在筛子上的物质在 60℃ 烘干称重, 将大于 53 μm 土壤颗粒磨碎过 0.149 mm 筛, 取一定重量样品测定其有机碳含量, 乘以其所占土壤百分比得 POC 含量。

1.4 数据处理与分析

采用 Origin 9.0 软件制图; 利用 SPSS 23.0 对数据进行统计分析; 利用 Canoco5.0 软件进行冗余分析 (RDA)。对数据进行正态性检验和方差齐性检验后, 采用配对样本-T (Paired samples-T) 检验分析两年间生物量和土壤含水量间差异 ($P = 0.05$), 多因素方差分析法分析植被退化、土层、取样时间及其交互作用对土壤水分、有机碳和 POC 含量的影响; 多重比较法对不同退化程度不同土层土壤 POC 含量进行差异显著性检验; 采用 RDA 分年度分析气象因子、土壤理化性状和生物量对 SOC、POC 变化的贡献, 确定各年度影响湿地土壤有机碳组分变化的主导因素。本文中所有数据均为平均值±标准误。

2 结果

2.1 植物生物量及土壤含水量变化

由图 3 可以看出, 植被退化对地上、地下生物量均有显著影响, 且存在年际差异。与 ND 相比, MD、HD 的地上、地下生物量均在 2017 年显著下降 ($P < 0.05$); 而在 2016 年, 仅 HD 的地上、地下生物量显著下降, 分别下降了 46.93% 和 27.52%。2016 年地下生物量显著高于 2017 年 ($P < 0.05$)。植被退化显著降低了植物生物量, 在 2017 年影响尤为显著。

如图 4 所示, ND 和 SD 土壤含水量 (SWC) 在两年中均随土层加深趋于减少, 而 MD 和 HD 的 SWC 沿土层剖面相对稳定。SWC 受植被退化影响显著, 但随土层加深, 影响效果不尽一致。在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层, ND 和 SD 在两年中的 SWC 均显著高于 MD 和 HD, 但在其他土层, 仅 ND 和 HD 的 SWC 存在显著差异 ($P < 0.05$)。2016 年 ND 表层土壤 SWC 含量 (0~10 cm 和 10~20 cm) 显著高于 2017 年 ($P < 0.05$), 其他土层无显著差异。

2.2 土壤有机碳和颗粒有机碳的变化

植被退化、土层深度和采样时间均显著影响 SWC、SOC 和 POC 的含量。其中, 植被退化、采样时间和土层对 2016 年和 2017 年的 SWC、SOC 和 POC 的影响极显著, 且各因素存在极显著交互作用; 植被退化与土层深度、植被退化与采样时间以及植被退化、土层和采样时间的交互均对 POC 有极显著作用 ($P < 0.001$) (表 3)。

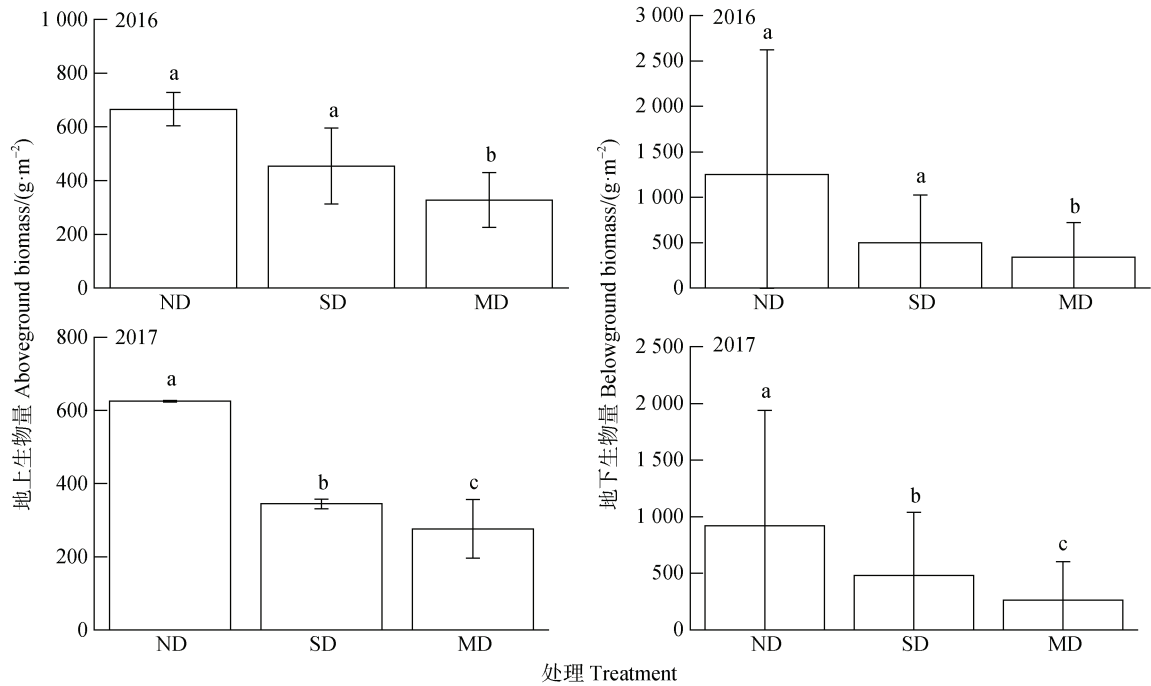
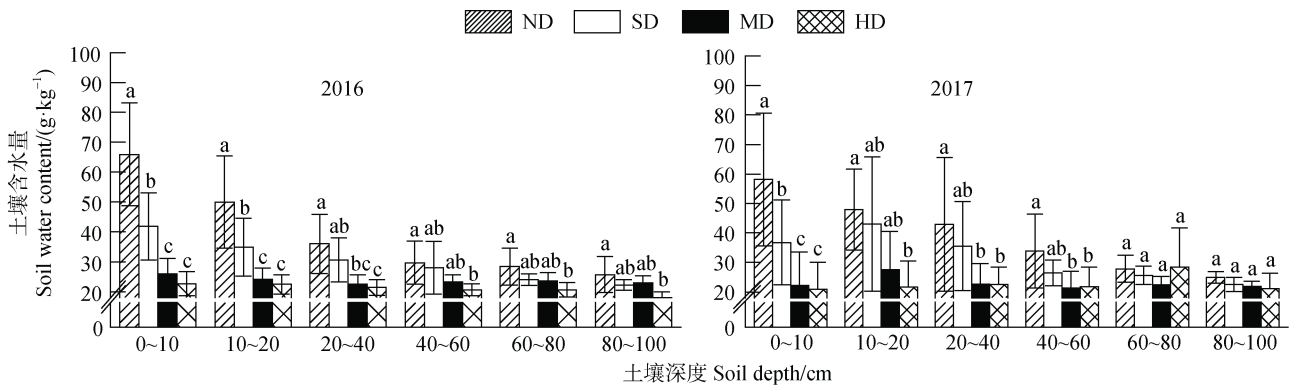


