

不同土地利用方式对土壤惰性碳的影响

左超^{1,2,3}, 罗彩云^{1,2*}, 赵亮^{1,2}, 赵新全^{1,2}, 常小峰⁴, 潘思辰^{1,2,3}

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院三江源国家公园研究院, 青海 西宁 810008; 3. 中国科学院大学, 北京 10049; 4. 西北农林科技大学水土保持研究所, 陕西 杨凌, 712100)

摘要:【目的】研究不同土地利用方式对草地土壤惰性碳的影响, 对于客观认识草地在减少大气CO₂排放中的作用, 制定草地碳增汇策略, 合理利用草地资源具有重要意义。【方法】在中国科学院海北高寒草甸生态系统研究站3种不同利用方式土地(冬季自由放牧—冬牧、围封禁牧—禁牧、开垦播种燕麦—燕麦), 采用梅花形5点采样法采集野外样品, 结合室内酸水解等分析方法, 对0~30 cm土层的土壤总有机碳和惰性碳进行分层研究。【结果】1) 0~10 cm土层土壤有机碳含量以冬牧最高(95.15 g/kg), 禁牧次之(70.56 g/kg), 开垦播种燕麦最小(54.44 g/kg)。冬牧土壤惰性碳含量比禁牧高27.77%, 冬牧比燕麦高32.54%。2) 与冬牧相比, 禁牧16年土壤0~10 cm土层有机碳下降了25.84%, 开垦30年0~10 cm土层土壤有机碳下降了42.79%。禁牧16年土壤0~30 cm土层有机碳下降了10.89%, 开垦30年0~30 cm土层土壤有机碳下降了9.48%。0~30 cm土层惰性碳平均含量冬牧比禁牧高22.67%, 冬牧比燕麦高3.60%; 与开垦相比, 禁牧使惰性碳降低了19.78%。3) 不同土地利用方式土壤理化性质与土壤碳库组成存在显著相关, 土壤理化性质的改变是引起不同草地类型土壤碳库组成变化的重要原因。【结论】禁牧后土壤惰性碳含量降低的幅度大于开垦, 冬牧有利于土壤惰性碳的积累; 健康草地禁牧之后降低了土壤惰性碳的含量, 减弱了土壤有机碳的稳定性。不同土地利用方式主要通过影响土壤理化性质及养分含量影响土壤有机碳和惰性碳含量。因此, 通过改善放牧管理, 可以维持或进一步增加有机碳存储以及土壤有机碳的稳定性, 健康草地禁牧不利于土壤有机碳的积累。

关键词: 高寒草甸; 不同土地利用方式; 土壤有机碳; 惰性碳

中图分类号: S812.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-5500(2024)02-0096-10

DOI: 10.13817/j.cnki.cyycp.2024.02.010



全球土壤中储存的有机碳约1 550 pg, 为大气碳库的2倍左右^[1]。因此, 土壤有机碳(SOC)是全球碳库的重要组成部分, 土壤有机碳一方面是土壤肥力的基础, 另一方面在调节气候、保护水资源、维持生物多样性方面发挥着不可或缺的作用。土地利用是调控

土壤有机碳输入与有机碳损失平衡的主要影响因素, 土地利用决定了土壤CO₂的固定和排放^[2]。土地的恰当利用对土壤SOC的维持有积极的效果, 可以提高SOC的储量。活性碳和惰性碳是土壤碳的重要组成部分, 土壤惰性碳不易被微生物分解, 对环境变化的响应较慢, 往往被用作表征土壤碳库积累和碳稳定性的重要指标^[3]。因此, 研究不同土地利用方式对土壤惰性碳的影响尤为重要。

草地生态系统是世界上分布最广泛的陆地生态系统之一, 草地生态系统在全球陆地碳循环中发挥着关键作用^[4-5]。受旅游开发和过度放牧等人类活动的影响, 草地和畜牧业的可持续发展受到极大威胁。围

收稿日期: 2023-02-11; **修回日期:** 2023-03-07

基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK 040104); 祁连山国家公园开放课题(GKQ 2019-01)

作者简介: 左超(1999-), 男, 贵州织金人, 硕士研究生。

E-mail: zuochao1997@qq.com

*通信作者。E-mail: luocy88@nwipb.cas.cn

栏封育是恢复退化草地最直接有效的举措,“以小保大”草地保护措施是指小面积草地开垦种植人工草地(产量是天然草地的3~5倍),避免更大区域草地的过度利用^[6]。因此,放牧、围封和开垦种植人工草地成为草地最主要的利用方式。

草地利用是干扰土壤碳循环最重要、最直接的人类活动之一,不同的利用方式和利用强度会影响土壤理化性质和土壤中许多生态过程,进而导致土壤有机碳生物地球化学循环的变化。开垦和放牧草地对植被盖度、物种多样性、植物生长特点和土壤营养物质周转有不同程度的干扰^[7]。封育作为退化草地恢复和管理的有效手段之一,通过植被的自然更新,提高退化草地的生产力,进而在草地土壤有机碳的动态变化过程中发挥重要作用。土地利用对土壤有机碳影响的研究已有大量报道^[8-11],而引起土壤碳库发生变化的主要因素是易分解、矿化的活性部分(活性碳)^[10]。在当前全球变化的大背景下,研究碳稳定性显得十分迫切。本研究以高寒草地生态系统定位站的3种土地利用方式(冬季自由放牧、围封禁牧、开垦播种燕麦)草地为研究对象,研究土壤总有机碳和惰性碳的变化规律及其影响因素,以期为今后草地的合理利用和科学管理提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

