

# 放牧对高寒嵩草草甸土壤微生物量碳的影响及其与土壤环境的关系

王启兰, 王长庭, 杜岩功, 曹广民

(中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008)

**摘要:**通过对高寒嵩草草甸不同放牧压力下土壤微生物量碳、土壤物理性状和速效养分的变化特征及其相互关系的研究,表明随着放牧压力的增大,土壤微生物量碳、有机质及速效磷显著降低;土壤pH值、容重及根土比显著升高;速效氮和速效钾变化不一致。相关性分析表明,土壤有机质、根土比、有效磷、土壤容重与微生物量碳具有较大的关联度;土壤有机质、有效磷、土壤容重和根土比对微生物量碳的形成有较强的直接作用,有效氮表现出较强的间接效应;根土比-有效磷、有机质-土壤容重、有效氮-土壤容重之间互相调节,互相制约,间接调控着微生物量碳形成。过度放牧使土壤系统的微环境恶化,速效养分的供给能力及有机物质的转化能力降低,从而导致了植被和土壤系统的双重退化和微生物量碳的低下。

**关键词:**高寒嵩草草甸;放牧;微生物量碳;土壤环境

**中图分类号:**S154.36;S812.2 **文献标识码:**A **文章编号:**1004-5759(2008)02-0039-08

土壤微生物量碳作为土壤有机碳库中最活跃的部分,是土壤有机质和养分转化与循环的动力<sup>[1,2]</sup>。微生物量碳的任何变化,都会对土壤碳、氮、磷等的植物有效性及陆地生态系统的物质循环产生深刻的影响<sup>[3,4]</sup>。土壤微生物量碳对环境变化极敏感,能够较早地指示生态系统的功能变化<sup>[5,6]</sup>,可作为土壤质量和土壤总有机质变化的早期预测指标<sup>[7-10]</sup>。

国内外学者对不同土地利用方式下的土壤有机碳及微生物量做了大量的研究<sup>[11-13]</sup>。结果表明,土地利用状况明显影响了土壤微生物量碳和有机碳的含量与分布<sup>[14,15]</sup>,与未放牧样地相比,放牧样地的微生物量碳氮均有明显升高,地下线虫种群也发生明显变化<sup>[16]</sup>,放牧对维持土壤营养物质的周转和生态系统的稳定有不可或缺的作用<sup>[17,18]</sup>,而过度放牧不仅使土壤养分输出增加、土壤肥力下降<sup>[19,20]</sup>,还会使整个草地生态系统的功能消失殆尽<sup>[21,22]</sup>。畜禽肥料的投入比化肥更能促进微生物量的形成<sup>[23]</sup>,土壤中枯枝落叶的加入能明显增加微生物量<sup>[24]</sup>,土壤速效氮、全磷、缓效钾及pH值对土壤微生物量磷的直接影响较大,上层土壤全磷含量是促进土壤微生物量磷累积的重要因素<sup>[25]</sup>。

地处青藏高原的高寒草甸生态系统极其脆弱,对人为干扰及气候变化非常敏感。长期以来,不合理的放牧制度已导致区域生态环境恶化,草地退化现象日趋严重。目前对高寒草甸的放牧研究多集中于地上部分,而对地下部分及土壤微生物量碳的研究报道甚少。为此,本研究通过对不同放牧强度下高寒草甸土壤微生物量碳及其与土壤环境关系的研究,探讨放牧对土壤微生物、土壤质量及其养分有效性的影响,为草地畜牧业的可持续发展提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 自然概况

本研究于2005年在中国科学院海北高寒草甸生态系统研究站进行。此站位于青藏高原东北隅的祁连山南坡谷地,N 37°29'~37°45',E 101°12'~101°23',海拔2 900~3 500 m,属高原大陆性气候,无明显四季之分,仅有冷暖二季之别,暖季短暂而凉爽,冷季寒冷而漫长。年平均气温-1.7℃,年降水量约426~860 mm,80%的降水

收稿日期:2007-05-25;改回日期:2007-10-10

基金项目:国家自然科学基金重点项目(30730069),中国科学院资源环境领域野外台站基金和中国科学院西北高原生物研究所知识创新工程重点研究领域(cjc020144)资助。

作者简介:王启兰(1964-),女,青海湟中人,副研究员。E-mail:wqj@nwipb.ac.cn

在 5 - 9 月,蒸发量 1 160.3 mm,无绝对无霜期。主要土壤类型为高山草甸土、高山灌丛草甸土和沼泽土,土壤有机质及全量养分丰富而速效养分贫乏。植被类型为青藏高原典型的地带性植被,主要有高寒草甸(alpine meadow)、高寒灌丛(alpine shrub)和沼泽化草甸(swamp meadow)。植物群落结构简单,生长期短,生产力较低。

