

三江源区高寒草甸不同退化演替阶段土壤有机碳和微生物量碳的变化^{*}

王长庭^{1* * *} 龙瑞军² 王启兰¹ 景增春¹ 施建军³ 杜岩功¹ 曹广民¹

(¹中国科学院西北高原生物研究所 西宁 810001; ²兰州大学草地农业科技学院 兰州 730070)

(³青海省畜牧兽医科学院草原研究所 西宁 810016)

摘要 以野外样地调查和室内分析法研究了三江源区高寒小嵩草草甸不同退化演替阶段群落中土壤有机碳和微生物量碳的变化. 结果表明, 放牧活动明显地影响了土壤有机碳和微生物量碳的含量. 不同退化演替阶段期间, 高寒小嵩草草甸土壤有机碳、微生物量碳含量在 0~10 cm 土层明显较高, 且随着退化程度的加剧, 分布在 0~40 cm 土层的土壤有机碳、微生物量碳含量明显降低; 不同退化演替阶段, 高寒小嵩草草甸由于家畜过度的啃食与践踏, 不仅使得植物群落发生了逆向演替, 而且土壤的肥力水平显著地下降, 土壤向退化方向发展; 高寒草甸的退化将使土壤有机质大量流失, 氮素损失严重. 随着退化演替过程的进行, 高寒草甸土壤质量和土壤营养的持续供给能力逐渐退化, 土壤有机碳和土壤微生物量碳含量也随放牧强度增加而迅速降低; 相关分析表明, 土壤有机碳和土壤微生物量碳与土壤含水量、土壤有机质、土壤速效氮呈显著正相关关系 ($P < 0.05$), 说明土壤微生物量碳可作为衡量土壤有机碳变化的敏感指标, 而土壤有机碳和微生物量碳含量可作为衡量土壤肥力和土壤质量变化的重要指标. 图 2 表 4 参 29

关键词 三江源区; 高寒草甸; 退化演替; 土壤有机碳; 土壤微生物量碳

CLC S154 (244)

Changes in Soil Organic Carbon and Microbial Biomass Carbon at Different Degradation Successional Stages of Alpine Meadows in the Headwater Region of Three Rivers in China^{*}

WANG Changting^{1* * *}, LONG Ruijun², WANG Qilan¹, JING Zengchun¹,
SHI Jijiangjun³, DU Yangong¹ & CAO Guangmin¹

(¹Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China)

(²College of Pastoral Agriculture Science and Technology, Lanzhou University, Lanzhou 730070, China)

(³Grassland Institute, Qinghai Academy of Animal and Veterinary Science, Xining 810016, China)

Abstract Alpine meadow ecosystem is one of the important grassland resources for grazing on the Tibetan Plateau. The methods of field survey and experiment analysis were applied to detect the changes in soil organic carbon (SOC) and soil microbial biomass carbon (MBC) of alpine meadows at different degradation successional stages in the headwater region of three rivers. The results showed that the contents of SOC and MBC were higher in 0~10 cm soil layer at different degradation successional stages, the contents of SOC and MBC in 0~40 cm soil significantly decreased with aggravating degradation of the meadows and the percent vegetation cover and biomass percent of palatable herbage were correspondingly shown to decrease across meadows in the region. Soil quality and soil nutrition were decreasing with the increasing of soil degradation, SOC and MBC contents decreased rapidly with increasing grazing density. There was significant correlation between the two indices on soil organic matter, soil moisture and soil available N, indicating that both SOC and MBC could be used as the important indicators to measure the changes of soil quality. Fig 2, Tab 4, Ref 29

Keywords headwater region of three rivers; alpine meadow; degradation succession; soil organic carbon; soil microbial biomass carbon

CLC S154 (244)

土壤是连接大气圈、水圈、生物圈及岩石圈的纽带, 是陆地

生态系统中最大的有机碳库^[1]. 据估算, 全球 1 m 深度的土壤中贮存的有机碳量约为 1.5×10^{15} kg, 超过了植被与大气有机碳储量之和, 2~3 m 土层还贮存着约 8.42×10^{14} kg 的有机碳^[2]. 由于土壤有机碳贮量巨大, 其较小幅度的变化就可能影响到碳向大气的排放, 进而影响陆地植被的养分供给水平, 对陆地生态系统植物群落的分布、组成、结构和功能产生影响, 因此土壤有机碳在全球碳循环过程中起着极其重要的作用.

土壤微生物量既是土壤有机质和土壤养分转化与循环的

收稿日期: 2007-01-24 接受日期: 2007-04-02

*国家自然科学基金重点项目 (No. 30730069) 和中国科学院野外台站基金项目资助. Supported by the Key Project of the National Natural Science Foundation of China (No. 30730069) and the Field Station Foundation of the Chinese Academy of Sciences

* * 通讯作者 Corresponding author (E-mail: wct@mwpib.ac.cn or wct6@hotmail.com)

动力,又可作为土壤中植物有效养分的储备库^[3],因此在土壤肥力和植物营养中具有重要的作用.土壤微生物量虽然只占土壤有机质库的很小部分,主要包括微生物量碳和氮,但却是控制生态系统中碳、氮和其它养分流的关键^[4].微生物既可固定养分,作为暂时的“库”,又可释放养分,作为养分的“源”^[5].微生物量的任何变化将会影响养分的循环和有效性^[6,7].因此,分析微生物量碳对研究土壤碳素循环、土壤碳库平衡、土壤理化特性具有重要意义.