中国科学院西北高原生物研究所海北高寒草甸生态系统定位站(37°37' N, 101°19' E)地处祁连山东段北支冷龙岭南麓,大通河河谷的西北部,海拔3 220 m。受高原大陆性气候及祁连山的影响,海北站无明显四季之分,一年只有冷暖两季,夏季湿润多雨,冬季寒冷干燥,最热月(7月)平均气温为9.8℃;最冷月(1月)平均气温为-14.8℃。年内无绝对无霜期,相对无霜期仅20 d左右。年降水量在426~860 mm,多年平均降水量590.1 mm,降水集中于5~9月,占全年降水总量的80%,年际和季节降水分布不均。该区域土壤类型为草毡寒冻锥形土,自1982年以来一直被作为冬季牧场(放牧时间元月至二月),牦牛和藏羊混合放牧,地上植被被完全采食。该高寒草甸为矮嵩草

(*Kobresia humilis*)草甸,主要由矮嵩草、羊茅(*Festuca ovina*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、小嵩草(*K. pygmaea*)、早熟禾(*Poa* spp.)、洽草(*Koeleria glauca*)、藏异燕麦(*Helictotrichon tibeticum*)、红棕薹草(*Carex przewalskii*)、二柱头薹草(*Scirpus distigmaticus*)、线叶龙胆(*Gentiana farre*)等植物组成^[12]。样点和样地见图1。

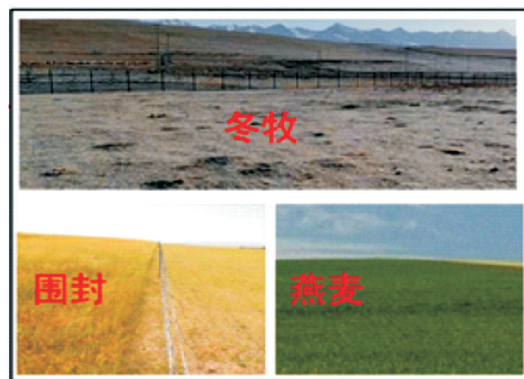


图1 样点和样地信息图

Fig. 1 Sampling sites and samples plot map

1.2 土壤样品采集

根据海北站主要土地利用方式,选取3种常见土地利用方式,即围栏外的天然放牧(冬牧)草地:自1982年以来一直为冬牧草场;围栏内长期禁牧草地(禁牧):自2006年5月围封不放牧,之前为冬牧草场;开垦后种植燕麦(燕麦)草地:自1982年以来一直播种燕麦的人工草地(施牛羊粪有机肥,没有严格的施肥量,不灌溉,不倒茬),每个样地间保持一定的距离(50~100 m)。为了减少取样的异质性,我们用直径为3.5 cm的土钻采用梅花形5点采样法,每个小区将所取5钻土壤样品混合均匀,过2 mm筛,去掉石头和可见的植物残体后风干备用以测定土壤各指标。2021年8月下旬在样地内采集土壤样品,土样采集分3层:0~10、10~20、20~30 cm。在所选定的上述样地中,挖取3个典型土壤剖面,按0~0、10~20和20~30 cm划分土层,用100 cm³的环刀分层取土,带回实验室测定各土层的土壤容重。样品处理时,先剔除活体根系、石块等杂物,并取小样本测定土壤含水率。之后,将土壤样品分成2等份:1份置于-4℃冷藏,用于测定铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)含量;1份于阴凉干燥通风处自然风干,取小样本进行研磨,过2 mm筛,测定pH值,另取小样本进行研磨,过

0.15 mm 筛,用于测定总有机碳、惰性碳含量以及土壤理化性质。

1.3 测定项目与方法

1) 基础理化性质测定:采用环刀法测定土壤容重(BD),重铬酸钾容量法测定土壤有机碳(SOC)含量,半微量凯氏法($K_2SO_4 - CuSO_4 - Se$ 蒸馏法)测定土壤全氮(TN)含量,电位法测定 pH 值,氢氧化钠熔融—钼锑抗比色法测定土壤全磷(TP)含量,火焰光度法测定土壤全钾(TK)含量,硝态氮—铵态氮采用 2 mol/L KCl 浸提之后用连续流动分析仪测定^[13]。

2) 土壤惰性碳(RC)含量:采用酸水解法^[14-15]。即,称取 2 g 过 2 mm 筛的风干土样于消煮管中,然后加入 6 mol/L HCl 并在 115 °C 下消煮 16 h,样品冷却后用蒸馏水洗至中性,再在 55 °C 下烘干,研磨过 180 μm 筛,用重铬酸钾容量法—外加热法测得的有机碳含量即为惰性碳含量。

1.4 数据处理

所有数据经 Excel 软件处理后,用 SPSS 11.5 软件进行统计分析,有机碳、惰性碳等为因变量,不同土地利用方式为自变量,采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和 LSD 法进行多重比较。因变量和自变量并列进行双变量相关分析(Bivariate Correlations)检验参数之间的相关性,显著性水平与极显著性水平分别设定为 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 。土壤碳库与土壤理化性质指标的相关性采用 Pearson 相关系数表示。Origin 2021 作图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化指标