图 3 各植被退化程度湿地 2016 年和 2017 年植被生物量

Fig. 3 The biomass under different vegetation degradation levels in 2016 and 2017



注：图中土壤含水量为 5—9 月的均值。不同小写字母表示相同土层不同退化程度间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: The soil water content in the figure was the average from May to September. Different lowercase letters indicate significant differences between different degrees of degeneration in the same soil layer ($P < 0.05$). The same below.

图 4 各植被退化程度湿地 2016 年和 2017 年土壤含水量 (SWC)

Fig. 4 The soil water content (SWC) under different vegetation degradation levels in 2016 and 2017

2.2.1 不同退化程度湿地土壤有机碳含量 与 SWC 相似, 植被退化也显著降低了表层 SOC, 且随土层加深, 降低幅度逐渐减小, 最后趋于一致 (图 5)。在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层, ND 和 SD 的 SOC 均显著高于 MD 和 HD ($P < 0.05$), 但在其他土层差异不显著 ($P > 0.05$)。就土层分布而言, 除 HD 外, 其他 3 种植物退化程度的 SOC 均随土层深度增

加呈下降趋势, 而 HD 呈先增后减趋势。就年度而言, 2016 年 SOC 含量与 2017 年差异不显著 ($P > 0.05$)。

2.2.2 土壤 POC 变化特征 植被退化显著影响湿地 POC 含量, 但随土层增加, 影响趋于减弱 (图 6)。在 0~10 cm 层, ND 和 SD 在 2 年的 POC 含量均显著高于 MD 和 HD ($P < 0.05$); 在 10~20 cm 土层,

表 3 植被退化、采样时间和土层交互作用下 SWC、土壤有机碳 (SOC) 和颗粒有机碳 (POC) 方差分析

Table 3 Variance analysis of SWC, soil organic carbon (SOC) and particulate organic carbon (POC) under the interaction of vegetation degradation, sampling time and soil layer

因素 Factor	df	SWC		SOC		POC	
		2016	2017	2016	2017	2016	2017
采样时间 ^①	4	195.6***	39.94***	424.7***	33.84***	28.65***	36.54***
植被退化 ^②	3	640.4***	60.63***	1 665***	366.5***	69.78***	67.75***
土层 ^③	5	255.3***	16.58***	10 240***	1 868***	301.3***	464.5***
采样时间×植被退化 ^{①×②}	12	28.77***	3.35***	87.97***	17.68***	6.36***	6.44***
采样时间×土层 ^{①×③}	20	6.32***	4.22***	25.62***	6.95***	7.32***	7.67***
植被退化×土层 ^{②×③}	15	76.45***	7.28***	724.1***	168.4***	37.7***	37.06***
采样时间×植被退化×土层 ^{①×②×③}	60	5.72***	2.15***	43.25***	7.79***	3.03***	4.99***

注：数值代表 F 值大小，***代表显著性 $P < 0.001$ ，df 为自由度 ($n-1$)。Note: The value represents the F value, *** represents the significance $P < 0.001$, and df is the degree of freedom ($n-1$). ①Sampling time, ②Vegetation degradation, ③Soil layer.