## 1.2 研究方法

在海北站地区,通过实地调查选择 4 户牧民的草场作为样地,均为冬春草场。自 1982 年以来,该草场保持了相对稳定的放牧强度,从地表特征、牧草组成等方面形成了一个明显的放牧梯度。放牧时间从当年 10 月 10 日 - 次年 6 月 10 日,植物生长季不受放牧作用的干扰。试验时间是 2005 年 7 月 - 2006 年 9 月,放牧强度通过现场调查牲畜数量、土地面积调查而获得,分别标记为对照(CK, 3 只羊/hm<sup>2</sup>)、轻牧(LG, 5 只羊/hm<sup>2</sup>)、中牧(MG, 7 只羊/hm<sup>2</sup>)和重牧(HG, 10 只羊/hm<sup>2</sup>)。样地位于山间滩地,其原生植被为寒冷中生和旱中生的嵩草属(*Kobresia*),土壤为草毡寒冻锥形土。

在各试验样地以 0~10, 10~20 和 20~40 cm 分 3 层采取土样。在每一试验样区,采用“蛇”型布点法多点(5~10 点)采样,去除地上植物体和地表凋落物,用直径为 4.5 cm 的土钻进行采样,相同土层的土壤组成一个混合土样,去掉土壤中可见植物根系和残体。将土样分为 2 部分:一部分新鲜土样过 2 mm 筛后放置于冰箱中(4 左右,不超过 4 d)供测定土壤微生物量碳;另一部分土壤风干后过筛,供测定土壤养分等。土壤微生物量碳采用氯仿熏蒸 - 0.5 mol/L K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提法,微生物量碳 = (熏蒸浸提液中有机碳 - 未熏蒸浸提液中有机碳)/0.411,浸提液中的有机碳用 TOC-5000A 型有机质分析仪测定<sup>[13]</sup>;土壤养分(有机质、速效氮、速效磷、速效钾)用常规方法,土壤容重用环刀法<sup>[26]</sup>;根土比用容量瓶法:取直径为 2 cm 的土钻按 0~10, 10~20 和 20~40 cm 的层次取土柱,将土柱装入 500 mL 容量瓶中,加水 V<sub>1</sub> 至刻度,倒出;收集草根,将其洗净并用滤纸吸干水分,再装入 500 mL 容量瓶中,加水 V<sub>2</sub> 至刻度。得草根体积 V<sub>根</sub> = 500 - V<sub>2</sub>,土体积 V<sub>土</sub> = V<sub>2</sub> - V<sub>1</sub>,根土比 = V<sub>根</sub>/V<sub>土</sub>。

## 1.3 数据处理与分析

根据野外调查资料和实验室的分析资料,用 Excel 处理图表,SPSS11.5 和 DPS7.05 统计分析软件进行数据处理分析。

## 2 结果

### 2.1 放牧高寒草甸土壤微生物量碳

结果显示(表 1),4 个处理中微生物量碳在 0~10 cm 土层依次为对照(0.70) > 中牧(0.67) > 轻牧(0.64) > 重牧(0.45)。10~20 cm 土层依次为轻牧(0.32) > 对照(0.31) > 中牧(0.29) > 重牧(0.24)。20~40 cm 土层依次为中牧(0.16) > 轻牧和重牧(0.14) > 对照(0.12)。

显著性分析表明,不同处理之间,0~10 cm 土层中对照和中牧之间无显著差异,轻牧略低于前 2 者,重牧显著低于其他 3 个处理;10~20 cm 土层轻牧、对照和中牧之间差异较显著(P < 0.05),重牧显著低于上述 3 者;20~40 cm 土层中牧略高于轻牧和重牧,对照显著低于其他 3 个处理(P < 0.05)。随着土壤深度的增加,土壤微生物量碳迅速下降,不同层次间表现出显著差异(表 1)。

表 1 不同放牧强度高寒草甸土壤微生物量碳

Table 1 Microbial biomass carbon at alpine meadow soils in different grazing intensity

土壤深度 Soil depth (cm)	对照 CK	轻牧 LG	中牧 MG	重牧 HG
0~10	0.70 ±0.02 a	0.64 ±0.01 b	0.67 ±0.01 a	0.45 ±0.01 c
10~20	0.31 ±0.01 ab	0.32 ±0.01 a	0.29 ±0.00 b	0.24 ±0.01 c
20~40	0.12 ±0.01 c	0.14 ±0.00 ab	0.16 ±0.00 a	0.14 ±0.00 ab

同行不同字母表示差异显著(P < 0.05)。下同。

Different letters within same row indicate significant difference at P < 0.05. CK: Control experiment, LG: Light grazing, MG: Medium grazing, HG: Heavy grazing. The same below.