作为全球陆地生态系统主体类型之一的草地生态系统,占陆地生态系统总面积的 16.4%,其碳储量约占陆地生态系统总碳储量的 15.2%^[8].据估计,目前草原生态系统中碳储量为 308 Pg,其中约 92%的碳储存在土壤中,生物量中不到 10%^[9].因此,土地利用对草地生态系统碳循环的影响主要在于土壤碳贮量的影响,而影响草地土壤碳贮量、有机碳含量的主要土地利用包括草地开垦和过度放牧.研究表明,放牧条件下,群落物种组成的改变不仅影响有机碳输入的数量,也影响输入土壤的有机碳的质量,从而影响有机碳在土壤中的蓄积^[10];土壤微生物量的变化比土壤碳总贮量更能反映出家畜放牧影响下土壤有机碳的早期变化^[11].在内蒙古典型草原不同放牧率试验中也发现,土壤微生物碳只有在极端过牧时才显著降低^[12].土壤微生物的种类、数量及土壤酶活性是评价土壤质量健康状况、土壤恢复过程及恢复潜力的重要指标^[13-16].自 20 世纪 80 年代以来,广泛分布于青藏高原的高寒草甸生态系统在自然扰动与人为因素的干扰下,呈现出明显的退化趋势^[17,18].陆地生态系统的退化减少了植被生产力和土壤有机质输入量,并加快了土壤有机质分解速率,从而影响到高寒生态系统的碳循环.为此,本文分析了三江源区高寒草甸不同退化演替阶段群落土壤中的土壤有机碳和微生物量碳的差异,旨在为深入研究和评价不同放牧扰动对土壤有机碳动态影响及其机制提供依据.

表 1 研究地点地理位置和土壤特征

Table 1 Geographical and edaphic characteristics of the study sites in *Kobresia pygmaea* meadow

项目 Item	原生植被 Primary vegetation	轻度退化 Light degradation	中度退化 Moderate degradation	重度退化 Heavy degradation	极度退化(黑土滩) Extreme degradation
方位 Location	34°30.405' N 100°05.897' E	34°29.957' N 100°07.432' E	34°25.229' N 100°21.055' N	34°21.937' N 100°29.697' E	33°34.354' N 99°54.199' E
海拔 Altitude (h/m)	4000	3910	3892	3972	4073
坡度和坡向 Slope & aspect	5° SW	15° SW	15° SW	10° SW	5° SW
土壤类型 Soil type	AMS	AMS	AMS	AMS	AMS

SW: Southwest; AMS: Alpine meadow soil

2005、2006年 8 月下旬用样方法^[21]在上述各个样地对角线法设置 10 个 50 cm × 50 cm 的观测样方进行植物群落调查,调查参数包括样方内所有植物种的分盖度、高度和频度,然后齐地面分种剪草,烘干称重.

地下生物量用土钻取样^[22], 0~40 cm 土层每 10 cm 取样,共 4 层,用内径 5 cm 土钻在每个样地取 10 钻(采用“V 字形法”),清水冲洗得到根系样品,分别在 60 和 105 烘至恒重,称干重.

于 2005、2006 年 8 月在测定过地下生物量的样方(25 cm × 25 cm),采用土壤剖面法分层采集土壤样品(0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm),过筛(2 mm)保存于 4℃ 冰箱中,用于微生物量、土壤酶活性的测定.另外,用土钻钻取 10 个样点(采用“V 字形法”)混合为一个土壤样品,即 0~40 cm 土壤样

1 材料与方法

本研究于 2005~2006 年 8 月在三江源腹地青海省果洛藏族自治州玛沁县进行.地理位置为 34°30'~33°34' N, 100°29'~99°54' E,平均海拔 4150 m,范围 3800 m~4800 m.该地区气候具有典型的高原大陆性气候特点,无四季之分,仅有冷暖季之别,冷季漫长、干燥而寒冷,暖季短暂、湿润而凉爽.温度年较差小而日较差悬殊,太阳辐射强烈.日照充足,年日照平均值在 2500 h 以上,年总辐射量在 629.9~623.8 kJ cm⁻².冷季持续时间长达 7~8 mo;暖季湿润,长 4~5 mo.年平均气温 -1.7℃,1 月平均气温 -14.8℃,7 月平均气温 9.8℃.年平均降水量 600 mm,主要降水量集中在 5~9 月,约占年降水量的 80%.蒸发量 1160.3 mm.土壤为高山草甸土和高山灌丛草甸土.高山高草草原化草甸为该地区主要的草地类型.建群种为小嵩草(*Kobresia pygmaea*),主要的伴生种有羊茅(*Festuca ovina*)、异针茅等禾草,杂类草有高山紫菀(*Aster alpina*)、湿生扁蕾(*Gentianopsis paludosa*)、高山唐古草(*Thalictum alpinum*)、异叶米口袋(*Gueldenstaedtia diversifolia*)、黄帚吾(*Ligularia virgaurea*)等主要植物.