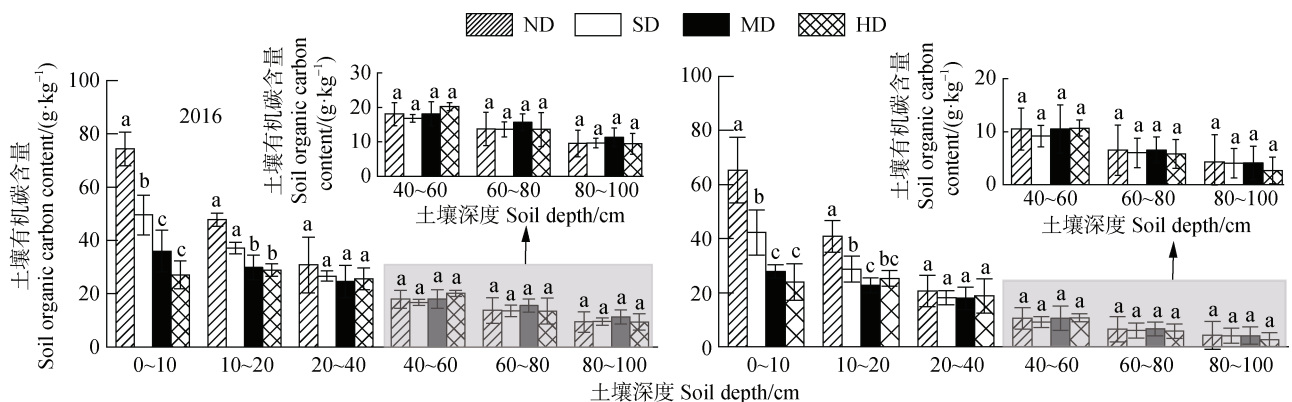


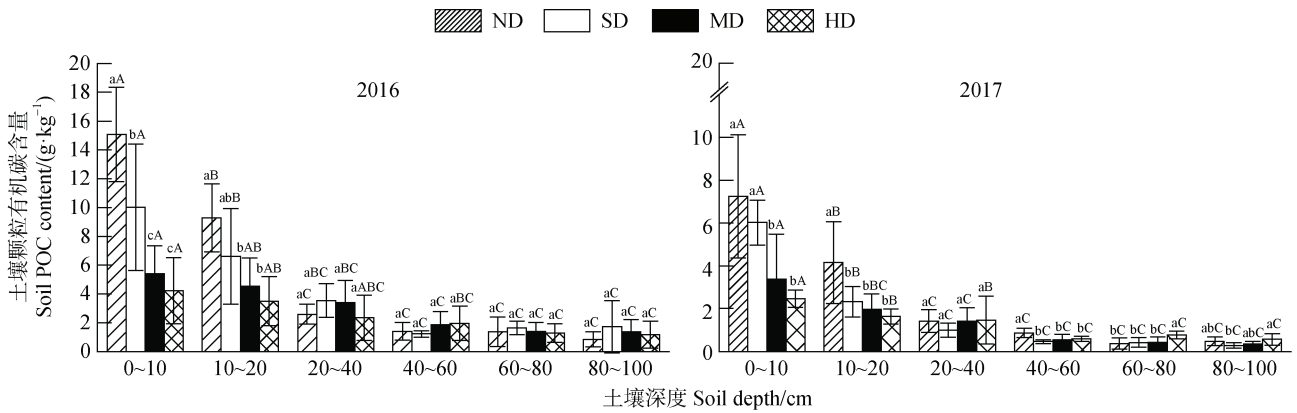
图 5 各植被退化程度湿地 2016 年和 2017 年土壤有机碳 (SOC) 含量

Fig. 5 The contents of soil organic carbon (SOC) under different vegetation degradation levels in 2016 and 2017

ND 在 2017 年的 POC 含量显著高于其他 3 个退化程度，而在 2016 年，仅显著高于 MD 和 HD ($P < 0.05$)；在 20~100 cm 层，各植被退化程度 POC 含量趋于一致，无显著差异 ($P > 0.05$)。就土层分布而言，各植被退化程度 POC 含量均随土层加深逐渐降低，表层 (0~20 cm) 显著高于深层 (20~100 cm)；ND、SD、MD 和 HD 的 POC 含量主要集中在 0~40 cm 层，该层含量分别占采样层的 78.6% 和 78.7% (2016 年和 2017 年，下同)、79.4% 和 71.9%、73.4% 和 64.9%，64.9% 和 60.6%。就年度而言，各植被退化程度在 2016 年 POC 含量均明显高于 2017 年。可