## 2.2 不同放牧强度下高寒草甸土壤的理化性状及养分特征

在高寒草甸随着放牧压力的增大和土壤深度的增加(表 2),土壤 pH 值逐渐升高,除重牧 20~40 cm 土层显著高,对照 0~10 cm 土层显著低外,其余之间均呈不同程度的差异( $P < 0.05$ )。土壤容重在 0~10 cm 土层依次为对照 > 重牧 > 轻牧 > 中牧,10~20 和 20~40 cm 土层依次为中牧 > 轻牧和重牧 > 对照,不同处理在相同层次的差异均达到显著或极显著水平( $P < 0.05$ );随着土壤深度的增加,各处理的土壤容重均显著增大,不同层次之间差异极显著。土壤根土比随牧压的增大呈升高趋势,0~10 cm 土层依次为重牧 > 中牧 > 轻牧 > 对照,10~20 cm 土层依次为中牧 > 轻牧 > 对照 > 重牧,20~40 cm 土层依次为重牧 > 中牧 > 轻牧和对照,各处理间均表现出显著的差异,随着土壤深度的加深,根土比显著减小。在中牧和重牧样地,由于牲畜的反复践踏,植被被啃食殆尽,地表形成了大小不一的死亡斑块,地表下草根枯死形成不同厚度的草毡层。

在高寒草甸土壤中,随着放牧压力的增大,0~10 cm 土层的有机质呈降低的趋势,且差异性达显著或极显著;10~20 cm 土层以轻牧最高,重牧次之,对照居第 3,中牧最小,其中轻牧、重牧和对照之间差异显著,而中牧显著低于其他 3 个处理;20~40 cm 土层依次为轻牧 > 对照 > 重牧 > 中牧,且中牧显著低于其他处理( $P < 0.05$ )。随着土壤深度的增加,有机质含量迅速降低,不同层次间均呈现出显著差异。

表 2 放牧强度下高寒草甸土壤物理性状及速效养分含量

Table 2 Physical properties and available nutrients of alpine meadow soil in different grazing intensity

处理	深度	pH 值	容重	根土比	有机质	速效磷	速效钾	速效氮
Treatment	Depth	pH value	Bulk density	Roots/ soil	Organic matter	Available P	Available K	Available N
	(cm)		(g/cm <sup>3</sup> )		(g/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
对照 CK	0~10	7.75 ±0.01 g	0.75 ±0.02 f	0.59 ±0.04 c	144.81 ±4.86 a	9.74 ±0.22 a	298.02 ±6.43 b	15.38 ±0.98 f
	10~20	8.03 ±0.01 f	0.92 ±0.06 e	0.22 ±0.03 e	81.12 ±3.14 g	6.88 ±0.21 e	160.70 ±5.64 d	12.85 ±0.67 g
	20~40	8.21 ±0.01 c	1.08 ±0.08 c	0.09 ±0.01 g	57.16 ±2.65 i	-	-	-
轻牧 LG	0~10	8.15 ±0.01 d	0.59 ±0.05 h	0.61 ±0.08 c	138.23 ±5.09 b	9.30 ±0.33 b	361.57 ±36.58 a	17.18 ±2.58 d
	10~20	8.08 ±0.00 e	0.94 ±0.04 e	0.24 ±0.04 e	98.13 ±4.47 e	7.07 ±0.36 e	189.11 ±16.22 c	17.76 ±2.57 c
	20~40	8.21 ±0.03 c	1.14 ±0.06 b	0.09 ±0.02 g	60.58 ±4.53 i	3.58 ±0.58 g	155.03 ±6.94 d	15.48 ±1.98 f
中牧 MG	0~10	8.17 ±0.01 d	0.58 ±0.03 h	0.74 ±0.01 b	122.11 ±6.95 c	8.88 ±0.68 c	344.67 ±5.84 a	22.64 ±2.63 a
	10~20	8.27 ±0.01 b	1.07 ±0.03 c	0.37 ±0.03 d	75.82 ±4.24 h	4.55 ±0.67 f	181.47 ±7.64 c	16.56 ±1.79 e
	20~40	8.29 ±0.01 b	1.26 ±0.04 a	0.12 ±0.03 f	53.70 ±4.22 j	3.36 ±0.58 g	147.92 ±6.79 d	16.62 ±2.19 e
重牧 HG	0~10	8.10 ±0.02 e	0.65 ±0.05 g	1.54 ±0.14 a	113.78 ±5.37 d	7.69 ±0.87 d	361.44 ±23.51 a	17.92 ±1.96 b
	10~20	8.29 ±0.00 b	0.98 ±0.04 d	0.21 ±0.07 e	87.78 ±4.35 f	4.63 ±0.60 f	184.98 ±12.36 c	18.53 ±2.25 b
	20~40	8.38 ±0.00 a	1.14 ±0.04 b	0.14 ±0.02 f	57.06 ±4.41 i	2.99 ±0.38 h	135.67 ±2.58 e	17.48 ±1.57 c

