

## 短期牧压梯度下高寒杂草类草甸植被/ 土壤碳氮分布特征\*

吴启华<sup>1,3</sup> 李红琴<sup>1,2</sup> 张法伟<sup>1,2</sup> 刘晓琴<sup>1,3</sup> 毛绍娟<sup>1,3</sup> 李英年<sup>1,2\*\*</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810001; <sup>2</sup>中国科学院高原生物适应与进化重点实验室, 西宁 810001; <sup>3</sup>中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要** 讨论了牧压梯度下高寒杂草类草甸植被/土壤碳氮密度, 以期构建草地固碳作用与放牧管理的平衡模式, 为草地生态系统固碳技术的管理提供科学依据。结果表明: 牧压梯度下, 植被现存总碳量为对照(SCK) > 轻牧(SL) > 中牧(SM) > 重牧(SH), 表现出随放牧强度的增大而减小。年净初级生产碳量表现为 SM > SL > SH > SCK, 说明适度放牧能促进植被碳素的积累, 过度放牧或禁牧不利于碳素的积累。0~40 cm 土壤总有机碳密度和全氮密度分布状况相同, 由大到小依次为 SCK、SH、SM、SL。其中 0~10 cm 层次, 土壤有机碳密度为 SH > SM > SL > SCK, 全氮密度为 SH > SCK > SM > SL。在 10~20 cm、20~30 cm 和 30~40 cm 各层次, 土壤有机碳密度和土壤全氮密度由大到小均为 SCK > SH > SL > SM。0~10 cm 与 10~40 cm 各层次的土壤碳氮密度变化趋势略有不同, 说明短期放牧对土壤表层和深层的碳氮密度影响不同。牧压梯度下, 0~40 cm 各层次的土壤碳氮比和变化趋势不尽相同。总体来看, 牧压梯度下的碳氮比适合微生物的矿化。回归分析表明, 牧压梯度下, 不同层次的土壤碳氮密度之间呈极显著正相关( $P < 0.01$ )。

**关键词** 牧压梯度; 植被/土壤碳氮密度; 碳氮比; 高寒杂草类草甸

**中图分类号** S136.6 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2013)11-2857-08

**Distribution patterns of vegetation- and soil carbon and nitrogen density in an alpine forb meadow under short-term grazing gradient.** WU Qi-hua<sup>1,3</sup>, LI Hong-qin<sup>1,2</sup>, ZHANG Fa-wei<sup>1,2</sup>, LIU Xiao-qin<sup>1,3</sup>, MAO Shao-juan<sup>1,3</sup>, LI Ying-nian<sup>1,2\*\*</sup> (<sup>1</sup>Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; <sup>2</sup>Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; <sup>3</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(11): 2857-2864.

**Abstract:** In order to obtain the equilibrium mode of grassland carbon sequestration and grazing management to provide a scientific basis for carbon sequestration management of grassland ecosystem, this paper studied the vegetation- and soil carbon and nitrogen density under a short-term grazing gradient in an alpine forb meadow ecosystem on the northeastern Qinghai-Tibetan Plateau, China. Under the grazing gradient, the existing total vegetation carbon storage decreased with increasing grazing intensity, *i. e.*, no grazing (SCK) > light grazing (SL) > moderate grazing (SM) > heavy grazing (SH). The annual net primary carbon production was in the order of SM > SL > SH > SCK, indicating that moderate grazing could promote vegetation carbon storage, while overgrazing or no grazing was in reverse. In the soil layers of 0-40 cm, the total organic carbon density and total nitrogen density had the same variation pattern, *i. e.*, SCK > SH > SM > SL. However, in topsoil (0-10 cm), the organic carbon density was in the order of SH > SM > SL > SCK, while the total nitrogen density was of SH > SCK > SM > SL. In 10-20 cm, 20-30 cm, and 30-40 cm soil layers, both the organic carbon density and the total nitrogen density de-

\* 国家自然科学基金项目(31070437, 31270523)和中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050404-2)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: ynli@nwipb.cas.cn

收稿日期: 2013-04-16 接受日期: 2013-07-11

clined in the order of SCK > SH > SL > SM. A slight difference was observed in the soil carbon and nitrogen density between 0–10 cm and 10–40 cm layers, indicating that short-term grazing had different effects on the soil carbon and nitrogen between surface layer and deeper layers. Under the grazing gradient, soil C/N in different layers of 0–40 cm had somewhat difference. Overall, the soil C/N under the grazing gradient except CK was suitable for microbial mineralization. Regression analysis showed that under the grazing gradient, soil carbon density in all layers was positively correlated with soil nitrogen density ( $P < 0.01$ ).