0~10 cm 土层容重(BD)以燕麦处理最高(0.66 g/cm³),禁牧处理(0.57 g/cm³)次之,冬牧处理(0.49 g/cm³)最低,且三者之间差异显著。10~20 cm 土层容重冬牧处理最高(0.74 g/cm³),燕麦处理次之(0.70 g/cm³),禁牧处理最低(0.63 g/cm³)。20~30 cm 土层容重禁牧处理最高(0.81 g/cm³),冬牧处理次之(0.74 g/cm³),燕麦处理最低(0.68 g/cm³)。0~30 cm 土层容重燕麦处理最高(0.68 g/cm³),禁牧处理次之(0.67 g/cm³),冬牧处理最低(0.66 g/cm³),且各处理之间差异不显著。0~10、10~20、0~30 cm 土层土壤

pH 禁牧处理和燕麦处理显著($P < 0.05$)高于冬牧处理,20~30 cm 土层土壤 pH 3 种处理间没有显著差异。

0~10 cm 深度土壤全氮在 3 种处理间差异显著,冬牧处理最高,为 8.90 g/kg,禁牧处理次之,为 7.00 g/kg,燕麦处理全氮含量最小,为 4.79 g/kg;随着土层加深,冬牧与禁牧处理土壤全氮含量降低,而燕麦处理 10~20 cm 土壤全氮含量高于 0~10 cm 和 20~30 cm 土层,各处理全氮含量在 0~30 cm 土层中无显著性差异。0~10 cm 土层全磷含量在 3 种处理下没有显著差异,10~20 cm 土层全磷含量燕麦处理最高,显著高于冬牧和禁牧处理。20~30 cm 土层全磷含量在 3 种处理下冬牧处理和禁牧处理最高,显著高于燕麦处理,以燕麦处理最低,3 种处理下全磷含量都随着土层加深而降低。0~30 cm 土层中燕麦处理全磷含量显著高于冬牧与禁牧处理。0~10 cm 土层全钾含量禁牧处理最高,显著高于冬牧和燕麦处理。10~20、20~30、0~30 cm 土层全钾含量冬牧处理和禁牧处理显著高于燕麦处理(表 1)。

0~10 cm 土层铵态氮含量以冬牧处理最高,为 31.82 mg/kg,燕麦处理最低,为 9.70 mg/kg,冬牧处理显著高于燕麦处理,禁牧处理为 17.73 mg/kg,禁牧与冬牧、燕麦处理之间无显著差异;硝态氮含量禁牧处理最高,为 8.30 mg/kg,燕麦处理次之,为 5.10 mg/kg,冬牧处理最低,为 3.87 mg/kg。三者之间差异不显著。10~20 cm 土层铵态氮含量冬牧处理(14.78 mg/kg) > 禁牧处理(10.17 mg/kg) > 燕麦处理(8.30 mg/kg),硝态氮含量燕麦(5.40 mg/kg) > 禁牧处理(5.10 mg/kg) > 冬牧处理(3.80 mg/kg),铵态氮和硝态氮各处理之间都无显著差异;20~30 cm 土层铵态氮含量冬牧处理(8.78 mg/kg) > 燕麦处理(7.67 mg/kg) > 禁牧处理(6.08 mg/kg),硝态氮含量燕麦处理(5.28 mg/kg) > 禁牧处理(4.43 mg/kg) > 冬牧处理(3.10 mg/kg),铵态氮含量以冬牧处理最高,显著高于禁牧处理,燕麦处理与冬牧和禁牧处理之间差异不显著,硝态氮含量各处理之间差异不显著。0~30 cm 土层铵态氮含量冬牧处理(18.46 mg/kg) > 禁牧处理(11.33 mg/kg) > 燕麦处理(8.56 mg/kg),硝态氮含量禁牧处理(5.94 mg/kg) > 燕麦处理(5.26 mg/kg) > 冬牧处理(3.59 mg/kg),铵态氮含量冬牧处理最

表 1 三种土地利用方式土壤理化指标比较

Table 1 Comparison of soil physical and chemical indexes in three land use methods

处理	深度/cm	容重/(g·cm ⁻³)	pH	全氮/(g·kg ⁻¹)	全磷/(g·kg ⁻¹)	全钾/(g·kg ⁻¹)
冬牧	0~10	0.49±0.02 ^c	7.31±0.10 ^b	8.90±0.50 ^a	0.99±0.01 ^a	16.75±0.15 ^b
禁牧	0~10	0.57±0.03 ^b	7.75±0.07 ^a	7.00±0.51 ^b	0.94±0.02 ^a	18.01±0.13 ^a
燕麦	0~10	0.66±0.01 ^a	8.01±0.03 ^a	4.79±0.06 ^c	1.04±0.03 ^a	17.11±0.11 ^b
冬牧	10~20	0.74±0.01 ^a	7.88±0.02 ^b	4.83±0.15 ^a	0.84±0.00 ^b	18.14±0.25 ^a
禁牧	10~20	0.63±0.03 ^b	7.95±0.03 ^{ab}	5.18±0.37 ^a	0.87±0.03 ^b	17.98±0.15 ^a
燕麦	10~20	0.70±0.02 ^{ab}	8.03±0.03 ^a	5.02±0.28 ^a	1.00±0.02 ^a	17.06±0.12 ^b
冬牧	20~30	0.74±0.01 ^{ab}	8.06±0.02 ^a	3.64±0.24 ^b	0.79±0.01 ^b	18.10±0.18 ^a
禁牧	20~30	0.81±0.02 ^a	8.06±0.03 ^a	3.67±0.23 ^b	0.79±0.01 ^b	18.11±0.18 ^a
燕麦	20~30	0.68±0.02 ^b	7.95±0.08 ^a	4.84±0.22 ^a	0.96±0.02 ^a	17.02±0.07 ^b
冬牧	0~30	0.66±0.04 ^a	7.75±0.12 ^b	5.79±0.82 ^a	0.88±0.03 ^b	17.66±0.22 ^a
禁牧	0~30	0.67±0.04 ^a	7.92±0.05 ^{ab}	5.28±0.54 ^a	0.87±0.03 ^b	18.03±0.10 ^a
燕麦	0~30	0.68±0.01 ^a	8.00±0.03 ^a	4.89±0.12 ^a	1.00±0.02 ^a	17.06±0.06 ^b

注:数据为均值±标准误,同一土层中不同小写字母表示不同处理类型间差异显著性, $P<0.05$ 。

高,显著高于燕麦处理,禁牧与冬牧处理和燕麦处理之间差异不显著,硝态氮含量以禁牧处理最高,显著高于冬牧处理,燕麦与冬牧处理和禁牧处理之间差异不显著(表2)。

表 2 三种土地利用方式土壤铵态氮和硝态氮含量比较

Table 2 Comparison of soil ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents in three land use methods