随着牧压的增大,土壤速效磷呈显著下降的趋势;在 0~10 cm 土层达显著或极显著差异;在 10~20 cm 土层,对照和轻牧之间、中牧和重牧之间差异不显著,而前 2 个处理的土壤速效磷显著高于后 2 个处理。20~40 cm 土层随牧压的增大,土壤速效磷呈下降趋势,差异显著( $P < 0.05$ )。随着土壤深度的增加,速效磷含量迅速降低,表现出显著的层次差异性。

土壤速效钾含量在 0~10 和 10~20 cm 土层依次为轻牧 > 重牧 > 中牧 > 对照;除对照显著低外( $P < 0.05$ ),其他 3 个处理间无显著差异。20~40 cm 土层依次为轻牧 > 中牧 > 重牧,轻牧和中牧显著高于重牧( $P < 0.05$ )。随着土壤深度的增加,有效钾含量显著降低( $P < 0.05$ )。基于高寒草甸土壤钾储量丰富<sup>[27]</sup>,不同放牧处理间的变化没有一定的规律,放牧对土壤速效钾的影响不显著。

在不同放牧处理中,0~10 cm 土层土壤速效氮依次为中牧 > 重牧 > 轻牧 > 对照,10~20 cm 土层依次为重牧 > 轻牧 > 中牧 > 对照,20~40 cm 土层依次为重牧 > 中牧 > 轻牧,各层次不同处理间的差异均达显著或极显著

水平。随着土壤深度的增加,土壤速效氮在对照处理中显示出显著的层次差异;轻牧处理的表层和次表层间差异显著( $P < 0.05$ ),20~40 cm 土层极显著地低于上2层;中牧处理的表层显著高于底下2层( $P < 0.01$ ),而下2层之间无显著差异;重牧处理的3层间存在显著差异( $P < 0.05$ )。

### 2.3 土壤因子对土壤微生物量碳的影响

**2.3.1 土壤因子对土壤微生物量碳影响的灰色关联分析** 灰色关联分析是以空间理论为数学基础,根据曲线间的相似程度来判断关联程度。可以对信息部分明确和部分不明确的灰色系统的发展态势进行定量描述和比较。通过建立参考序列(母序列)和比较序列(子序列)之间的灰色关系,来评价子序列对母序列的相对重要程度<sup>[28]</sup>。

土壤微生物量碳与土壤因子的关系介于知与未知之间,可将这种关系定义为灰色关系。微生物量碳作为母因素  $Y$ ,土壤因子为子因素  $X_i$ ,组成的子序列为  $X_i(b_k) = \{X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6\} = \{\text{土壤有机质,速效磷,速效氮,速效钾,土壤容重,根土比}\}$ 。计算过程采用初值化处理,分辨率取  $P = 0.1$ 。

通过灰色关联分析建立了6种土壤因子对土壤微生物量碳影响的灰色关系(表3),即各因素对其影响的重要程度。结果表明,对照和轻牧中, $X_6$ 和 $X_1$ 对 $Y$ 的形成具有较大的灰色关联度,对微生物量碳的影响程度较大;中牧中 $X_4$ 、 $X_5$ 和 $X_1$ 具有较大的灰色关联度,对土壤微生物量碳的形成具有促进作用,是优势因素;重牧中, $X_1$ 、 $X_5$ 和 $X_2$ 对 $Y$ 的影响最大。各处理均反映出 $Y$ 与 $X_3$ 的关联度较小,而与 $X_1$ 的关联度均较大,说明放牧高寒草甸土壤的有机质对微生物量的形成起着重要的调节决定作用。

表3 土壤因子对土壤微生物量碳影响的灰色关联分析

Table 3 Grey relational analysis of the effect of soil environmental factors on MBC

处理 Treatment	数列表 No.	$X_1$	$X_2$	$X_3$	$X_4$	$X_5$	$X_6$
对照 CK	关联度 Correlative coefficient $r_r$ -CK	0.699 7	0.475 1	0.363 8	0.473 5	0.464 5	0.713 1
	关联序 Correlative sequence $r_s$ -CK	$X_6 > X_1 > X_2 > X_4 > X_5 > X_3$					
轻牧 LG	关联度 Correlative coefficient $r_r$ -LG	0.596 2	0.407 6	0.299 3	0.482 0	0.547 5	0.576 2
	关联序 Correlative sequence $r_s$ -LG	$X_1 > X_6 > X_5 > X_4 > X_2 > X_3$					
中牧 MG	关联度 Correlative coefficient $r_r$ -MG	0.617 3	0.549 2	0.413 1	0.679 9	0.654 9	0.355 7
	关联序 Correlative sequence $r_s$ -MG	$X_4 > X_5 > X_1 > X_2 > X_3 > X_6$					
重牧 HG	关联度 Correlative coefficient $r_r$ -HG	0.737 4	0.679 7	0.370 7	0.576 7	0.694 6	0.374 2
	关联序 Correlative sequence $r_s$ -HG	$X_1 > X_5 > X_2 > X_4 > X_6 > X_3$					