试验样地依据草地退化程度,采用草地退化五级梯度标准^[19].利用空间分布代替时间演替的方法^[20]来研究不同演替阶段土壤特征的变化.近半个世纪的发展,草地畜牧业长期强调以头数为指标,造成某一地区家畜数量过多,放牧过重;而另一些地区家畜不足,放牧过轻,特别是冷季放牧地由于离居民定居点较近,家畜负荷远比暖季放牧地重,放牧时间偏长,造成了季节放牧地的空间相悖,高寒草甸出现大面积不同程度的退化现象.所以,以距离牧民定居点远近划分并选择不同退化程度的高寒高草草甸样地,共 5 处,依次为原生草甸、轻度退化、中度退化、重度退化和极度退化(“黑土滩”)草地(表 1).

品,6 次重复,风干后测定土壤基本成分.土壤中的测试项目为土壤样品的全磷(钼锑抗比色法)、速效磷(碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法)、全 N 和速效 N(凯氏法和康维皿法)以及有机质含量(丘林法).微生物生物量碳采用灭菌-提取法^[23].

在测定植物生物量的同时,用点温计测定 0~10 cm、10~20 cm 和 20~40 cm 的土壤温度.近地表层 0~10 cm、10~20 cm 和 20~40 cm 的含水量用土钻法取土并称鲜重,然后在 105 的烘箱内烘干至恒重并称,计算出土壤含水量.

生物量碳和土壤微生物商的测定:

$$\text{微生物碳} (\mu\text{g C/g dry soil}) = (N \times 50 \times 1000 \times 10) / (1000 \times 10 \times \text{干土} \%) \text{④} N \times 50 / \text{干土} \% \quad (1)$$

其中,鲜土样称 10 g 做熏蒸,后用 50 mL 抽提剂抽提熏蒸土样,再取 1 mL 抽提液稀释 10 倍测 TC、IC 含量:

土壤微生物商 = 土壤微生物生物量碳 / 土壤有机全碳 (2)
以上数据均采用 SPSS和 DPS软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同退化演替阶段小嵩草草甸土壤环境特征

随着高寒草甸的退化程度加大,土壤容重逐渐增加(表2)。土壤含水量与降水和地面蒸发密切相关。不同退化演替阶段由于植被覆盖度的差异,太阳对土壤的辐射不同,土壤水分蒸发也就不同,导致土壤湿度分异(表2)。说明人类活动干扰引起高寒小嵩草草甸植物群落草丛中结构、组成发生改变,草地植物群落发生退化演替(逆向演替),随着植被的退化演替,

土壤也逐步贫瘠化。

2.2 不同退化演替阶段高寒小嵩草草甸群落植物功能群及其生物量的变化

高寒草甸植物群落由于人为活动的干扰,超载过牧、鼠虫危害等因素的影响,导致原生植被向退化演替方向发展,群落结构特征发生重大变化,物种数急剧减少,初级生产力下降,植物功能群比例改变,特别是禾本科、莎草科植物比例明显降低(表3)。不可食的杂类草植物功能群生物量在重度退化阶段达到最高,这个演替阶段虽然群落的盖度较高,但大多数植物为外来入侵的杂类草,优良牧草所占比例较低。

表2 高寒小嵩草草甸群落的土壤特征

Table 2 Soil properties (0~40 cm) of the *K. pygnaea* meadow community

项目 Item	原生植被 Primary vegetation	轻度退化 Light degradation	中度退化 Moderate degradation	重度退化 Heavy degradation	极度退化(黑土滩) Extreme degradation
容重 Soil bulk density ($/\text{g cm}^{-3}$)	0.997 \pm 0.026c	1.233 \pm 0.144b	1.356 \pm 0.039ab	1.435 \pm 0.026a	1.489 \pm 0.103a
湿度 Soil moisture (%)	32.95 \pm 2.39a	23.93 \pm 2.16b	20.06 \pm 0.92c	14.89 \pm 1.35d	11.52 \pm 0.90e
有机质 Soil organic matter (w/%)	1.06 \pm 0.04b	1.26 \pm 0.04a	0.65 \pm 0.01c	0.58 \pm 0.02d	0.47 \pm 0.01e
全氮 Total nitrogen (w/%)	0.43 \pm 0.02a	0.27 \pm 0.01b	0.22 \pm 0.07bc	0.18 \pm 0.01c	0.12 \pm 0.01d
速效氮 Available nitrogen (w/mg kg ⁻¹)	23.24 \pm 1.83a	24.55 \pm 2.72a	22.59 \pm 1.17a	16.90 \pm 2.49b	9.66 \pm 1.83c
全磷 Total phosphorous (w/%)	0.08 \pm 0.01a	0.06 \pm 0.00b	0.05 \pm 0.00b	0.06 \pm 0.00b	0.06 \pm 0.00b
速效磷 Available phosphorous (w/mg kg ⁻¹)	5.70 \pm 1.30b	6.06 \pm 0.11a	4.15 \pm 0.67c	4.67 \pm 0.71c	5.88 \pm 0.91b

不同退化梯度数据用相同字母表示数据间差异不显著(DMRT法, $P=0.05$)。下同

The data of different degradation gradients followed by the same letters were not significantly different at 0.05 levels (Duncan's multiple range tests). The same below