见，植被退化显著改变了表层土壤 POC 分布特征，但在不同年份存在一定变异。

在 2016 年和 2017 年生长季，4 种退化程度土壤 POC 呈现出明显的时间变化特征，且两年变化间存在一定差异，2016 年变幅明显高于 2017 年 (图 7)。在 2016 年，除 0~10、10~20 和 80~100 cm 层外，其他各层 POC 变化趋势基本一致，均表现为随时间呈线性增加，但各退化程度在不同土层最小值出现的时间存在差异，如在 10~20 cm，ND 和 MD 最小值出现在 7 月，分别为 6.56 和 2.63 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，但 SD 和 HD 最小值却出现在 6 月，仅为 2.37 和 2.00 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。



注：不同小写字母表示相同土层不同退化程度间差异显著 ($P < 0.05$)。不同大写字母表示相同退化程度不同土层间差异显著 ($P < 0.05$)。Note: Different lowercase letters indicate significant differences between different degrees of degeneration in the same soil layer ($P < 0.05$). Different capital letters indicate significant differences between different soil layer in the same degree of degeneration ($P < 0.05$).

图6 各植被退化程度湿地2016年和2017年土壤颗粒有机碳(POC)含量

Fig. 6 The contents of soil particulate organic (POC) under different vegetation degradation levels in 2016 and 2017