**2.3.2 土壤微生物量碳与土壤因子的途径分析** 由于各个土壤因子的数量变动范围不同,从逐步回归中不能直观看出哪个因子对微生物量碳的影响最显著。而通过标准化回归系数方法,将相关系数分解为直接途径系数  $P_{i \rightarrow Y}$ (表示  $X_i$  对  $Y$  的直接途径系数)与间接途径系数  $P_{i \rightarrow j \rightarrow Y}$ (表示  $X_i$  通过  $X_j$  对  $Y$  的间接途径系数)的代数和,通过比较途径系数的大小及其显著水平,能准确反映出各个因子如何直接和间接地影响微生物量碳。决定系数是途径分析中的决策指标,它可以把各土壤因子对微生物量碳的综合作用进行排序,以确定主要决策因子和限制因子。剩余途径系数较大表明另有更重要的因素未考虑在内。

分析表明(表4),土壤  $X_2$  对  $Y$  的形成存在很强的直接正效应, $X_3$  和  $X_6$  分别表现出相对较弱的直接效应,但  $X_3$  和  $X_6$  通过调控  $X_2$ ,对  $Y$  存在较强的间接正效应( $P_{3 \rightarrow 2 \rightarrow Y} = 0.321 8$ ,  $P_{6 \rightarrow 2 \rightarrow Y} = 0.728 9$ )。说明在对照条件下,土壤速效磷是控制微生物量的关键因素,而有效氮和根土比通过影响土壤有效磷的含量来调控微生物量的积累。基于高寒草甸土壤有效磷低而根土比相对较高造成养分配比不平衡,不利于微生物的繁殖代谢,从而抑制了微生物的活动。从间接途径系数看,一方面  $X_2$  和  $X_3$  通过抑制  $X_6$  的增长共同促进了微生物量的形成,另一方面  $X_6$  的存在为  $X_2$  和  $X_3$  的形成提供了基质,从而加速了微生物量的积累。在轻牧处理中对  $Y$  有显著影响的因子为  $X_6$ 、 $X_1$  和  $X_2$ ,但它们对  $Y$  的决策系数未达极显著水平,且剩余途径系数(0.502 3)较大,说明其他土壤环境因子对  $Y$  的影响不可忽略。中牧处理中  $X_1$  表现出很强的负作用, $X_3$  和  $X_5$  表现出较强的正效应。间接途径系数

表明,  $X_1$  通过控制  $X_3$  抑制了  $Y$  的形成, 而  $X_3$  通过调节  $X_1$  调节和抑制  $X_5$  促进了  $Y$  的形成,  $X_5$  的增大不利于  $X_1$  和  $X_3$  在土壤中的形成, 由此限制了  $Y$  的形成。在重牧处理中,  $X_2$  和  $X_5$  对  $Y$  表现为显著的直接正效应,  $X_3$  为显著的负效应。  $X_2$  通过控制  $X_3$  和  $X_5$  对  $Y$  造成了间接的负效应,  $X_3$  通过调节  $X_2$  和  $X_5$  间接促进了  $Y$  的形成,  $X_5$  通过抑制  $X_2$  和  $X_3$  的释放对  $Y$  表现出明显的间接负效应。说明放牧使土壤容重增加, 加之高寒草甸有效磷供给不足<sup>[27]</sup>, 造成土壤的通气性、水分状况、氧化还原电位等物理性状下降, 不利于土壤微生物的繁殖代谢, 植物凋落物、死根等不能得到及时降解, 从而阻碍了土壤有机物形成和转化, 导致微生物量碳的降低, 而土壤有效态氮能够缓解以上放牧造成的负作用。