**Key words:** grazing gradient; vegetation- and soil carbon and nitrogen density; C/N; alpine forb meadow.

放牧、刈割和围封是人类在草地利用管理中常见的干扰类型,对草原生态过程产生重要的影响。土地利用和管理方式导致植被物种多样性、生产力不同,进而影响到土壤碳氮储量和能力。放牧是高寒草甸生态系统主要的利用和管理方式,对碳平衡有重要的影响(Houghton & Goodale, 2004; Shrestha & Stahl, 2008)。过度放牧将导致生物初级生产能力降低,还表现在包括土壤在内的整个系统发生退化(周华坤等, 2008),进而影响土壤有机质散失,植被/土壤固碳能力下降。Zeller等(2000)研究发现,高强度放牧会导致土壤矿化N的降低,土壤总有机C增加,而全N没有大的变化。Johnston & Smoliak(1971)在放牧40年的重牧草原上发现,有机C、全P降低,认为是放牧使草原地上、地下生物量和归还量降低的结果。但也有研究表明,即使几十年的中牧,土壤表层中C、N含量和植物吸收N量未发生明显变化(Berg & McClaugherty, 1989)。围封利于草地土壤有机碳增加,而围封过程中草地生产力的提高和根系的持续输入是保持和增加土壤有机碳的关键,可保持较高的碳储量和固碳能力(董全民等, 2004; Cao *et al.*, 2004)。

在青藏高原的大部分地区,高寒杂草类草甸一般分布在高山雪线区稀疏植被冰雪缘下部到嵩草草甸或金露梅灌丛草甸的过渡区域,也分布在过度放牧后引发的草地退化地区。其植物种类组成多以杂草为主,禾草类较少,土层浅薄,也是当地牧民的夏季放牧草场。高寒杂草类草甸作为夏季公共放牧草场,放牧期正是植物光合生产阶段,受家畜啃食牧草的影响,植被、土壤呼吸强度有别于同地区的其他植被类型(如:嵩草草甸、灌丛草甸、沼泽草甸),进而直接影响到植物生长和植被及土壤碳氮密度。同时该类草地投入低,放牧管理粗放,生态系统更加脆弱。受温度等环境因素的限制,土壤有机质分解缓慢,留存于土壤表层的有机残体(粪便、枯落物残

体)难以补充到土壤。而对杂草类草甸植被/土壤碳氮密度的研究较少(仁青吉等, 2009)。因此,本研究进行了该植被类型不同放牧强度的实验研究,以期了解夏季放牧的高寒杂草类草甸植被/土壤碳氮密度与放牧管理措施间的关系,构建草地固碳作用与放牧管理的平衡模式,为草地生态系统固碳技术的管理提供科学依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 自然概况

试验在青海海北高寒草甸生态系统国家野外科学观测研究站(海北站)进行。海北站地处青藏高原东北隅祁连山北支冷龙岭东段南麓坡地(37°29'N—37°45'N, 101°12'E—101°23'E, 海拔3200~3600 m)。该区位于亚洲大陆腹地,具有明显的高原大陆性气候,东南季风及西南季风微弱。高海拔条件制约,气温极低,无明显四季之分,仅有冷暖季之别,干湿季分明。年平均气温-1.7℃,降水量约560 mm,降水主要集中于植物生长季的5—9月,约占年降水量的80%,年平均日照时数2462.7 h(李英年等, 2004)。

不同放牧强度的夏季放牧梯度试验样地位于海北站东北9 km处祁连山冷龙岭南麓坡地,系金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛草甸上沿,夏季放牧的高寒杂草类草甸。优势种及伴生种有青藏苔草(*Carex moorcrofti*)、矮火绒草(*Leontopodium nanum*)、早熟禾(*Poa* spp.)、重齿风毛菊(*Saussurea katochaete*)、矮嵩草(*Kobresia humilis*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、异针茅(*Stipa aliena*)等,约12科24属31种。土壤类型为暗沃寒冻锥形土(吴启华等, 2013)。