处理	深度/cm	NH ₄ ⁺ -N/(mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/(mg·kg ⁻¹)
冬牧	0~10	31.82±4.26 ^a	3.87±0.51 ^a
禁牧	0~10	17.73±3.39 ^{ab}	8.30±1.90 ^a
燕麦	0~10	9.70±1.4 ^b	5.10±0.07 ^a
冬牧	10~20	14.78±1.27 ^a	3.80±0.31 ^a
禁牧	10~20	10.17±1.78 ^a	5.10±0.52 ^a
燕麦	10~20	8.30±0.67 ^a	5.40±0.6 ^a
冬牧	20~30	8.78±0.74 ^a	3.10±0.19 ^a
禁牧	20~30	6.08±0.43 ^b	4.43±0.25 ^a
燕麦	20~30	7.67±0.35 ^{ab}	5.28±0.54 ^a
冬牧	0~30	18.46±3.80 ^a	3.59±0.25 ^b
禁牧	0~30	11.33±2.18 ^{ab}	5.94±0.92 ^a
燕麦	0~30	8.56±0.64 ^b	5.26±0.2 ^{ab}

注:数据为均值±标准误,同一土层中不同小写字母表示不同处理类型间差异显著性, $P<0.05$ 。

2.2 土壤有机碳和惰性碳含量的变化

0~10 cm 土层土壤有机碳含量冬牧处理最高(95.15 g/kg),禁牧处理次之(70.56 g/kg),燕麦处理最小(54.44 g/kg)(图 2-A)。土壤惰性碳 3 种处理之

间没有显著差异,冬牧处理比禁牧处理高 27.77%,冬牧处理比燕麦处理高 32.54%(图 2-A)。10~20 cm 土层土壤有机碳和惰性碳含量 3 种处理间没有显著差异(图 2-B)。20~30 cm 土层土壤有机碳燕麦处理最高(55.63 g/kg),显著高于禁牧处理(38.08 g/kg)和冬牧处理(37.60 g/kg)(图 2-C)。禁牧处理 16 年土壤 0~10 cm 土层有机碳含量下降了 25.84%,开垦 30 年 0~10 cm 土层土壤有机碳含量下降了 42.79%。禁牧处理 16 年土壤 0~30 cm 土层有机碳含量下降了 10.89%,开垦 30 年 0~30 cm 土层土壤有机碳含量下降了 9.48%(图 2-D)。惰性碳含量禁牧处理最低,显著低于冬牧和燕麦处理,冬牧处理和燕麦处理之间没有显著差异(图 2-D)。0~30 cm 土层惰性碳平均含量冬牧处理比禁牧处理高 22.67%,冬牧处理比燕麦处理高 3.60%;与开垦相比,禁牧处理使惰性碳含量降低了 19.78%(图 2-D)。由此可见,禁牧处理后土壤惰性碳含量降低的幅度大于开垦,冬牧处理有利于土壤惰性碳的积累(图 2-D)。

2.3 土壤惰性碳与土壤理化性质的关系

土壤有机碳含量与容重、pH、全钾含量呈极显著的负相关关系,与全氮、全磷、铵态氮含量呈极显著的正相关关系,与硝态氮含量之间没有显著的相关关系。土壤惰性碳含量与土壤全氮、全磷、铵态氮呈极显著的正相关关系,与土壤 pH、容重、全钾含量呈极显

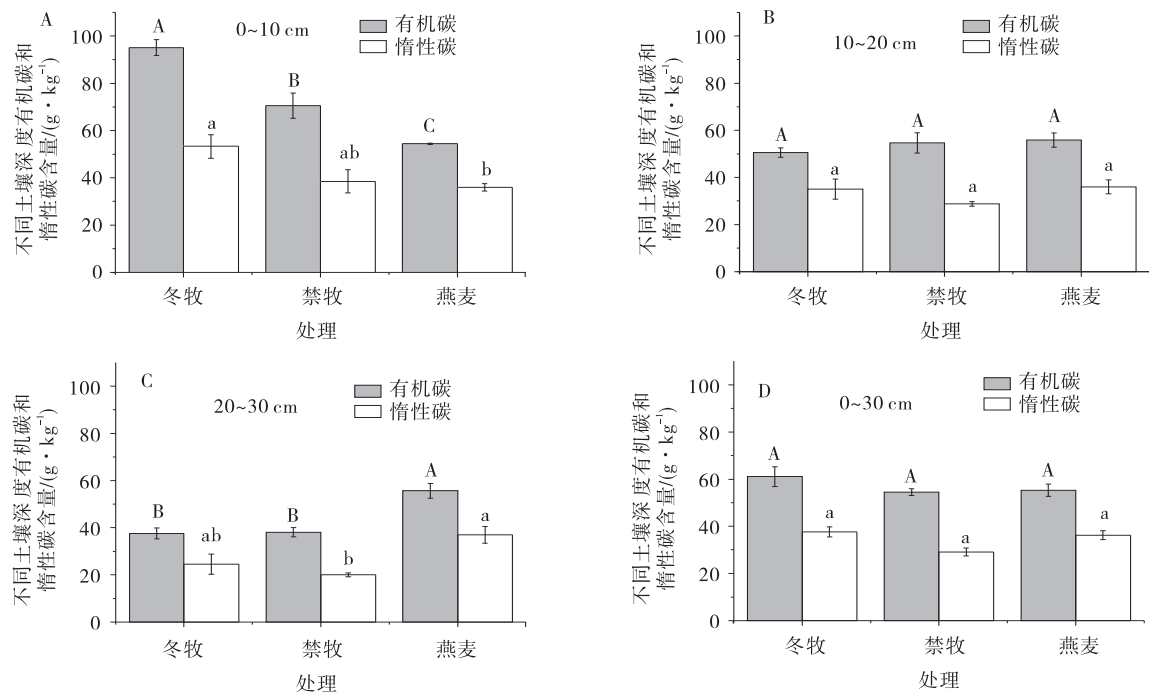


图2 三种利用类型不同深度有机碳、惰性碳含量比较

Fig. 2 Comparison of organic carbon and inert carbon contents in different soil depths under three land use methods