表 4 土壤微生物量碳与土壤环境因子的通径分析

Table 4 Path analysis of soil microbial biomass to soil environment factors

项目 Item	对照 CK			轻牧 LG			中牧 MG			重牧 HG		
	$X_2$	$X_3$	$X_6$	$X_1$	$X_2$	$X_6$	$X_1$	$X_3$	$X_5$	$X_2$	$X_3$	$X_5$
$r$	0.899 6	0.627 0	0.455 9	-0.485 7	-0.522 7	0.759 1	-0.726 2	0.783 2	-0.455 8	0.604 6	0.467 2	0.448 5
$P_{i \rightarrow Y}$	1.027 2	0.370 5	-0.343 4	-0.405 4	-0.324 0	0.502 6	-1.222 6	0.708 5	0.972 0	1.238 5	-1.642 0	2.206 4
$R^2$	0.999 9			0.747 7			0.999 9			0.971 2		
$Pe$	0.009 9			0.502 3			0.011 2			0.169 7		
$P_{i \rightarrow j \rightarrow Y}$	-	0.116 1	-0.243 7	-	0.039 5	-0.119 8	-	-0.341 0	0.837 4	-	-0.149 3	-0.484 6
	0.321 8	-	-0.065 2	0.049 4	-	-0.248 0	0.588 4	-	-0.513 7	0.112 6	-	1.996 7
	0.728 9	0.070 4	-	0.096 6	0.016 0	-	-1.053 3	-0.374 4	-	-0.272 0	-1.485 9	-

$r$ : 相关系数;  $P_{i \rightarrow Y}$ : 直接通径系数;  $P_{i \rightarrow j \rightarrow Y}$ : 间接通径系数;  $R^2$ : 决定系数;  $Pe$ : 剩余通径系数。  $r$ : Correlation coefficient;  $P_{i \rightarrow Y}$ : Direct path coefficient;  $P_{i \rightarrow j \rightarrow Y}$ : Indirect path coefficient;  $R^2$ : Decision coefficient;  $Pe$ : Remain path coefficient.

### 3 讨论

放牧作为一种典型的人为干扰, 对草地生态系统的影响是多方面的, 且持久深刻。不同的放牧强度及持续时间不仅直接改变地表覆盖状况、草地的形态特征、生产力及草种结构, 进而影响草地景观, 还可以影响许多生态过程、养分循环及草场演替方式, 从而决定着草地生态系统的发展方向、发育速度和产出功能<sup>[29]</sup>。特别是对脆弱的草地生态系统, 不同强度的放牧干扰会引起草地植被发生演替, 导致生态系统结构功能的改变<sup>[30]</sup>。放牧对草地微生物量碳的影响主要在于对土壤微生物数量、植物根系生长和土壤孔隙度、含水量等方面的影响, 对土壤有机质含量亦有一定影响<sup>[31]</sup>。有研究表明, 过度放牧使羊草草原表层土壤有机碳的损失达 12.4%, 造成羊草群落中碳素输出大于输入。放牧一方面使地表裸露破碎, 冬春季极易造成风蚀, 使大量的有机碳随表层细颗粒的吹失而损失。另一方面由于凋落物积累和输入的显著降低使得土壤有机碳积累减少<sup>[21, 32]</sup>。对北昆士兰半干旱热带林地的土壤碳、微生物量研究表明, 重度放牧 6 和 8 年, 微生物量降低了 24% ~ 51%, 而土壤有机碳未发生显著的变化<sup>[10]</sup>。

在本研究中, 对照和轻牧样地的植被未受放牧的严重影响, 中牧样地地表已出现大小不同的裸斑, 重牧样地裸斑连片。随牧压的升高, 地表出现了由薄到厚的由植物死根、活根和土盘结交织而成的草毡层。重牧样地由于过厚的草毡层在牲畜不断的践踏下与下层土壤分离, 在部分地段出现裂缝、塌陷乃至剥蚀形成“黑土型”次生裸地, 地表裸露程度的增大, 造成土壤有机质损失增大, 其含量降低的结局<sup>[10, 21]</sup>。牲畜践踏使土壤孔隙度下降, 造成了牧压升高、土壤容重增大的结果<sup>[20]</sup>。但在重牧样地, 牲畜的高强度践踏改变了土壤的紧实度, 使土壤孔隙度和水稳性团聚体减少, 引起透水性、透气性和水导率下降, 土壤微环境遭到严重破坏, 土壤微生物的繁殖代谢受到强烈的干扰, 造成此样地的微生物量显著低于其他 3 个处理样地(表 1)。由于土壤微生物量的多少反映了土壤同化和矿化能力的大小, 是土壤活性的标志<sup>[33]</sup>。重牧样地微生物量的降低, 直接阻碍了地下死根和枯落物的及时降解<sup>[34]</sup>, 使地表草毡层厚度增大(15 ~ 30 cm), 这层又阻隔了大气降水的下渗和地下水的上移, 致使地表 0 ~ 30

cm 的植物根系生长层干旱化,土壤的干燥抑制了土壤微生物及酶的活性,地下部分以“草毡”形式存在而不能有效分解,使重牧样地呈现土壤养分总量富余而速效养分和有机质低下,土壤根土比大、容重小的局面。过度放牧使高寒草甸土壤有效养分通过牧草-家畜而流出土壤系统,减少了养分的归还量,加速了整个草场养分的失调过程。草地也因土壤有效养分不能及时补充严重退化,草场生产力下降<sup>[6,21~23]</sup>。