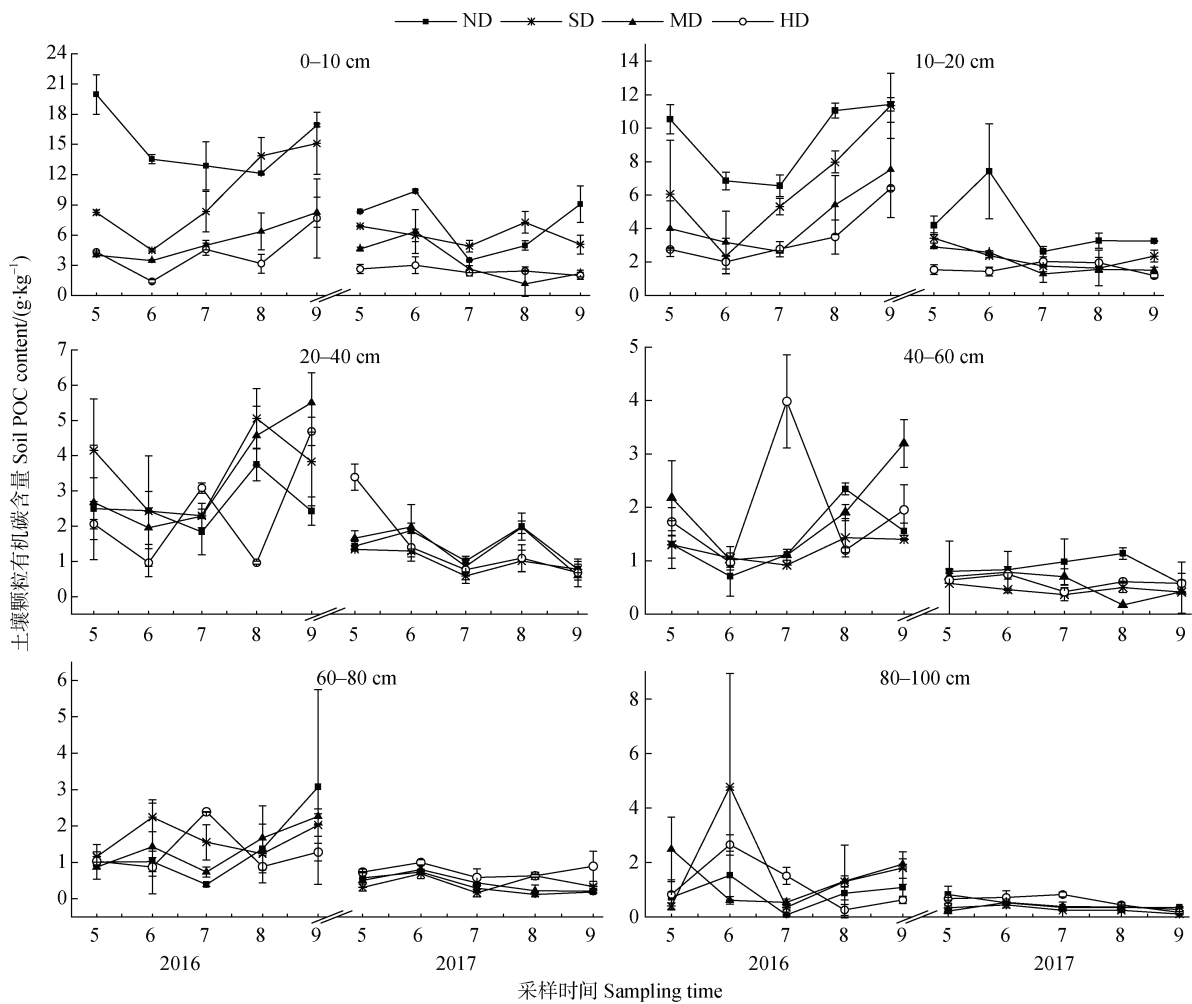


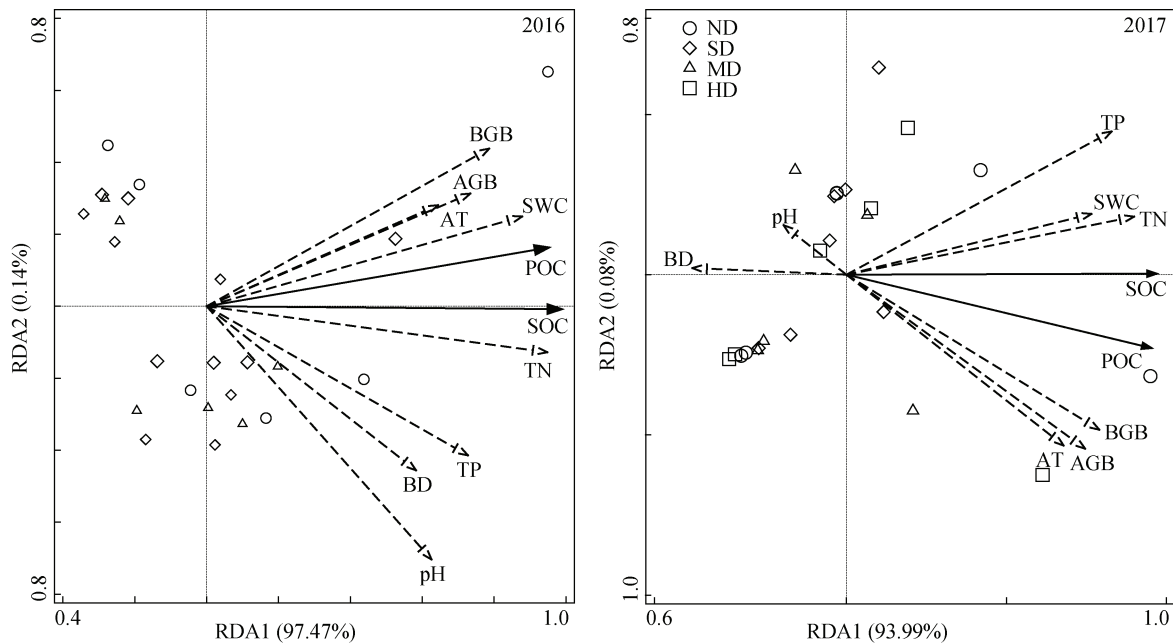
图7 各植被退化程度湿地土壤POC在2016年和2017年的时间动态

Fig. 7 The temporal dynamics of POC under different vegetation degradation levels in 2016 and 2017

在 0~10 cm 土层, ND 的 POC 在 2016 年 5 月值最大, 为 $19.94 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 最小在 8 月, 为 $12.12 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; SD 和 MD 的 POC 变化基本一致, 均在 6 月最小, 9 月最大; 对于 HD, 2016 年 POC 呈现“W”形变化趋势。在 80~100 cm, 除 6 月变幅较大外, POC 在其他月份变幅均较小, 在 $0.10\sim 1.80 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 波动。2017 年, 除 ND 的 10~20 cm POC 外, 其他退化程度各土层变化趋于一致, 变幅较小; 仅 0~10 cm 变幅相对较大, 均在 5 月、9 月达到最大。总体而言, 在 0~20 cm 层, POC 时间变化为先降后增, 5 月、9 月最高; 在 20~100 cm 层, POC 含量基本趋于稳定, 变幅较小; 2016 年变幅明显高于 2017 年。

2.3 土壤有机碳和颗粒有机碳变化的驱动因素

冗余分析 (图 8) 表明, 气象因子、土壤理化性状和生物量对 SOC 和 POC 在 2016 年前两轴的累计方差贡献率为 97.61%, 土壤全氮与地下生物量解释率分别为 87.6%与 3.7%; 而在 2017 年前两轴的累计方差贡献率为 94.07%, 土壤全氮与地下生物量解释率分别为 76%与 12.7%。土壤有机碳和颗粒有机碳含量与各指标 (除土壤容重与 pH) 均呈现正相关关系。在 2016 年与 2017 年, 前两个轴特征值能较好地反映土壤有机碳和颗粒碳与环境间的关系, 土壤全氮与地下生物量是湿地土壤有机碳和颗粒有机碳含量变化的主要影响因素。



注: AGB 为地上生物量、BGB 为地下生物量、BD 为容重、TN 为全氮、TP 为全磷、AT 为生长季均温。Note: AGB: aboveground biomass; BGB: belowground biomass; BD: soil bulk density; TN: total N; TP: total P; AT: average temperature during growing season.