表3 不同退化演替阶段小嵩草草甸群落不同类群植物生物量 ($/\text{g m}^{-2}$)的变化

Table 3 Changes in biomasses ($/\text{g m}^{-2}$) of different plants in the *K. pygnaea* meadow community at different degeneration succession stages

群落 Community	禾本科 Grass	豆科 Legume	莎草科 Sedge	杂类草 Weed	群落生物量 Community biomass
原生植被 Primary vegetation	62.09 \pm 4.02 ^a	24.53 \pm 3.73 ^b	63.17 \pm 7.76 ^c	73.87 \pm 5.91 ^d	223.66 \pm 8.36 ^b
轻度退化 Light degradation	31.20 \pm 2.47 ^b	33.47 \pm 3.02 ^a	82.37 \pm 2.70 ^a	86.06 \pm 3.43 ^c	233.10 \pm 5.14 ^a
中度退化 Moderate degradation	27.33 \pm 3.85 ^b	24.97 \pm 4.37 ^b	74.16 \pm 4.82 ^b	97.63 \pm 7.18 ^b	224.09 \pm 3.29 ^b
重度退化 Heavy degradation	19.66 \pm 5.15 ^c			161.97 \pm 3.53 ^a	181.63 \pm 68 ^c
极度退化(黑土滩) Extreme degradation				67.36 \pm 15.61 ^c	67.36 \pm 15.61 ^d

2.3 不同退化演替阶段小嵩草草甸土壤有机碳、微生物量碳含量及微生物商的变化

土壤有机碳含量高低,决定于土壤有机碳的输入、输出及土壤性质和过程。同时由于放牧强度的不同,家畜过度的啃食与践踏,不仅使得植物群落结构、功能发生了变化,而且土壤的肥力水平显著下降(表2,表3),植被过程和土壤性质的变化也使土壤有机碳含量发生改变。表4是不同演替阶段高寒小嵩草草甸群落0~40 cm土层土壤有机碳含量的分布。从表3可以看出,不同退化演替阶段高寒小嵩草草甸土壤有机碳含量在0~10 cm土层(除极度退化外)明显较高,且随着退化程度的加剧,分布在0~40 cm土层的土壤有机碳含量明显降低。放牧干扰同时也影响了土壤有机碳含量在土壤剖面上的分布(表4),即土壤有机碳含量随土层加深而减少,特别是在0~10 cm与10~20 cm、20~40 cm土层之间变化存在显著差异。

土壤微生物量是大多数陆地生态系统的一个重要成份,它负责调节营养的循环,是植物有效养分中易分解的部分^[24]。不同退化演替阶段高寒小嵩草草甸土壤微生物量碳含量有明显的差异(表4),其变化趋势和剖面分布与土壤有机碳的变化基

表4 高寒小嵩草草甸群落土壤有机碳和微生物碳的分布特征(平均值)

Table 4 Distribution of SOC and MBC in the *K. pygnaea* meadow community (Mean value)

草地类型 Grassland type	土壤层次 Soil layer (/cm)	土壤微生物 生物量碳 MBC (w/g kg ⁻¹ , dry soil)	土壤有机全碳 Total organic carbon (w/g kg ⁻¹ , dry soil)	土壤微生物商 Soil microbial quotient
原生植被 Primary vegetation	0~10	0.57 \pm 0.04 ^a	0.92 \pm 0.03 ^b	0.62 \pm 0.03 ^a
	10~20	0.29 \pm 0.06 ^a	0.61 \pm 0.06 ^a	0.47 \pm 0.07 ^a
	20~40	0.04 \pm 0.00 ^c	0.31 \pm 0.01 ^b	0.13 \pm 0.01 ^c
轻度退化 Light degradation	0~10	0.30 \pm 0.04 ^a	0.62 \pm 0.03 ^b	0.49 \pm 0.03 ^a
	10~20	0.54 \pm 0.04 ^a	1.04 \pm 0.05 ^a	0.52 \pm 0.01 ^b
	20~40	0.15 \pm 0.01 ^b	0.61 \pm 0.02 ^a	0.25 \pm 0.02 ^b
中度退化 Moderate degradation	0~10	0.14 \pm 0.02 ^a	0.54 \pm 0.02 ^a	0.27 \pm 0.04 ^b
	10~20	0.28 \pm 0.02 ^a	0.73 \pm 0.03 ^a	0.38 \pm 0.02 ^b
	20~40	0.24 \pm 0.01 ^b	0.51 \pm 0.01 ^c	0.47 \pm 0.02 ^c
重度退化 Heavy degradation	0~10	0.16 \pm 0.02 ^b	0.34 \pm 0.01 ^b	0.47 \pm 0.06 ^a
	10~20	0.10 \pm 0.01 ^b	0.27 \pm 0.02 ^c	0.38 \pm 0.05 ^a
	20~40	0.17 \pm 0.01 ^b	0.37 \pm 0.01 ^c	0.45 \pm 0.02 ^a
极度退化 (黑土滩) Extreme degradation	0~10	0.23 \pm 0.01 ^b	0.44 \pm 0.01 ^d	0.53 \pm 0.04 ^b
	10~20	0.09 \pm 0.01 ^c	0.34 \pm 0.02 ^b	0.28 \pm 0.04 ^b
	20~40	0.06 \pm 0.01 ^c	0.23 \pm 0.01 ^d	0.26 \pm 0.04 ^b
极度退化 (黑土滩) Extreme degradation	0~10	0.13 \pm 0.01 ^c	0.34 \pm 0.01 ^d	0.38 \pm 0.02 ^b
	10~20	0.12 \pm 0.02 ^c	0.28 \pm 0.01 ^c	0.43 \pm 0.15 ^d
	20~40	0.05 \pm 0.01 ^d	0.32 \pm 0.01 ^b	0.16 \pm 0.05 ^c
极度退化 (黑土滩) Extreme degradation	0~10	0.05 \pm 0.01	0.22 \pm 0.01 ^d	0.23 \pm 0.06 ^b
	10~20	0.07 \pm 0.02 ^d	0.27 \pm 0.01 ^c	0.26 \pm 0.02 ^c
	20~40			