在放牧压力较轻时,土壤速效养分(氮、磷、钾)和物理性状(土壤容重)还能满足微生物的繁殖代谢,表现出与微生物量碳较小的关联度。在牧压较大时,土壤有效养分的供给能力不能满足微生物的代谢需要,成为微生物增长的限制因素,表现出与微生物量碳较大的关联度;在4个处理中,土壤有机质和根土比均与微生物量碳存在较大的关联度,说明土壤有机质是微生物量形成的主要原料,其分解转化直接影响微生物量的大小<sup>[35]</sup>。

土壤环境因子对微生物的影响并不是独立的,而是互相制约共同作用的。在有效养分供给相对充足的轻牧条件下,虽然土壤根土比是微生物量碳的主要限制因子,但此时充足的有效氮、磷促进了微生物量的形成,缓解了根土比造成的限制作用。随着牧压的增大,土壤有机质和速效养分逐渐供不应求,土壤微环境逐渐恶化,严重影响了微生物量碳的代谢转化,表现出直接或间接的负效应<sup>[36,37]</sup>。因此过度放牧破坏了土壤结构,使土壤系统的微环境恶化,影响了微生物的生长繁殖,从而造成土壤养分转化能力的明显下降,导致植被和土壤的双重退化。

#### 4 结论

- 1) 重度放牧会使土壤微生物量碳显著降低,而轻牧或中牧对其影响不显著。
- 2) 随牧压的增大,土壤有机质、有效磷和微生物量碳明显降低;pH值、根土比和土壤容重明显增大,而在重牧下由于草毡层的加厚土壤容重明显降低;速效氮和速效钾变化不显著。
- 3) 土壤有机质、根土比、有效磷、土壤容重与微生物量碳之间存在较大的关联度,它们直接影响着土壤微生物量碳的形成,而速效氮对微生物量的积累起着较强的间接调控作用。
- 4) 过度放牧使土壤系统的微环境恶化,养分的供给能力及有机物的转化能力降低,从而造成了植被土壤的双重退化和微生物量碳低下的局面。

#### 参考文献:

- [1] 俞慎,李振高. 熏蒸提取法测定土壤微生物量研究进展[J]. 土壤学进展,1994,22(6):42-50.
- [2] 曹慧,杨浩,孙波,等. 不同种植时间菜园土壤微生物生物量和酶活性变化特征[J]. 土壤,2002,(4):197-200.
- [3] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤,1997,(2):61-69.
- [4] Roy S, Singh J S. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest[J]. Journal of Ecology,1994,82:503-509.
- [5] Powlson D S, Brook S P C, Christensen B T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation[J]. Soil Biology & Biochemistry,1987,19:159-164.
- [6] Sparling G P. Soil microbial biomass, active and nutrient cycling as indicators of soil health[A]. In: Pankhurst C E, Doube B M, Gupta V V, et al. Biological Indicators of Soil Health[M]. Cab International,1997. 97-119.
- [7] 邵玉琴,赵吉,包青海. 库布齐固定沙丘土壤微生物生物量的垂直分布研究[J]. 中国沙漠,2001,21(1):88-92.
- [8] Dalal R C, Henderson P A, Guasby J M. Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 years of zero-tillage[J]. Soil Biology & Biochemistry,1991,23:435-441.
- [9] Gregorich E G, Carter M R, Angers D A, et al. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils[J]. Canadian Journal of Soil Science,1994,74:376-385.
- [10] Holt J A. Grazing pressure and soil carbon, microbial biomass and enzyme activities in semi-arid northeastern Australia[J]. Applied Soil Ecology,1997,5:143-149.
- [11] 孙波,张桃林,赵其国. 我国中亚热带缓丘区红粘土红壤肥力的演化 II. 化学和生物学肥力的演化[J]. 土壤学报,1999,36(2):203-217.
- [12] 姜培坤,徐秋芳,俞益武. 土壤微生物量碳作为林地土壤肥力指标[J]. 浙江林学院学报,2002,19(1):17-19.
- [13] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass[J]. Soil Biology & Bio-