图 8 SOC、POC 与环境因子的冗余分析 (RDA)

Fig. 8 Redundancy analysis (RDA) results of SOC, POC and environmental factors

3 讨论

3.1 植被退化过程中土壤颗粒有机碳的分布特征

土壤 POC 主要来源于植物残体的分解物, 故植被生产力变化会显著影响生态系统 POC 含量^[17-18]。Li 等^[19]的研究发现, 植被是影响 POC 的主要变量之一, 本研究进一步证实植被在湿地 POC 变化中发挥重要驱动作用。本研究显示, 植被退化显著降低了 0~10 cm 和 10~20 cm 土层 POC 含量, 但随土

层增加影响趋于变小 (图 6)。主要原因如下: 首先, 未退化样地生物量显著高于退化样地 (表 1), 引起进入土壤植物残体高于退化样地, 导致 POC 增加, POC 与生物量的 RDA 分析结果 (图 8) 进一步证实了该推断。其次, 植被退化造成地表裸露, 在中度和重度退化样地, 由于植被损失较多, 覆盖较低^[12-13], 造成地表裸露。而地表裸露易产生土壤侵蚀, 特别在 0~20 cm 土层, 侵蚀带走一部分 POC, 同时也破坏原土壤团聚体, 而新团聚体形成速度降

低,致使 POC 显著减少。然而,随土层深度增加,植物残体输入(研究区植物根系主要集中在 0~20 cm)、土壤侵蚀和土壤团聚体破坏趋于减弱,4 个退化程度土壤 POC 含量又趋于一致(图 6),这与 Damien 等^[20]对草地和王娜^[8]对中亚热带退化林地的研究结果一致。该结论也表明土壤 POC 对表层植物根系分布变化非常敏感。

3.2 土壤颗粒有机碳的时空变化规律

POC 动态变化的影响因素较多,是一个相对复杂过程。本研究表明,在 0~20 cm 土层,各退化程度土壤 POC 含量在 2 年试验期均为先降后增,在 5 月和 9 月达到最大值,而在 20~100 cm, POC 含量基本趋于稳定(图 7)。POC 含量的主要影响因子为植物残体输入和土壤微生物^[20],这两因子变化主要受植物生长节律和气候调节。一方面,在 5 月和 9 月,恰好处于植物生长初期和末期。其中 5 月中旬,该区温度逐渐升高,微生物活性增强,加快分解往年累积的地表枯落物,使得进入土壤的 POC 来源增加;与此同时,植物根系生长可造成土壤大颗粒物破碎化,进一步增加 POC 含量^[8];此外,5 月初也是该区土壤解冻时间段^[21],表层土壤解冻循环造成大颗粒物破碎化,这两个过程最终导致 POC 含量增加。在 9 月中旬,植物开始停止生长,逐渐衰老,凋落物输入显著增加^[22],增加了土壤中 POC 的底物来源,进而增加 POC 含量。另一方面,微生物对凋落物和植物残体的分解与转化量受土壤水分和温度影响^[23]。7—9 月份,研究区气温升高,降雨增多(图 1),导致土壤温湿度增加,有利于微生物活动,表层中沉积的凋落物首先被分解为 POC,含量增加,这与石亚攀等^[23]对针阔混交林研究结果类似。本研究也发现 2016 年土壤 POC 含量、变幅明显高于 2017 年(图 7),这可能由于 2016 年温度(图 1)、土壤含水量(图 4)显著高于 2017 年,水热间差异导致 POC 含量与变幅不同。Damien 等^[20]对不同放牧强度草地的研究也得出 POC 有明显的年际变异性。植被退化、采样时间和土层间具有显著交互作用(表 3),以及温度、土壤含水量与土壤 POC 之间的正相关关系(图 8)进一步解释了 2016 年 POC 含量、变幅高于 2017 年。这也意味着植被退化对湿地土壤 POC 的影响会因采

样时间、气候和植被生长等本底条件的差异而有所不同。

POC 含量也受土层深度的影响,本研究中各植被退化程度土壤 POC 均随土层加深趋于降低,最后达到稳定(图 6),这与刘旭川^[24]在典型高寒草甸研究结果一致。在高寒沼泽草甸,随土层加深,土壤水热要素及性质变差,微生物活性降低^[8],加之植物残体对深层土壤输入减少,故出现了 POC 随土层增加趋于降低趋势。这与杨娥女^[25]对黄土高原土壤 POC 的研究结果一致。

3.3 环境因素对土壤颗粒有机碳的影响

植被、气候和土壤理化性质等是影响 POC 分布与变化的主要因素。本研究表明,地下生物量和土壤全氮是引起土壤 POC 变化的关键因子(图 8),这可能是因为植物根系分泌物是土壤非保护性有机质的主要来源^[26],故植被状况与土壤颗粒有机碳密切相关。当植被发生退化时,其地下生物量显著减小,造成有机碳来源减少,降低了 POC 含量;同时植被退化湿地土壤含水量降低,全氮含量降低,导致驱动土壤 POC 产生的微生物活性变弱。石亚攀等^[23]研究显示,土壤 POC 是由动植物残体、根系残积物向腐殖质过渡的活性有机碳,根源性土壤 POC 与微生物产物结合便形成了新的微团聚体^[27]。因此植被和理化性质对土壤 POC 的影响,更多地体现在本文未考虑的微生物活动、酶活性等因素,这需要进一步研究。