### 1.2 研究方法

**1.2.1 实验设计** 实验地地势开阔,坡度约为5°,中心点地理坐标为37°41'N、101°21'E、海拔高度3545 m,气温比海北站低0.4℃。参考以往研究放

牧强度经验(赵新全,2009),牧压梯度设置为封育对照(SCK,禁牧)、轻度放牧(SL,4.5只羊·hm<sup>-2</sup>)、中度放牧(SM,7.5只羊·hm<sup>-2</sup>)和重度放牧(SH,15只羊·hm<sup>-2</sup>)4个管理方式。试验地用围栏围封,试验羊为当地藏系绵羊。放牧按当地放牧方式在每年的6月1日—9月15日期间进行,即每年放牧时间3个半月。高寒草甸夏季牧场一般在5月上旬日均气温≥0℃时植物开始陆续返青(因夏季牧场处在温度较低、海拔较高的山麓坡地,返青较晚),9月初开始气温下降,日最低可达-10℃以下。因此夏季牧场放牧时间为6月1日到9月15日,也可视为植物生长期。

**1.2.2 植被现存量、年净初级生产量监测** 2010年开始进行牧压梯度试验,吴启华等(2013)报道过放牧梯度实验的第2年有关植被碳分布状况。但考虑到放牧影响的滞后效应,本研究在2012年植物生长季6—9月,每月15日前后对封育、轻度、中度以及重度放牧试验地进行植被生物量的监测。监测时,分别在不同梯度实验样地设计15m×15m的观测区,并在四个角(点)及中心点固定标记位置后,在标定位置以正北方向为准的1m处,顺时针方向转动约340度方位处取样,即共5个50cm×50cm样方的重复。先用手工分拣出50cm×50cm样方内枯落物(包括立枯);再用剪刀齐地面剪下地上绿色生物量;然后,在取过地上生物量的样方内收集地表面由枯落物多年长期累积成的碎屑物(即半腐殖质,也含有少量的未分解完的动物排泄物),并用直径8cm的根钻,按0~10cm、10~20cm和20~40cm分层取土壤样品,到河边清洗,分拣出地下生物量(包括活根和死根)。并将收集的所有样品装入纸袋,在恒温65℃的烘干箱烘至恒重,称重。

海北高寒草甸区8月底至9月初植被进入枯黄期,因此该期测定的地上生物量可视为地上净初级生产量。需要说明的是,放牧条件下的地上净初级生产碳量属绵羊觅食后的剩余量,严格讲应为净生物群区生产碳量,为便于比较,这里仍按净初级生产碳量来理解。地下净初级生产量用周转法计算(即植物生长期地下生物量的最高值与最低值之差)估算植被碳密度(王绍强,1999)。通常按照植物有机干物质中碳占的比重转换为碳量,虽然不同植被的转换率不同,但由于获取各植被类型的转换率十分有限,这里采用国际上常用的地上部分转换率0.45、地下部分转换率0.4,将生物量统一以碳

(g C·m<sup>-2</sup>)形式表示(常天军等,2007)。植被碳密度的计算采用以下公式(常天军等,2007):

$$DVC_t = \sum_{i=1}^k DVC_i = \sum_{i=1}^k C_i O_i \quad (1)$$

式中: $DVC_i$ 为单位面积植被碳密度(g·m<sup>-2</sup>); $k$ 为植被生物量所分层次(分地上和地下2部分); $C_i$ 为植被含碳率,地上取0.45,地下取0.40; $O_i$ 为单位面积植被生物量(g·m<sup>-2</sup>)。

**1.2.3 土壤有机碳和全氮密度的测定** 测定有机碳和全氮的土壤样品于2012年9月15日采集,分别在取过生物量的5个样方附近用土钻分0~10cm,10~20cm,20~30cm,30~40cm层次进行取样。将所取土壤样品带回室内阴干,然后用重铬酸钾法测定土壤有机碳,用凯氏定氮法测定土壤全氮,并分别换算为土壤有机碳和全氮含量。同时用环刀法分层测定土壤容重。然后根据土壤容重及土壤有机碳含量计算土壤碳密度。某一土层 $i$ 的有机碳密度 $SOC_i$ (g·cm<sup>-2</sup>)计算公式如下:

$$SOC_i = C_i D_i E_i (1-G) \quad (2)$$

式中: $C$ 为土壤有机碳含量(%); $D$ 为土壤容重(g·cm<sup>-3</sup>); $E$ 为土层厚度(cm); $G$ 为>2mm的砾石所占体积(%)。总土壤密度公式为:

$$SOC = \sum_{i=1}^k SOC_i \quad (i=1,2,\dots,k) \quad (3)$$

因实验地土层浅薄,植物根系集中于表层,40cm以下土壤有机质含量差异较小,故本研究只考虑了0~40cm土层的土壤有机质含量。

### 1.3 数据处理

数据用相关数学统计(SAS V9.2)方法和Excel作图软件对观测数据进行统计和分析。单因子方差分析(ANOVA)和新复极差法(SSR)用于牧压梯度下各指标间的比较和差异显著性检验( $\alpha=0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 短期牧压梯度下植被碳分布特征