- chemistry, 1987, 19: 703-707.
- [14] 张于光, 张小全, 肖焯. 米亚罗林区土地利用变化对土壤有机碳和微生物量碳的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2029-2033.
- [15] 姚拓, 龙瑞军. 天祝高寒草地不同扰动生境土壤三大类微生物数量动态研究[J]. 草业学报, 2006, 15(2): 93-99.
- [16] Wang K H, McSorley R, Bohlen P, *et al.* Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38: 1956-1965.
- [17] Hanne S, Margareta I, Ann N, *et al.* How to monitor semi-natural key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas an aerial photo and GPS method study[J]. Landscape and Urban Planning, 2004, 67: 67-77.
- [18] Navarro T, Alados C L, Cabezedo B. Changes in plant functional types in response to goat and sheep grazing in two semi-arid shrub lands of SE Spain[J]. Journal of Arid Environments, 2006, 64: 298-322.
- [19] Isabelle K, Colin D R, Hubert T. Impact of cattle on soil physical properties and nutrient concentrations in overland flow from pasture in Ireland[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2006, 113: 378-390.
- [20] Su Y Z, Li Y L, Cui J Y, *et al.* Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China[J]. Catena, 2005, 59: 267-278.
- [21] 周华坤, 周立, 赵新全, 等. 放牧干扰对高寒草场的影响[J]. 中国草地, 2002, 24(5): 53-61.
- [22] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 790-797.
- [23] Villar M C, Petrikova V, D'áz-Ravin ã M, *et al.* Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation[J]. Geoderma, 2004, 122: 73-82.
- [24] Piao H C, Zhu J M, Liu G S, *et al.* Changes of natural <sup>13</sup>C abundance in microbial biomass during litter decomposition[J]. Applied Soil Ecology, 2006, 33: 3-9.
- [25] 张乃莉, 郭继勋. 松嫩草甸寸草苔群落土壤微生物量磷的初步研究[J]. 草业学报, 2006, 15(5): 19-24.
- [26] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1983.
- [27] 乐炎舟, 左克成, 张金霞, 等. 海北高寒草甸生态系统定位站的土壤类型及其基本特点[A]. 见: 夏武平. 高寒草甸生态系统[M]. 兰州: 甘肃人民出版社, 1982. 19-23.
- [28] 邓聚龙. 灰色系统基本方法[M]. 武汉: 华中理工大学出版社, 1987.
- [29] 李玉强, 赵哈林, 赵学勇, 等. 不同强度放牧后自然恢复的沙质草地土壤呼吸、碳平衡与碳储量[J]. 草业学报, 2006, 15(5): 25-31.
- [30] 赵哈林, 张铜会, 赵学勇, 等. 放牧对沙质草地生态系统组分的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3): 420-424.
- [31] 李凌浩, 王其兵, 白永飞, 等. 锡林河流域羊草草原群落土壤呼吸及其影响因子的研究[J]. 植物生态学报, 2000, 24(6): 680-686.
- [32] 李凌浩, 刘先华, 陈佐忠. 内蒙古锡林河流域羊草草原生态系统碳素循环研究[J]. 植物学报, 1998, 40(10): 955-961.
- [33] Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover[A]. In: Paul E A, Ladd J N. Soil Biochemistry[M]. Marcel New York: Dekker Inc., 1981. 415-458.
- [34] Barajas-Guzmán G, Alvarez-Sánchez J. The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest[J]. Applied Soil Ecology, 2003, 24: 91-100.
- [35] 张崇邦, 杨靖春, 管致锦, 等. 东北羊草草原综合生态因子对微生物生长的作用——IRM 模型的研究[J]. 生态学报, 1995, 15(2): 207-213.
- [36] 张崇邦, 杨靖春, 管致锦, 等. 羊草草原土壤微生物的分布及其与土壤因子间的关系[J]. 植物生态学报, 1995, 19(4): 368-374.
- [37] 尚占环, 丁玲玲, 龙瑞军, 等. 江河源区退化高寒草地土壤微生物与地上植被及土壤环境的关系[J]. 草业学报, 2007, 16(1): 34-40.

**Grazing impact on soil microbial biomass carbon and relationships with  
soil environment in alpine *Kobresia* meadow**

WANG Qi-lan , WANG Chang-ting , DU Yan-gong , CAO Guang-min

(Northwest Institute of Plateau Biology , the Chinese Academy of Sciences , Xining 810008 , China)

**Abstract :** The grazing impact on soil microbial biomass carbon , soil physical properties , available nutrients and the relationship with soil environmental factors under different grazing intensities in alpine *Kobresia* meadows was studied. The soil microbial biomass carbon , organic matter and available phosphorus decreased with increasing grazing intensity , while the soil pH , bulk density and root soil ratio showed the opposite effect. The direct effects of soil organic matter , available P , bulk density and root soil ratio on metabolization of microbial biomass carbon were significant , while the indirect effect of available N were relatively distinct. The interaction between root - soil ratio to available P , organic matter to bulk density , and available N to bulk density indirectly regulate the formation of microbial biomass carbon. Intensive grazing led to destruction of the soil system microenvironment , blocking the supply capacity and transformation ability of nutrients and thus resulting in lower microbial biomass carbon and a double degradation of vegetation and soil.

**Key words :** alpine *Kobresia* meadow ;grazing ;microbial biomass carbon ;soil environment