此外,随植被退化程度加剧,退化时间也在延长,损失的 POC 数量绝对值也在增大。高寒沼泽草甸与高寒草甸类似,其土壤剖面含砾石 5%~30%(除草皮层),且颗粒细砂粒和粗粉粒为主,黏粒较少^[28],植被退化程度和退化时间的双重影响致使土壤矿物对土壤 POC 保护作用明显减弱,不可避免地造成包括 POC 在内的土壤活性碳氮组分流失,引起碳排放增加。因此,采取有效措施防治高寒沼泽生态系统植被退化、减缓碳排放在该类生态系统尤为重要。

4 结 论

植被退化显著降低了表层(0~20 cm)的土壤 POC,但随土层加深影响趋于减弱,表明植被退化对表层土壤 POC 影响更为明显。土壤全氮与地下生

物量是尕斯海湿地土壤有机碳和颗粒有机碳含量变化的主要影响因素。研究也发现, 植被退化对湿地土壤 POC 的影响表现出明显的年度和季节性差异, 说明植被退化对湿地土壤 POC 影响会因区域气候、植被生长等本底条件差异而有所不同。总之, 植物生物量提升有助于提高高寒湿地碳汇能力, 在碳中和碳达峰的国家“双碳”目标战略背景下, 高寒退化湿地植被恢复能够有效促进该区率先实现“双碳目标”, 进一步提升高寒湿地系统服务功能。

参考文献 (References)

- [1] Li J Q, Jiang M K, Pei J M, et al. Convergence of carbon sink magnitude and water table depth in global wetlands[J]. *Ecology Letters*, 2023, 26 (5): 797—804.
- [2] 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 : 989—994.
- [3] Ma H L, Chen C C, Yin Y F, et al. Experimental study on carbon mineralization of different sizes[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024, 61 (5): 1247—1259. [马红亮, 陈灿灿, 尹云锋, 等. 森林土壤不同粒径颗粒的碳矿化研究[J]. *土壤学报*, 2024, 61 (5): 1247—1259.]
- [4] Leifeld J, Fuhrer J. Long-term management effects on soil organic matter in two cold, high-elevation grasslands: Clues from fractionation and radiocarbon dating[J]. *European Journal of Soil Science*, 2009, 60 (2): 230—239.
- [5] Chen S S, Wang M, Zhang C, et al. Effects of different grazing intensities on soil active organic carbon in *Leymus Chinensis* meadow steppe in Hulunbuir[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2023 (11): 16—24. [陈思思, 王淼, 张楚, 等. 不同放牧强度对呼伦贝尔羊草草甸草原土壤活性有机碳的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2023 (11): 16—24.]
- [6] Li S J. Analysis on the differentiation trend of soil particulate organic carbon in different plant communities under different grazing gradients in alpine meadow[J]. *Heilongjiang Animal Science and Veterinary Medicine*, 2018 (23): 149—151. [李生军. 高寒草甸不同植物群落不同放牧梯度下土壤颗粒有机碳分异趋势分析[J]. *黑龙江畜牧兽医*, 2018 (23): 149—151.]
- [7] Mchunu C, Chaplot V. Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO₂ emissions[J]. *Geoderma*, 2012, 177: 72—79.
- [8] Wang N. The variation of soil particle-sizes oranic carbon and enzyme activities for different vegetation restoration in the mid-subtropical region of China [D]. Changsha: Central South University of Forestry & Technology, 2019. [王娜. 亚热带植被恢复对不同粒径土壤颗粒有机碳、酶活性的影响[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019.]
- [9] Ma W W, Li G, Wu J H, et al. Response of soil labile organic carbon fractions and carbon-cycle enzyme activities to vegetation degradation in a wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Geoderma*, 2020, 377: 114565.
- [10] Xu G R, Ma W W, Song L C, et al. Characteristics of soil nitrogen content and enzyme activity in Gahai wetland under different vegetation degradation conditions[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40 (24): 8917—8927. [徐国荣, 马维伟, 宋良翠, 等. 植被不同退化状态下尕斯海湿地土壤氮含量及酶活性特征[J]. *生态学报*, 2020, 40 (24): 8917—8927.]
- [11] Yang G, Chen H, Wu N, et al. Effects of soil warming, rainfall reduction and water table level on CH₄ emissions from the Zoige peatland in China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 78: 83—89.
- [12] Pu Y L, Ye C, Zhang S R, et al. Response of the organic carbon fractions and stability of soil to alpine marsh degradation in zoige, East Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 20(4): 2145—2155.
- [13] Gao J, Li X L. Degradation of frigid swampy meadows on the Qinghai-Tibet Plateau: Current status and future directions of research [J]. *Progress in Physical Geography*, 2016, 40 (6): 794—810.
- [14] Ma Y S, Lang B N, Li Q Y, et al. Study on rehabilitating and rebuilding technologies for degenerated alpine meadow in the Changjiang and Yellow River source region[J]. *Pratacultural Science*, 2002, 19(9): 1—5. [马玉寿, 郎百宁, 李青云, 等. 江河源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究[J]. *草业科学*, 2002, 19 (9): 1—5.]
- [15] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [16] Franzluebbers A J, Stuedemann J A. Particulate and non-particulate fractions of soil organic carbon under pastures in the Southern Piedmont USA[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116: S53—S62.
- [17] Zhang J S, Li S Y, Sun X Y, et al. Characteristics of soil organic carbon and its components under different vegetation types in Shandong Province[J]. *Soils*, 2024, 56 (1): 350—357. [张金硕, 李素艳, 孙向阳, 等. 山东省不同植被类型土壤有机碳及其组分分布特征[J]. *土壤*, 2024, 56 (1): 350—357.]
- [18] Zhang D, Liu J Q, Ma W M, et al. Effects of shrub encroachment on soil organic carbon components in Qinghai-Xizang alpine grassland[J]. *Acta Pedologica*