注:数据为均值±标准误;不同字母表示同一土层不同处理间差异显著($P<0.05$)。

著的负相关关系,与土壤硝态氮含量之间没有显著的相关关系(图3)。

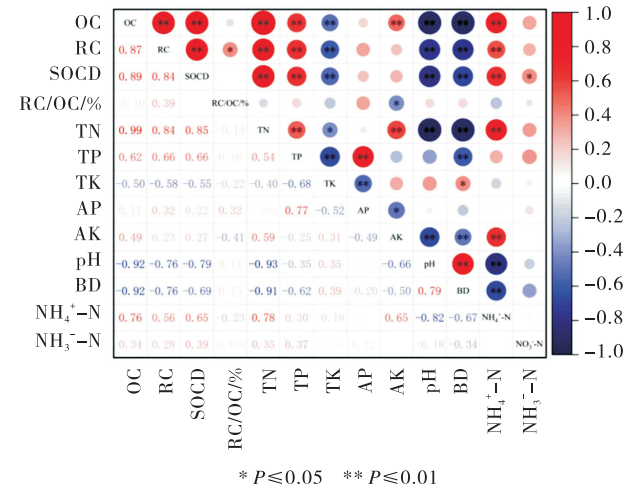


图3 土壤碳库与土壤基础理化性质相关性

Fig. 3 Correlation between soil carbon pool of different land use types and physical and chemical properties of soil foundation.

注:*, $P\leq 0.05$; **, $P\leq 0.01$ 。

3 讨论

3.1 不同土地利用方式对土壤有机碳和惰性碳含量的影响

本研究结果表明,冬季放牧草场0~10 cm土壤有

机碳含量显著高于禁牧和燕麦草地土壤有机碳含量,说明在该地区禁牧和开垦播种燕麦都不利于表层土壤有机碳的积累。这一方面是因为放牧家畜粪便的归还有利于土壤有机质(SOM)的积累,显著提高了土壤表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量(表1)。有研究表明,氮可以通过与木质素结合形成不易分解的物质,降低土壤有机碳的分解速率^[16]。另一方面适度放牧会刺激植物根系的生长^[17],与地上植物残渣相比,根系在有机碳积累中发挥了关键作用^[18]。草地禁牧之后地上枯落物堆积,地表温度降低,土壤含水量增大,枯落物分解变慢^[19-20]。由于缺乏动物采食的刺激,不利于地下根系的生长^[21],浅根系植物增多^[22]。另有研究表明,未退化草地短期(<5年)禁牧对高寒草甸土壤有机碳影响不大^[23],而在我们的研究中,已经禁牧16年,说明长期(≥ 10 年)禁牧不利于表层土壤有机碳的积累。由此可见,虽然禁牧是恢复退化草地的有效手段,但其并不一定是在所有情况下都会产生积极作用,对未退化的草地进行禁牧,短期内没有作用,长期内甚至产生负面影响,而未退化草地通过合理放牧不仅实现了其生产功能,而且有利于土壤碳的累积。通过改善放牧管理,可以维持或进一步增加有机碳存储^[24]。有研究

表明,由于地上植物生物量向根系生物量的碳分配增加,适度放牧可能会增加有机碳储量^[25]。Dlamini 等^[26]采用整合分析研究表明,由草地退化引起的全球草地 0~30 cm 有机碳储量平均下降了 9%,重度退化和轻度退化土壤有机碳储量下降幅度在 7%~13% 之间。而在我们的研究中,禁牧 16 年土壤 0~30 cm 土层有机碳含量下降了 10.89%,开垦 40 年 0~30 cm 土层土壤有机碳下降了 9.48% (图 2-D),其下降比例超过由于退化引起的世界草地土壤有机碳下降的平均水平,且 0~10 cm 土层下降的比例大约是 0~30 cm 平均值的 3 倍。该研究结果表明,未退化草地长期禁牧导致土壤退化,并不利于草地土壤碳积累。而长期冬牧有利于草地土壤有机碳的维持,这与 Dong 等^[27]的研究结果相同,合理放牧不会造成土壤碳流失。尤其是冷季非生长季放牧,与生长季放牧相比,冬季动物踩踏对高寒地区冻土结构的破坏较小^[28]。

土壤惰性碳稳定性强,不易分解,周转时间长,其含量常常作为全球变化影响下土壤对环境长期变化的响应指标^[3,29],不同植被恢复类型对土壤惰性碳的影响也不同。相比于禁牧,冬牧和开垦有利于惰性碳的积累。健康草地禁牧之后降低了土壤惰性碳的含量,减弱了土壤有机碳的稳定性。不稳定碳输入后原生土壤有机质(SOM)分解的变化,称为“启动效应(PE)”^[30-33]。PE 对 SOM 分解速率的影响可能超过温度等环境因素对 SOM 分解速率的影响^[34-36]。更低的启动效应和更高的抗分解能力,更有利于土壤中碳的保留,PE 越强越不利于碳的累积。Chen 等^[37]研究表明,不同稳定性的土壤碳库的 PE 不同。惰性土壤碳库比活性土壤碳库更容易受到 PE 的影响,但惰性土壤碳库至少在短期内比活性土壤碳库能够隔离更多的外源碳,导致更高的土壤碳储量。一方面,与冬牧和禁牧处理相比,燕麦处理长期缺乏新鲜有机质的输入,提供的底物较少,导致微生物碳限制相对较高,微生物休眠比例较大^[38]。另一方面,根据氮开采假说,相对难降解的土壤碳库(禁牧和燕麦处理)在相对较低的供氮条件下(表 2),可引发较大的微生物氮需求,使微生物能够分解复杂的分子结构获取有效氮,并刺激更稳定的有机碳分解^[39-41]。因此,与冬牧处理相比,禁牧和燕麦处理表层土壤惰性碳含量大大降低