**2.1.1 植被现存碳密度** 从表1可见,牧压梯度下,地上生物现存碳密度由大到小为SCK、SL、SM、SH,方差分析表明,只有SCK与SH具有显著差异,但仍能说明地上生物量与放牧强度有关,放牧强度越大,地上生物量越小。枯落物现存碳密度大小依次为SCK、SL、SM、SH,其中SL、SM、SH三者之间无显著差异,但与SCK均存在显著差异,表明枯落物的多少与牲畜的采食和践踏有关,无采食践踏的

表1 牧压梯度下的植被现存碳密度( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )  
Table 1 Current carbon density under grazing gradients

植被	SCK	SL	SM	SH
地上生物	129.19±31.53 a	108.86±16.58 ab	106.53±32.94 ab	83.65±7.25 b
枯落物	12.68±9.38 a	4.58±3.19 b	4.07±3.05 b	1.63±1.31 b
半腐殖质	9.16±6.88 c	50.76±25.27 a	24.52±16.18 b	15.97±6.22 bc
地下生物	1266.96±225.24 a	971.57±191.61 b	717.05±134.71 c	696.4±69.92 c
合计	1417.98±273.03 a	1135.76±238.65 b	852.17±198.87 c	797.66±84.69 c

数值为平均值±标准差;小写字母表示同一行之间进行差异性比较的结果,字母相同表示差异不显著( $P=0.05$ )。SCK:禁牧;SL:4.5只羊· $\text{hm}^{-2}$ ;SM:7.5只羊· $\text{hm}^{-2}$ ;SH:15只羊· $\text{hm}^{-2}$ 。

SCK 枯落物碳量最高、动物采食践踏较严重的 SH 枯落物碳量最低。地下生物现存碳密度由大到小依次为 SCK、SL、SM、SH,与地上生物碳密度的变化趋势一致,除 SM 与 SH 无显著差异外,其他相互之间存在显著差异。放牧对地下生物量积累的影响是通过影响地上生物量来实现的,即随放牧强度增加,地上生物量减少,地下生物量也相应减少。与地上生物、枯落物和地下生物现存碳密度不同的是半腐殖质层现存碳密度由大到小依次为 SL、SM、SH、SCK,SH 与 SM、SCK 均无显著差异,其他相互之间均存在显著差异,表现出放牧条件下的半腐殖质碳密度大于禁牧,但随放牧强度增大半腐殖质层现存碳密度减小。

其总的植被现存碳密度(地上生物、枯落物、半腐殖质层和地下生物现存碳密度之和)自大到小依次为 SCK、SL、SM、SH,表现规律与地下现存碳密度一致,除 SM 与 SH 无显著差异外,其他相互之间都存在显著性差异,表现出总的现存碳密度与放牧强度相关,放牧强度越大,总的现存碳密度越小。

**2.1.2 净初级生产碳密度** 从表2可见,不同放牧强度下,地上净初级生产碳密度大小依次为 SCK、SL、SM、SH,随放牧强度增大而减小,方差分析表明,只有 SCK 与 SH 有显著差异。地下净初级生产碳密度大小依次为 SM、SL、SH、SCK,SL 与 SM、SH 间无显著差异,其他相互之间差异显著。地下净初级生产碳密度表现为 SM 最大,SCK 最小。由于在高寒草甸地区,植被的碳密度地下部分远高于地上部分,这也就形成地上、地下总的净初级生产碳密度依次表现为 SM、SL、SH、SCK,且 SM 与 SH、SCK 之

间存在显著差异,其他相互间无显著差异。这些说明,在高寒杂草类草甸地区,适度的放牧可提高生态系统植被的生物固碳能力,但封育或过度放牧不利于生物碳素的积累。

## 2.2 短期牧压梯度下土壤有机碳密度分布特征

3年短期牧压梯度试验比较发现,0~40 cm 总的土壤有机碳密度在放牧条件下,随放牧强度的增大而增大(图1a),SL、SM、SH 依次为 17.68、18.49 和 20.69  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ,而禁牧条件下土壤有机碳密度大于放牧地,SCK 达 23.65  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。分析表明,SCK 与 SL、SM 之间存在显著差异外,其他相互之间无显著差异。也表明禁牧条件下的植被枯落物增加后可提高土壤有机碳储存能力。而在放牧条件下,虽然土壤有机碳密度随放牧强度增大而增大,但所表现的增大趋势相互间差异并不显著,说明在短期放牧条件下,重度放牧可能导致土壤根系分解加快,根系分泌进入土壤的碳量较大。