本一致. 在同一土壤深度、不同退化演替阶段微生物量碳含量也存在明显差异. 随着退化程度的加剧, 0~10 cm 土层特别是 10~20 cm、20~40 cm 土层的微生物活性明显降低.

微生物商的变化反映了土壤中输入的有机质向微生物量碳转化的效率、土壤碳损失和土壤矿物对有机质的固定^[25]. 不同土层的微生物商因退化程度的不同而异, 其分布也有一定的规律性. 随着退化程度的加剧, 土壤被过度使用, 0~40 cm 土层土壤微生物商呈现下降趋势, 但下降趋势相对于土壤有机碳和微生物量碳较平稳.

2.4 不同退化演替阶段小嵩草草甸土壤有机碳和微生物量碳与土壤特征的相关性

不同退化演替阶段小嵩草草甸土壤微生物量碳和土壤有机碳与土壤含水量、土壤有机质、土壤速效氮呈显著正相关关系 ($P < 0.05$; $P < 0.01$); 与土壤容重呈显著负相关 ($P < 0.05$; $P < 0.01$); 与土壤速效磷之间不存在明显的相关关系 (图 1, 图 2); 土壤有机碳与土壤微生物量碳相关显著 ($P < 0.05$) (图 2). 高寒小嵩草草甸在其退化演替过程中, 随着退化程度的加剧, 植物群落物种组成发生改变, 群落组成的变化影

响有机碳输入的数量和质量, 进而影响有机碳在土壤中的积累, 土壤有机碳含量明显呈下降趋势, 而且随土壤含水量的降低而降低; 随土壤容重的增加而减少. 因此, 土壤微生物量碳可作为衡量土壤有机碳变化的敏感指标, 而土壤有机碳和微生物量碳含量可作为衡量土壤肥力和土壤质量变化的重要指标.

3 讨论

植物群落的演替是对其初始状态的异化过程, 不但体现在种类组成和结构上, 也体现在土壤环境的改变. 土壤是草地生态系统的基础环境, 土壤退化与草地退化关系十分密切, 都受到自然因素和生产活动的影响, 土壤的稳定性即土壤资源持续供给能力的大小是支撑草地生产稳定和恢复的重要因素. 本研究不同退化演替阶段, 高寒小嵩草草甸由于家畜过度的啃食与践踏, 不仅使得植物群落发生了逆向演替, 而且土壤的肥力水平显著地下降, 土壤向退化方向发展 (表 2, 表 3). 此外气候的干暖化、严重的鼠害都促进了草地的退化, 三江源区植被退化导致土壤退化, 反之土壤退化也必然引起植被退化, 二者互为因果.