- Sinica, 2023, 60 (6): 1810—1821. [张东, 刘金秋, 马文明, 等. 灌丛化对高寒草地土壤有机碳组分的分异研究[J]. 土壤学报, 2023, 60 (6): 1810—1821.]
- [19] Li Y F, Zhang X, Wang B Y, et al. Revegetation promotes soil mineral-associated organic carbon sequestration and soil carbon stability in the Tengger Desert, northern China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023, 185: 109155.
- [20] Damien H, Nathalie V, Frédérique L, et al. How does soil particulate organic carbon respond to grazing intensity in permanent grasslands?[J]. Plant and Soil, 2015, 394(1): 239—255.
- [21] Quan C, Zhou B R, Zhu S C, et al. Variation characteristics of soil temperature and moisture during the freezing and thawing periods in alpine wetland in Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Journal of Arid Meteorology, 2018, 36 (2): 219—225. [权晨, 周秉荣, 朱生翠, 等. 青藏高原高寒湿地冻融过程土壤温湿变化特征[J]. 干旱气象, 2018, 36 (2): 219—225.]
- [22] Ma W W, Wang Y S, Li G, et al. Variations of organic carbon storage in vegetation-soil systems during vegetation degradation in the Gahai wetland, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29 (12): 3900—3906. [马维伟, 王跃思, 李广, 等. 尕斯库勒湿地植被退化过程中植被—土壤系统有机碳储量变化特征[J]. 应用生态学报, 2018, 29 (12): 3900—3906.]
- [23] Shi Y P, Qiao L, Chen L X, et al. Spatiotemporal heterogeneity of soil particulate and mineral-associated organic carbon of forest gaps in *Pinus koraiensis* coniferous and broad-leaved mixed forest[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2014, 50 (6): 18—27. [石亚攀, 乔璐, 陈立新, 等. 红松阔混交林林隙土壤颗粒有机碳和矿物结合有机碳的时空异质性[J]. 林业科学, 2014, 50 (6): 18—27.]
- [24] Liu X C. Distribution characteristics of soil organic carbon in mountain marsh of the southern Zhejiang Province[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2019. [刘旭川. 浙南典型山地沼泽土壤有机碳分布特征研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2019.]
- [25] Yang E N. Soil-carbon characteristics and stability in different ecosystems on the Loess Plateau[D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2023. [杨娥女. 黄土高原不同生态系统土壤有机碳特征和稳定性研究[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2023.]
- [26] Angst G, Mueller K E, Nierop K G J, et al. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2021, 156: 108189.
- [27] Liu S J, Guan S, Zhang J J, et al. Effects of corn straw return on aggregate-associated organic carbon content in black soil: Based on physical and chemical protection supplied by hierarchical aggregates[J]. Journal of Jilin Agricultural University, 2019, 41 (1): 61—70. [刘思佳, 关松, 张晋京, 等. 秸秆还田对黑土团聚体有机碳含量的影响——基于多级团聚体结构的物理和化学保护作用[J]. 吉林农业大学学报, 2019, 41 (1): 61—70.]
- [28] Liang B Y, Xu H Y, Wu X D, et al. Differences of soil organic carbon components in different grassland types of Qilian Mountain[J]. Earth Science, 2024, 49 (4): 1487—1497. [梁冰妍, 徐海燕, 吴晓东, 等. 祁连山不同草地类型区土壤有机碳组份的差异[J]. 地球科学, 2024, 49 (4): 1487—1497.]

(责任编辑: 陈荣府)