(图 2-A)。另外,在 meta 分析中,发现 PE 强度随温度升高而降低^[42],冬牧处理土壤温度高于燕麦处理和禁牧处理^[43],可能导致 PE 强度降低,有利于土壤惰性碳和总碳积累。Guenet 等^[44]报告称,PE 可能使全球 SOC 减少 51%。因此,有机碳固存是外源碳输入与 PE 矿化原生碳库碳损失之间的平衡。0~30 cm 土层平均而言燕麦处理惰性碳与总有机碳之比最高,冬牧处理次之,禁牧处理最低(图 2)。这似乎更能说明高寒草甸生态系统中,惰性碳含量的维持是由 PE 占主导地位的,不过该观点还需要进一步通过控制实验验证。

3.2 不同土地利用方式对土壤理化性质的影响

土地利用方式改变了土壤的理化性质(表 1、表 2),理化性质的改变进而会对土壤碳库的组成产生影响^[29]。土地利用方式还会改变凋落物的输入和碳固持,进而影响土壤碳含量^[45]。笔者的研究发现,放牧显著提高了草地 0~40 cm 深度根系生物量^[20],这有利于土壤有机碳的积累。另外,冬牧处理土壤 NH_4^+-N 含量最高,pH 值最低,是因为家畜粪便的归还所致^[46]。这一方面可能会抑制部分土壤微生物的活动而使土壤有机碳分解速率减小^[47],导致 0~10 cm 土层土壤有机碳含量显著增加(图 2)。另一方面,冬牧处理土壤丰富的氮肥可能抑制了土壤惰性碳的分解,增加了较难分解的碳的稳定性^[48]。因此,各处理土壤总有机碳和惰性碳含量有同增同减的趋势(图 2),正好解释了图 3 所示的各指标之间相关性关系的结果。10~20 cm 土层土壤总有机碳含量和惰性碳含量各处理之间差异消失,20~30 cm 土层变化趋势与 0~10 cm 土层相反,可能是因为表层土壤和深层土壤其控制因素不同所致。有研究发现,表层土长期土壤碳的持久性主要受植物碳输入的控制,而底土主要受矿物保护的影响^[49]。与生长季放牧相比,冬季放牧畜蹄践踏对冻土结构的破坏较小^[20],因此,放牧强度对土壤结构的影响可以忽略。

4 结论

禁牧处理土壤惰性碳含量降低的幅度大于开垦,冬牧处理有利于土壤惰性碳的积累;健康草地禁牧之后降低了土壤惰性碳的含量,减弱了土壤有机碳的稳定性。不同土地利用方式主要通过影响土壤理化性

质及养分含量影响土壤有机碳和惰性碳含量。因此,通过改善放牧管理,可以维持或进一步增加有机碳存储以及土壤有机碳的稳定性,健康草地禁牧不利于土壤有机碳的积累。

参考文献:

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304(5677): 1623—1627.
- [2] Berner R A. Atmospheric Carbon-Dioxide Levels Over Phanerozoic Time[J]. *Science*, 1990, 249(4975): 1382—1386.
- [3] Knorr W, Prentice I C, House J I, *et al.* Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming[J]. *Nature*, 2005, 433(7023): 298—301.
- [4] Reeder J D, Schuman G E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116(3): 457—463.
- [5] 戴尔阜, 黄宇, 赵东升. 草地土壤固碳潜力研究进展[J]. *生态学报*, 2015, 35(12): 3908—3918.
- [6] 方精云, 潘庆民, 高树琴, 等. “以小保大”原理: 用小面积人工草地建设换取大面积天然草地的保护与修复[J]. *草业科学*, 2016, 33(10): 1913—1916.
- [7] Bradford M A, Wieder W R, Bonan G B, *et al.* Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change[J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(8): 751—758.
- [8] Li W, Cao W X, Wang J L, *et al.* Effects of grazing regime on vegetation structure, productivity, soil quality, carbon and nitrogen storage of alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 98: 123—133.
- [9] 张伟, 李鹏, 肖列, 等. 黄土高原丘陵区地形和土地利用对土壤有机碳的影响[J]. *土壤学报*, 2019, 56(5): 1140—1150.
- [10] 杨长明, 陈霞智, 张一夔, 等. 土地利用与覆被变化对巢湖湖滨带土壤有机碳组分及酶活性的影响[J]. *湖泊科学*, 2021, 33(6): 1766—1776.
- [11] 李春丽. 土地利用变化与氮素添加对环湖地区高寒草原土壤/植被碳素和植物叶片化学计量的影响[D]. 北京: 中国科学院大学, 2017.
- [12] 周兴民, 李健华. 高寒草甸生态系统定位站的主要植被类型及其地理分布规律[M]//高寒草甸生态系统. 北京: 科学出版社, 1982: 9—18.
- [13] 鲁如坤. 土壤农化分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1996.
- [14] Leavitt S W, Follett R F, Paul E A. Estimation of slow- and fast-cycling soil organic carbon pools from 6 N HCl hydrolysis[J]. *Radiocarbon*, 1996, 38(2): 231—239.
- [15] 邵月红, 潘剑君, 孙波. 不同森林植被下土壤有机碳的分解特征及碳库研究[J]. *水土保持学报*, 2005, 19(3): 24—28.
- [16] Janssens I A, Dieleman W, Luyssaert S, *et al.* Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition[J]. *Nature Geoscience*, 2010, 3(5): 315—322.
- [17] Pucheta E, Bonamici I, Cabido M, *et al.* Below-ground biomass and productivity of grazed site and a neighbouring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina[J]. *Austral Ecology*, 2004, 29(2): 201—208.
- [18] Kan Z R, Liu W X, Zhang H L, *et al.* Mechanisms of soil organic carbon stability and its response to no-till: A global synthesis and perspective[J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(3): 693—710.
- [19] Luo C Y, Xu G P, Chao Z G, *et al.* Effect of warming and grazing on litter mass loss and temperature sensitivity of litter and dung mass loss on the Tibetan plateau[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(5): 1606—1617.
- [20] Luo C Y, Bao X Y, Wang S P, *et al.* Impacts of seasonal grazing on net ecosystem carbon exchange in alpine meadow on the Tibetan Plateau[J]. *Plant and Soil*, 2015, 396(1—2): 381—395.
- [21] Luo C Y, Wang S P, Zhang L R, *et al.* CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in an alpine meadow on the Tibetan Plateau as affected by N-addition and grazing exclusion[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2020, 117(1): 29—42.
- [22] Wang S P, Duan J C, Xu G P, *et al.* Effects of warming and grazing on soil N availability, species composition, and ANPP in an alpine meadow[J]. *Ecology*, 2012, 93(11): 2365—2376.
- [23] 于宝政, 彭岳林, 屈兴乐. 短期围封对高寒草甸土壤有机碳及主要养分含量的影响[J]. *西南农业学报*, 2019, 32(5): 1074—1078.
- [24] Briske D D, Sayre N F, Huntsinger L, *et al.* Origin, persistence, and resolution of the rotational grazing debate: Integrating human dimensions into rangeland research[J]. *Rangeland Ecology & Management*, 2011, 64(4):