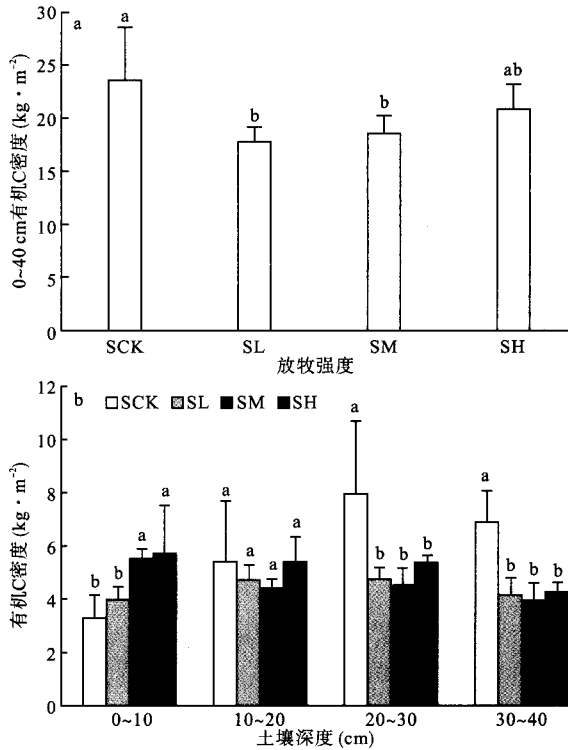
分析牧压梯度不同层次土壤有机碳密度发现(图1b),0~10 cm 层次土壤有机碳密度由大到小依次为 SH、SM、SL、SCK,其中禁牧条件下,土层有机碳密度明显低于放牧条件,SM 与 SH、SL 与 SCK 均无显著性差异,其他相互之间差异明显,表现出 0~10 cm 层次土壤有机碳密度随放牧强度的增大而增大。10~20 cm、20~30 cm 和 30~40 cm 层次的土壤有机碳密度由大到小均为 SCK、SH、SL、SM。在 10~20 cm 层次各放牧强度间均无显著差异。在 20~30 cm 和 30~40 cm 层次均表现出 SH、SM 与 SL 三者之间无显著差异,而三者与 SCK 之间都存在显著差异。

表2 牧压梯度下植被的净初级生产碳密度( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )

Table 2 Net primary production of carbon density under grazing gradients

植被	SCK	SL	SM	SH
地上	129.19±31.72 a	108.85±16.58 ab	106.53±33.14 ab	83.65±7.29 b
地下	394.06±96.76 c	646.55±99.08 ab	844.81±262.83 a	621.9±54.22 b
总计	523.26±128.48 b	755.41±115.77 ab	951.34±295.97 a	705.5±61.52 b

符号意义同表1。



**图1 牧压梯度下的土壤有机碳密度分布特征**  
**Fig.1 Distribution characteristics of soil organic carbon density under grazing gradients**  
 小写字母为牧压梯度下相同土层的有机碳密度进行差异性比较的结果,字母相同表示差异不显著( $P=0.05$ )。SCK:禁牧;SL:4.5只羊·hm<sup>-2</sup>;SM:7.5只羊·hm<sup>-2</sup>;SH:15只羊·hm<sup>-2</sup>。

图1b还可看到,10~40 cm各层次土壤的有机碳密度都是SCK最大,说明禁牧条件使较深层土壤有机碳得到一定的累计。而放牧条件下,0~10 cm层次因放牧过程导致植物根系腐烂严重而给予土壤碳的补给明显。同时看到,放牧条件下较深层土壤有机碳差异虽然不显著,但所表现的变化趋势一定程度上也受放牧强度的影响。造成这些差异可能与放牧或禁牧引起的土壤呼吸释放有关,其原因有待于深入研究。

**2.3 短期牧压梯度下土壤全氮密度分布特征**

牧压梯度下,由0~40 cm层次的土壤全氮密度分布发现(图2a),全氮分布与有机碳分布相似。SL最小,为1.82 kg·m<sup>-2</sup>,SM为1.83 kg·m<sup>-2</sup>,SH为2.11 kg·m<sup>-2</sup>,SCK最大,为2.35 kg·m<sup>-2</sup>。除SCK与SL、SM之间存在显著差异外,其他相互之间无显著差异。禁牧条件下0~40 cm层次的土壤全氮密度高于放牧,而在放牧条件下,随放牧强度的增大土壤全氮含量略有增大,可能由于氮素是植物生长必需的重要营养因子,植物的氮素主要从土壤中吸收所致。放牧强度越大,净初级生产量越小,从土壤中