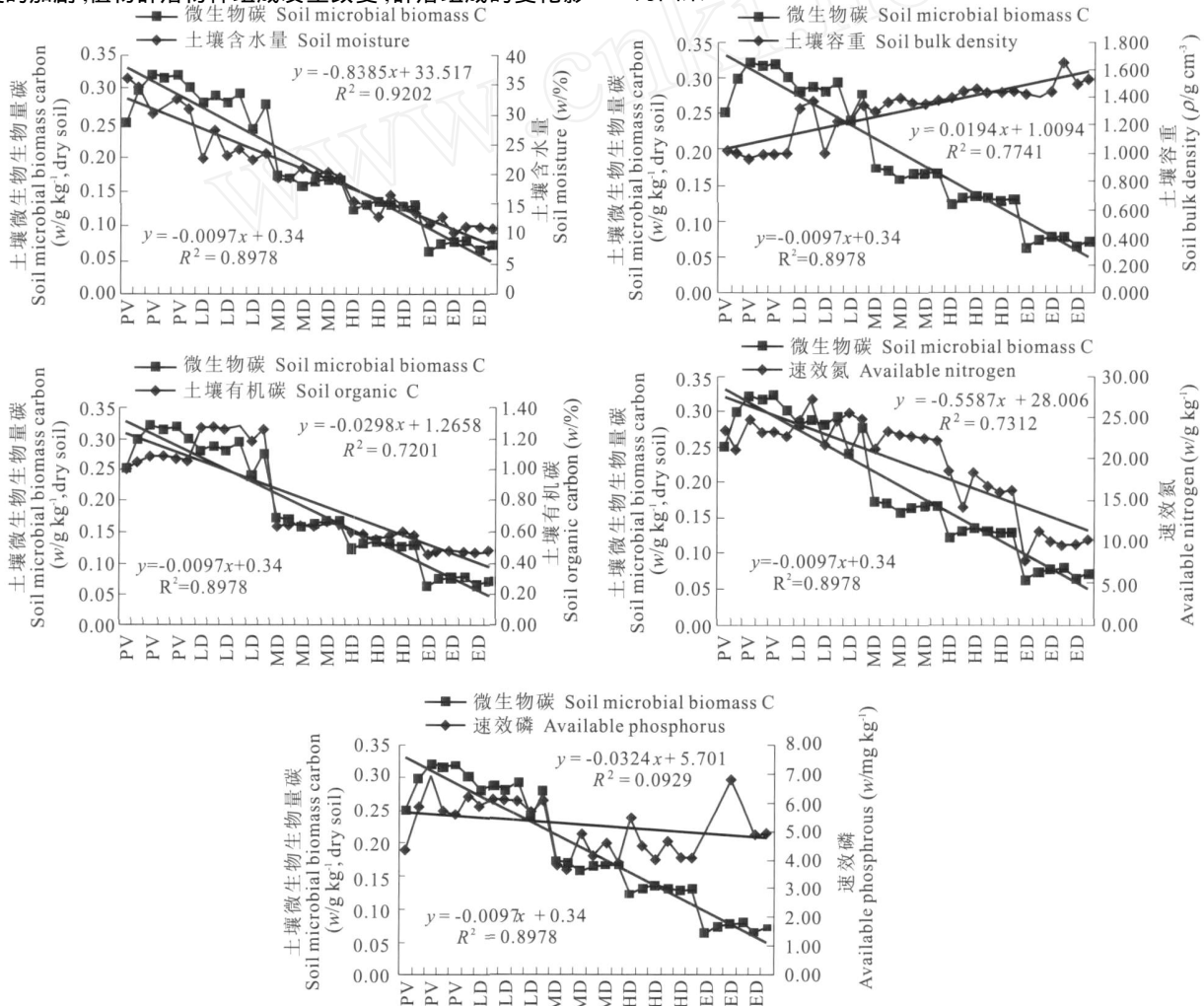


图 1 不同退化演替阶段高寒小嵩草草甸土壤微生物量碳与土壤特征的关系

Fig 1 Relationships between MBC and soil properties of the alpine *K. pygmaea* meadow at different degradation succession stages

PV = 原生植被; LD = 轻度退化; MD = 中度退化; HD = 重度退化; ED = 极度退化. 下同

PV = Primary vegetation; LD = Light degradation; MD = Moderate degradation; HD = Heavy degradation; ED = Extreme degradation. The same below