- 325—334.
- [25] Hafner S, Unteregelsbacher S, Seeber E, *et al.* Effect of grazing on carbon stocks and assimilate partitioning in a Tibetan montane pasture revealed by $^{13}\text{CO}_2$ pulse labeling [J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(2): 528—538.
- [26] Dlamini P, Chivenge P, Chaplot V, *et al.* Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2016, 221: 258—269.
- [27] Dong L, Martinsen V, Wu Y T, *et al.* Effect of grazing exclusion and rotational grazing on labile soil organic carbon in north China [J]. *European Journal of Soil Science*, 2021, 72(1): 372—384.
- [28] Luo Z K, Wang E L, Sun O J. A meta-analysis of the temporal dynamics of priming soil carbon decomposition by fresh carbon inputs across ecosystems [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 101: 96—103.
- [29] 向慧敏, 温达志, 张玲玲, 等. 鼎湖山森林土壤活性碳及惰性碳海拔梯度的变化 [J]. *生态学报*, 2015, 35(18): 6089—6099.
- [30] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(11—12): 1485—1498.
- [31] Fontaine S, Barot S, Barre P, *et al.* Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply [J]. *Nature*, 2007, 450(7167): 277—U10.
- [32] Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review [J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2008, 45(2): 115—131.
- [33] Liu X J A, Sun J, Mau R L, *et al.* Labile carbon input determines the direction and magnitude of the priming effect [J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 109: 7—13.
- [34] Zhu B A, Cheng W X. Rhizosphere priming effect increases the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition [J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(6): 2172—2183.
- [35] Wei L, Razavi B S, Wang W Q, *et al.* Labile carbon matters more than temperature for enzyme activity in paddy soil [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2019, 135: 134—143.
- [36] Zhou S, Lin J J, Wang P, *et al.* Resistant soil organic carbon is more vulnerable to priming by root exudate fractions than relatively active soil organic carbon [J]. *Plant and Soil*, 2022, DOI:10.1007/s11104-021-05288-y.
- [37] Chen X, Lin J J, Wang P, *et al.* Resistant soil carbon is more vulnerable to priming effect than active soil carbon [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2022, 168: 108619.
- [38] Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 67: 192—211.
- [39] Fontaine S, Henault C, Aamor A, *et al.* Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(1): 86—96.
- [40] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, *et al.* Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories [J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(7): 2356—2367.
- [41] Chen L Y, Liu L, Mao C, *et al.* Nitrogen availability regulates topsoil carbon dynamics after permafrost thaw by altering microbial metabolic efficiency [J]. *Nature Communications*, 2018, 9: 3951.
- [42] Sun Z L, Liu S G, Zhang T A, *et al.* Priming of soil organic carbon decomposition induced by exogenous organic carbon input: a meta-analysis [J]. *Plant and Soil*, 2019, 443(1—2): 463—471.
- [43] Zhang Z H, Duan J C, Wang S P, *et al.* Effects of land use and management on ecosystem respiration in alpine meadow on the Tibetan Plateau [J]. *Soil & Tillage Research*, 2012, 124: 161—169.
- [44] Guenet B, Camino-Serrano M, Ciais P, *et al.* Impact of priming on global soil carbon stocks [J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(5): 1873—1883.
- [45] Liu N, Zhang Y J, Chang S J, *et al.* Impact of grazing on soil carbon and microbial biomass in typical steppe and desert steppe of Inner Mongolia [J]. *PLoS One*, 2012, 7(5): 036434.
- [46] Lin X W, Wang S P, Ma X Z, *et al.* Fluxes of CO_2 , CH_4 , and N_2O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan plateau during summer grazing periods [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(4): 718—725.
- [47] Ayanaba A, Jenkinson D S. Decomposition of carbon-14 labeled ryegrass and maize under tropical conditions

- [J]. Soil Science Society of America Journal, 1990, 54 (1):112—115.
- [48] Kaiser M, Wirth S, Ellerbrock R H, *et al.* Microbial respiration activities related to sequentially separated, particulate and water—soluble organic matter fractions from arable and forest top soils [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2010, 42(3):418—428.
- [49] Chen L Y, Fang K, Wei B, *et al.* Soil carbon persistence governed by plant input and mineral protection at regional and global scales [J]. Ecology Letters, 2021, 24 (5) : 1018—1028.