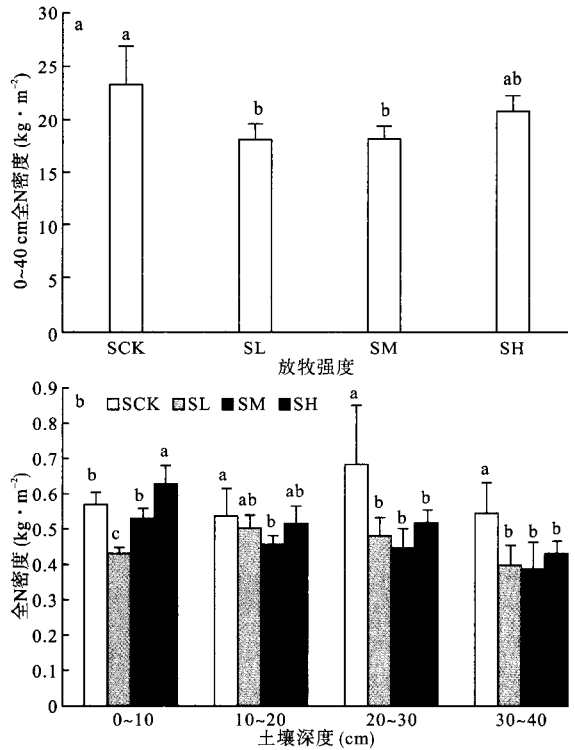
吸收的氮量就越少,因而土壤中的氮素含量会较大。

对牧压梯度下不同层次土壤全氮密度分析可知(图2b),0~10 cm土壤全氮密度由大到小依次为SH、SCK、SM、SL,SM与SCK无显著差异,其他相互之间均存在显著性差异。10~20 cm、20~30 cm和30~40 cm层次土壤全氮密度由大到小均表现有SCK、SH、SL、SM,在10~20 cm层次,只有SM与SCK存在显著差异,在20~30 cm和30~40 cm层次,SL、SM与SH之间无显著差异,而三者与SCK均存在显著差异。

同土壤有机碳密度分布一样,放牧对表层土壤全氮密度影响明显,而对较深层的影响则较小。禁牧条件下,在0~10 cm土层全氮密度低于重牧,但在深层10~40 cm则高于放牧条件,其原因还有待深入研究。

**2.4 短期牧压梯度下土壤碳氮关系**

从图3可以看出,SL、SM和SH的土壤碳氮比在0~40 cm各层次之间差别均较小,其中SCK的土壤碳氮比在10~20 cm与放牧条件接近,在0~10 cm的表层明显低于放牧条件,较深层次的20~40 cm则高于放牧。0~40 cm各层次的碳氮比表现



**图2 牧压梯度下的土壤全氮密度分布特征**  
**Fig.2 Distribution characteristics of soil nitrogen density under grazing gradients**  
 符号意义同图1。

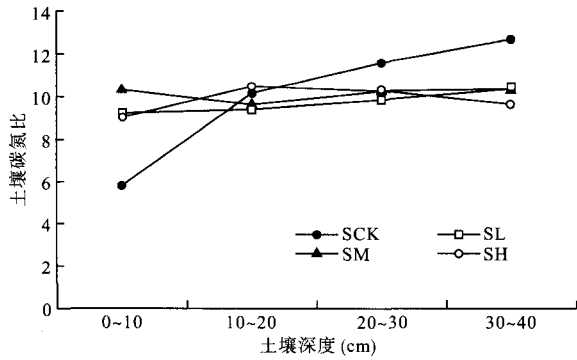


图3 牧压梯度下的土壤碳氮比特征

Fig. 3 Ratio of soil carbon to nitrogen under grazing gradients

符号意义同图1。

出, SCK 在 5.8 ~ 12.7, 不同层次的碳氮比变化较大, 且随着土层深度的增加而增大。SL 在 9.3 ~ 10.3, 随着土层深度的增加而增大。SM 在 9.6 ~ 10.3, 10 ~ 20 cm 的碳氮比最小, 其他 3 层的碳氮比接近。SH 在 9.1 ~ 10.4, 碳氮比随着土层深度的增加先增大后减小, 0 ~ 10 cm 最小, 10 ~ 20 cm 最大。总体来看, 牧压梯度下的碳氮比均较小, 说明土壤中氮素含量丰富, 即微生物在分解有机质的过程中是不受氮限制的, 有利于分解过程中的养分释放。