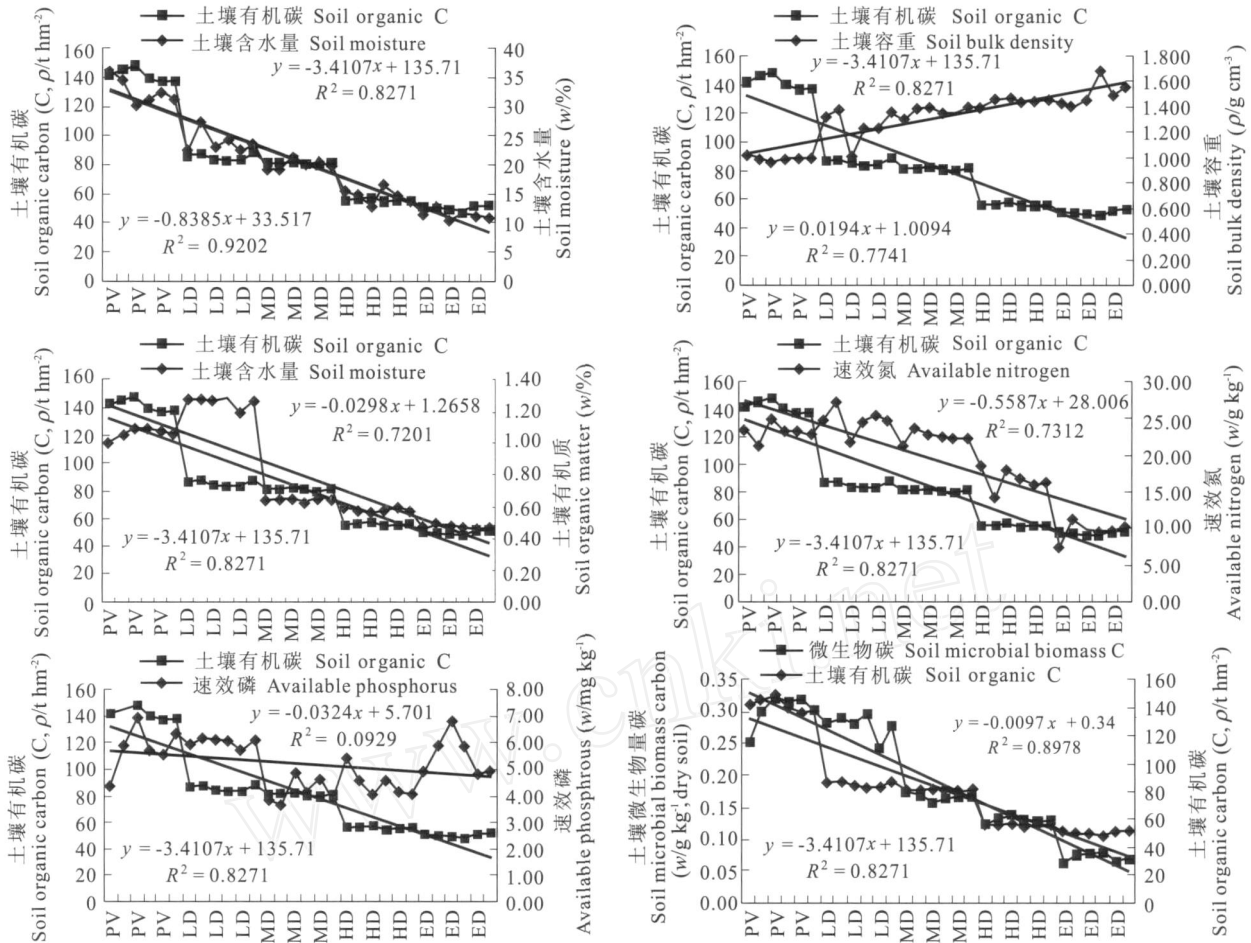


图2 不同退化演替阶段高寒小嵩草草甸土壤有机碳与土壤特征的关系

Fig 2 Relationships between SOC and soil properties in the alpine *K. pygmaea* meadow at different degradation succession stages

土壤作为植物环境的主要因子,其基本属性和特征必然影响群落演替方向、群落物种组成及其生物量(地上、地下生物量)高低。草本植物不仅地上部分生产量大,为土壤微生物提供大量凋落物,而且根系发达,密集于表层,根系的分泌物和衰亡的根更是微生物丰富的能源物质^[26]。某一演替阶段的群落特征和土壤特征,是群落和土壤协同作用的结果;同样,某一演替阶段土壤的肥力状况,不仅反应了在此之前群落与土壤协同作用的结果,同时也决定了后续演替过程的土壤肥力基础和初始状态。因此,植物群落演替过程,也是植物对土壤不断适应和改造过程,土壤性质是植物演替的重要驱动力之一。认识植被自然恢复过程中的土壤养分变化规律,对人工调控与促进植被演替、加快生态恢复具有重要作用。

Domaar等^[27]的研究表明,放牧减少土壤有机质是草地重牧退化的重要表现。在本研究中,随着退化演替程度的加大,有机质含量减少明显。但在轻度退化阶段,土壤有机质含量较高可能是适度干扰使群落资源丰富度和复杂程度增加,维持了草地群落的稳定,利于提高群落的生产力,致使植物的残落物和家畜的排泄物归还给土壤,因而土壤肥力得到提高。土壤微生物量碳是土壤有机质中活性较高的部分,是土壤养分的重要来源。高寒小嵩草草甸退化到极度退化阶段,由于土壤中有机质、速效氮等含量下降十分明显(表2),高寒草甸的退化将使土壤

有机质大量流失,氮素损失严重。随着退化演替过程的进行,高寒草甸土壤环境即土壤质量和土壤稳定性逐渐退化,土壤有机碳和土壤微生物量碳含量也随放牧强度增加而迅速降低。如果选择适当的放牧强度,则完全可以维持草地生态系统的碳平衡,促进系统内部碳的良性循环。本研究中,轻度退化演替阶段小嵩草草甸土壤有机质、速效氮、土壤有机碳含量最高。有研究表明,过度放牧使草原初级生产力降低60%,40a来过度放牧使草地表层土壤(0~20cm)碳贮量降低12.4%^[28]。重度放牧6~8a对土壤有机碳的总贮量没有显著影响,但土壤微生物中的碳贮量(活性碳)分别降低了51%和24%^[11]。傅华^[29]在荒漠草地连续6a进行的不同强度放牧试验也表明,重牧比中度和轻度放牧草地0~20cm土壤有机碳含量显著减少;霸王-小叶锦鸡儿荒漠草地封育后表层土壤有机碳含量较自由放牧地显著增加,围栏3a后表层土壤有机碳提高11.2%,围栏轮牧使土壤有机碳含量明显增加。因此,适度放牧是保护草地生物多样性,维护放牧生态系统功能与健康,发展草地生态系统生产力的有效途径;深入研究草地放牧演替规律,掌握草地在放牧利用下的演替方向,针对不同的演替阶段采取相应的培育措施,防止退化演替,特别是根据土壤养分的变化状况,适时施肥改善土壤养分和物理性状,保证放牧生态系统物质输入与输出间的平衡,从而实现系统持续生产和利用。