Effects of different land use methods on inert soil carbon

ZUO Chao^{1,2,3}, LUO Cai-yun^{1,2*}, ZHAO Liang^{1,2}, ZHAO Xin-quan^{1,2},

CHANG Xiao-feng⁴, PAN Si-chen^{1,2,3}

(1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining, 810008, China; 2. Institute of Sanjiangyuan National Park, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: 【Objective】 Investigating the effects of different land uses on soil inert carbon in grassland is of great significance for objectively understanding the role of grassland in mitigating atmospheric carbon dioxide emissions, developing strategies for carbon sequestration in grassland, and rational utilization of grassland resources. 【Method】 The total organic carbon and inert carbon of soil at Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station of the Chinese Academy of Sciences were studied under three different land use methods (i. e. , free grazing in winter (winter grazing), grazing enclosure (grazing enclosure), and cultivated annual oats (oats)). 【Result】 1) Soil organic carbon content in the 0~10 cm soil layer was the highest under winter grazing (95. 15 g/kg), followed by grazing enclosure (70. 56 g/kg), and cultivated annual oats (54. 44 g/kg), The content of soil inert carbon under winter grazing was 27. 77% higher than that under grazing enclosure, and 32. 54% higher than that under cultivated annual oats. 2) Compared with winter grazing, soil organic carbon in the 0~10 cm layer decreased by 25. 84% after 16 years of grazing enclosure, and soil organic carbon in the 0~10 cm layer decreased by 42. 79% after 30 years of cultivation, Compared to free grazing, the organic carbon in the 0~30 cm soil layer decreased by 10. 89% after 16 years of grazing enclosure, and by 9. 48% in the 0~30 cm soil layer after 30 years of cultivation, The average inert carbon content in the 0~30 cm soil layer was 22. 67% higher under winter grazing than under grazing enclosure, and 3. 60% higher under winter grazing than under annual oats, Compared with cultivation, grazing enclosure reduced the inert carbon by 19. 78%. 3) There was a significant correlation between soil physical and chemical properties and soil carbon pool composition under different land use methods, and the change in soil physical and chemical properties was an important reason for the change in soil carbon pool composition under different grassland use methods. 【Conclusion】 The decrease of soil inert carbon content after grazing prohibition is greater than that after reclamation, and winter grazing is beneficial to the accumulation of soil inert carbon; after prohibition of soil grazing, soil inert carbon content is reduced and the stability of soil organic carbon is weakened, Different land use methods mainly affect soil organic carbon and inert carbon content

by affecting soil physical and chemical properties and nutrient content, Therefore, by improving grazing management, the organic carbon storage and the stability of soil organic carbon can be maintained or further increased, and the prohibition of grazing in healthy grassland is not conducive to the accumulation of soil organic carbon.

Key words: alpine meadow; different land use methods; soil organic carbon; inert carbon

(责任编辑 康宇坤)

(上接 95 页)

Seasonal response of endophytic fungal diversity in roots of *Potentilla parvifolia* in alpine scrub meadow of eastern Qilian Mountains

DENG Xiu-xia¹, CAO Wen-xia^{1*}, WANG Shi-lin¹, WANG Wen-hu¹,
LIU Wan-ting¹, LI Wen²

(1. College of Grassland Science, Gansu Agricultural University, Key Laboratory for Grassland Ecosystem, Ministry of Education, Grassland Engineering Laboratory of Gansu Province, Sino-U. S. Centers for Grazing Land Ecosystem Sustainability, Lanzhou 730070, China; 2. Qinghai Academy of Animal and Veterinary Sciences (Academy of Animal and Veterinary Sciences, Qinghai University), Xining 810016, China)

Abstract: 【Objective】 To determine the diversity and seasonal variation of culturable endophytic fungi in the roots of *Potentilla parvifolia* in alpine region. 【Method】 *Potentilla parvifolia*, a dominant shrub in the eastern Qilian Mountains was used as the test material. The endophytic fungi in root were isolated by tissue culture, and their seasonal diversity was analyzed by morphological identification combined with ITS molecular sequencing. 【Result】 71 pure fungi were isolated from the tissue of the golden dew rhizome in spring, summer and autumn, belonging to 8 taxa of 5 classes, 5 orders, 5 families, 6 genera. There were some differences in the species and quantity of endophytic fungi in the roots of *Potentilla parvifolia* in different seasons. From the diversity index, Shannon-Wiener index and Simpson's diversity index showed as spring (1.57, 0.75) > summer (1.26, 0.69) > autumn (1.08, 0.62). The diversity of endophytic fungi in the roots in spring was higher than that in summer and autumn, but the dominant genera were *Neurospora* and *Aspergillus*. The endemic genera in spring were *Penicillium* and *Torula*; *Ochroconis* was endemic in summer, and *Botrytis* was endemic in autumn. 【Conclusion】 The endophytic fungi were isolated from the roots of *Potentilla parvifolia* in different seasons, and the endophytic fungi colonization in the roots of *Potentilla parvifolia* had seasonal differences, The diversity of endophytic fungi in the roots in spring was higher.

Key words: *Potentilla parvifolia*; endophytic fungi; molecular identification; seasonal diversity

(责任编辑 康宇坤)