土壤中有机态氮占全氮含量的 95% 以上, 是土壤氮的主要存在形式 (黄瑞农, 1994), 因而土壤全氮量的消长取决于有机质含量的变化。本研究中, 不同层次的土壤碳、氮密度随放牧过程所表现的规律相近 (图 1 和图 2)。对牧压梯度不同层次的碳氮含量做线性回归分析, 可求得回归方程:  $y = 6.276x + 2.066$  ( $y$  为有机碳含量,  $x$  为全氮含量)。表现出牧压梯度下不同层次之间, 其土壤碳氮含量之间呈现显著的正相关关系 ( $r = 0.804, P = 0.0015$ )。有机碳和全氮之间的显著正相关关系进一步解释了土壤碳氮分布规律的相似性。

### 3 讨论

本研究中, 植被总的现存碳密度自大从小依次为 SCK、SL、SM、SH, 表现为总的植被现存碳密度随放牧强度的增大而减小。周华坤等 (2004) 对金露梅灌丛草甸夏秋草场连续 18 年的放牧试验研究和李海英等 (2004) 对高寒矮嵩草草甸的研究也有相同结论。而总的净初级生产碳密度由大到小依次为 SM、SL、SH、SCK, SM 总的净初级生产碳密度明显高于其他放牧强度, 可能是中度放牧时绵羊适度觅食

可以刺激植物生长, 植物能充分发挥光合作用, 对地上、地下净初级生产量提高有利。另外, 中度放牧条件下土壤的水热、通气条件较好。轻度放牧地表植被盖度大, 较厚草丛的隔热作用缓冲了土壤温度的升高, 导致土壤热量条件稍差而限制了地下净初级生产量的提高。而重度放牧条件绵羊对牧草啃食强度大, 地表生物量低, 相同的光合辐射因绿色植被减少而光合产量降低, 导致了地上净初级生产量的降低, 从而影响地下净初级生产量的提高。在禁牧条件下, 地表面有较多的上年度残留的枯落物覆盖, 同时当年新生植物未被啃食, 地上生物量保持较高水平, 较厚的覆被层限制了土壤温度的提高, 也限制了植被地下净初级生产量的提高, 最终表现出 SCK 总的净初级生产碳密度最小。说明在高寒杂草类草甸地区, 适度的放牧可提高生态系统植被的生物固碳能力, 但封育或过度放牧均不利于生物碳素的积累。王启基等 (1995) 通过 3 年不同放牧强度试验的研究发现, 在高寒矮嵩草草甸冬春牧场上, 与对照 (不放牧) 相比, 重度放牧降低了地上、地下生物量的 8% 和 25% 左右, 而轻度或适度放牧地上、地下生物量变化不大, 甚至适度放牧反而提高了地下生物量 5%。

土壤有机质的动态转化过程十分复杂, 受温度、降水、植被和管理措施等因素的影响。放牧管理是草原管理的重要措施, 但有关放牧管理下草原碳循环和分布的生态过程研究结论各异。一些研究认为, 放牧对土壤有机质没有影响 (Keller & Goldstein, 1998; Wang *et al.*, 1998), 草原生态系统对放牧有相当的弹性。有的研究认为, 放牧降低了土壤有机质 (Koutika *et al.*, 1999; 王向涛等, 2010)。也有一些研究报道, 放牧增加了土壤有机质 (Wienhold *et al.*, 2001; Reeder & Schuman, 2002)。主要是由于放牧管理技术的应用增加了牧草的产量, 也潜在增加了土壤有机质和碳截获量 (Conant *et al.*, 2001)。然而, 当放牧管理导致牧草产量降低时, 以土壤有机质形式截获的碳量也增加 (Derner *et al.*, 1997)。放牧还使凋落物积累量减少, 这是由于动物的践踏使凋落物破碎并与土壤充分接触, 这有助于凋落物的分解, 也有助于碳和养分元素转移到土壤中, 同时凋落物减少, 使土壤表层变暖, 有利于早春植物的返青, 也使植物冠层采光增强, 光合效率提高 (LeCain *et al.*, 2000), 这些都有助于土壤有机质的积累。而且这些系统多是土壤有机质含量较高, 植被没有退化或有轻微退化, 且气候条件较好, 并有一定的管理措

措施(施肥等)。在草原生态系统中,有效性氮素是初级生产力首要的限制资源。裴海昆(2004)认为,随着放牧强度的增加,草地土壤速效氮的含量逐渐增加,但均低于不放牧的区域。Baurer 等(1987)研究认为,未放牧地 0~45.7 cm 土层中全氮含量低于放牧地。本研究中,3 年短期牧压梯度下,0~40 cm 土壤有机碳密度的含量表现为禁牧条件大于放牧,而在放牧条件下,土壤有机碳密度随着放牧强度的增大而增大,表现出放牧增加了土壤有机质。0~40 cm 土壤全氮密度的分布与有机碳的分布条件相似,在放牧条件下,土壤全氮随放牧强度增大而增大,但放牧条件均小于禁牧下的全氮。