References

- 1 Zhao X (赵鑫), Yu WT (宇万太), Li JD (李建东), Jiang ZS (姜子绍). Research advances in soil organic carbon and its fractions under different management patterns *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, 2006, **17** (11): 2203 ~ 2209
- 2 Wang GX (王根绪), Ma HY (马海燕), Wang YB (王一博). Impacts of land use change on environment in the middle reaches of the Heibe River *J Glaciol Geocryol (冰川冻土)*, 2003, **25** (4): 359 ~ 367
- 3 Guan SY (关松荫). Research Methods on Soil Enzymes Beijing (北京): China Agricultural Press (中国农业出版社), 1986. 182 ~ 266
- 4 Jenkinson DS. The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soils. In: Wilson JR ed. Advances in Nitrogen Cycling in Agriculture Ecosystem. CAB International, Willingford, UK, 1988. 368 ~ 386
- 5 Paul EA, Voroney RP. Nutrient and energy flow through soil microbial biomass. In: Rillwood DC, Hedger JN, Latham MJ eds. Contemporary Microbial Ecology. London: Academic Press, 1980, **17**: 837 ~ 842
- 6 Roy S, Singh JS. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest *J Ecol*, 1994, **82**: 503 ~ 509
- 7 Xu YC (徐阳春), Shen QR (沈其荣), Ran W (冉炜). Effects of zero-tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N, and P after sixteen years of cropping *Acta Pedol Sin (土壤学报)*, 2002, **39** (1): 89 ~ 96
- 8 Li LH (李凌浩). Effects of land-use change on soil carbon storage in grassland ecosystems *Acta Phytoc Sin (植物生态学报)*, 1998, **22** (4): 300 ~ 302
- 9 Houghton RA. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: Lai R, Kimble J eds. Soils and Global Change. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. Boca Raton, 1995. 45 ~ 65
- 10 Zhou GS (周广胜), Wang YH (王玉辉), Jiang YL (蒋延玲). Conversion of terrestrial ecosystems and carbon cycling *Acta Phytoc Sin (植物生态学报)*, 2002, **26** (2): 250 ~ 254
- 11 Holt JA. Grazing pressure and soil carbon, microbial biomass and enzyme activities in semi-arid northeast Australia *Appl Soil Ecol*, 1997, **5**: 143 ~ 149
- 12 Li XZ (李香真), Qu QH (曲秋皓). Soil microbial biomass carbon and nitrogen in Mongolia grassland *Acta Pedol Sin (土壤学报)*, 2002, **39** (1): 97 ~ 104
- 13 Harris JA. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration *Eur J Soil Sci*, 2003, **54**: 801 ~ 808
- 14 Deacon LJ, Millera EJP, Frankland JC. Diversity and function of decomposer fungi from a grassland soil *Soil Biol & Biochem*, 2006, **38**: 7 ~ 20
- 15 Giai C, Boemer REJ. Effects of ecological restoration on microbial activity, microbial functional diversity, and soil organic matter in mixed-oak forests of southern Ohio, USA. *Appl Soil Ecol*, 2007, **35**: 281 ~ 290
- 16 Johnsen K, Jacobsen CS, Torsvik V. Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils - A review. *Biol Fert Soils*, 2001, **33**: 443 ~ 453
- 17 Sun R (孙睿), Liu CM (刘昌明), Zhu QJ (朱启疆). Relationship between the fractional vegetation cover change and rainfall in the Yellow River Basin *Acta Geograph Sin (地理学报)*, 2001, **56** (6): 667 ~ 672
- 18 Piao SL (朴世龙), Fang JY (方精云). Dynamic vegetation cover change over the last 18 years in China *Quaternary Sci (第四纪研究)*, 2001, **21** (4): 294 ~ 302
- 19 张德铨, 郑度, 刘晓东. 青藏高原区域生态环境变化及其管理对策探讨. 见: 郑度, 姚檀栋. 青藏高原隆升与环境效应. 北京: 科学出版社, 2004. 459 ~ 554
- 20 Barbour MG. Terrestrial plant ecology. London: The Benjamin Publishing Company, 1980. 222 ~ 233
- 21 Wang CT (王长庭), Long RJ (龙瑞军), Ding LM (丁路明). The effects of differences in functional group diversity and composition on plant community productivity in four types of alpine meadow communities *Biodiv Sci (生物多样性)*, 2004, **12** (4): 403 ~ 409
- 22 Ren JZ (任继周). Research Methods of Pratacultural Science. Beijing (北京): China Agricultural Press (中国农业出版社), 1998. 1 ~ 29
- 23 Vance ED, Brooks PC, Jenkinson DS. An extraction method for measure soil microbial biomass C. *Soil Biol & Biochem*, 1987, **19**: 703 ~ 707
- 24 Singh JS, Raghubanshi AS, Singh RS. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna *Nature*, 1989, **338**: 499 ~ 500
- 25 Zhang JB (张金波), Song CC (宋长春). The sensitive evaluation indicators of effects land-use change on soil carbon pool *Ecol and Environ (生态环境)*, 2003, **12** (4): 500 ~ 504
- 26 Smith JL, Paul EA. The significance of soil microbial biomass estimations. In: Soil biochemistry, Bollag J, Stotsky G eds. Maecel Dekker, New York, USA, 1991. 357 ~ 396
- 27 Domaar JF, Smolak S, Wilms WD. Distribution of nitrogen fractions on grazed and ungrazed fescue grassland a horizons *J Ran Manag*, 1990, **43** (1): 6 ~ 9
- 28 Li L, Chen Z, Wang Q. Changes in soil carbon storage due to overgrazing in *Leymus chinensis* steppe in the Xilin River basin of Inner Mongolia *J Environ Sci*, 1997, **9** (4): 486 ~ 490
- 29 Fu H (傅华), Chen YM (陈亚明). Organic carbon content in major grassland types in Alex, Inner Mongolia *Acta Ecol Sin (生态学报)*, 2004, **24** (3): 469 ~ 476