有研究表明,在一定的放牧强度下,放牧可以增加土壤的有机质,但其仅限于表层土,对深层土壤没有影响(李树会和张东为,2003),导致表层土壤有机质含量升高的原因是在没有牲畜取食时,草原植物枯死之后,其立枯条件要保持很长时间,这不利于土壤有机质的补充。而在放牧的情况下,牲畜啃食在一定程度上加速了部分立枯植物进入地表过程,从而有利于它的分解,使表层土壤的有机质得到补充。深层的土壤碳密度变化趋势可能是不同试验样地深层土壤的碳密度背景值不同而引起的。本研究中牧压梯度下,0~10 cm 土壤层次,有机碳密度由大到小依次为 SH、SM、SL、SCK,全氮密度由大到小依次为 SH、SCK、SM、SL。土壤有机碳密度和土壤全氮密度在 10~40 cm 各层次由大到小都是 SCK、SH、SL、SM。0~10 cm 与 10~40 cm 各层次的土壤碳密度变化趋势不同可能由于短期放牧对碳密度的影响主要集中于土壤的表层,对深层没有影响或影响较小。另外,牧压梯度下的土壤有机碳和全氮在土壤不同深度的分布情况可以看出,SM 和 SH 中土壤各层次的有机碳和全氮贮量都是随着土层深度的增加而逐渐减小,0~10 cm 的有机碳和全氮密度最大,也证明短期放牧对碳氮密度的影响主要集中于土壤的表层。

碳氮比被认为是土壤氮矿化能力的重要指标,土壤有机质模型 CENTURY (Parton *et al.*, 1988) 就是根据碳氮比来决定有机质分解过程中是发生矿化还是微生物固持,较低的碳氮比有利于氮的矿化养分释放,通常认为土壤碳氮比在 25~30 以下会出现净矿化(Prescott *et al.*, 2000)。本研究中,各牧压梯度下,不同层次的土壤碳氮比都较小,适合微生物的矿化,有利于分解过程中养分的释放。各牧压梯度

下的土壤碳氮比,在 0~10 cm 层次土壤中,SM 最大,SL 其次,SCK 最小。10~20 cm 层次中,相互之间差别很小。在 20~30 和 30~40 cm,都是 SCK 最大。表明牧压梯度对土壤不同层次的碳氮比影响不同,对表层(0~10 cm)影响较大,深层较小。

#### 参考文献

- 常天军, 王建林, 李 鹏, 等. 2007. 藏北高寒草地植被的碳密度与碳贮量. *生态科学*, **26**(5): 437-442.
- 董全民, 赵新全, 李青云, 等. 2004. 小嵩草高寒草甸土壤营养因子及水分含量对牦牛放牧率的响应: I. 夏季草甸土壤的营养因子及水分含量的变化. *西北植物学报*, **24**(12): 2228-2236.
- 黄瑞农. 1994. 环境土壤学. 北京: 高等教育出版社.
- 李海英, 彭红春, 王启基. 2004. 高寒矮嵩草草甸不同退化演替阶段植物群落地上生物量分析. *草业学报*, **13**(5): 23-28.
- 李树会, 张东为. 2003. 美国有关放牧对土壤性质影响的研究. *水土保持科技情报*, (1): 8-9.
- 李英年, 赵新全, 曹广民, 等. 2004. 海北高寒草甸生态系统定位站气候、植被生产力背景的分析. *高原气象*, **23**(4): 558-567.
- 裴海昆. 2004. 不同放牧强度对土壤养分及质地的影响. *青海大学学报(自然科学版)*, **22**(4): 29-31.
- 仁青吉, 武高林, 任国华. 2009. 放牧强度对青藏高原东部高寒草甸植物群落特征的影响. *草业学报*, **18**(5): 256-261.
- 王启基, 周 立, 王发刚. 1995. 放牧强度对冬春草场植物群落结构及功能的效应分析// 中国科学院海北高寒草甸生态系统定位研究站. 高寒草甸生态系统, **4**: 353-363.
- 王绍强. 1999. 中国陆地自然植被碳量空间分布特征探讨. *地理科学进展*, **18**(3): 238-244.
- 王向涛, 张世虎, 陈懂懂, 等. 2010. 不同放牧强度下高寒草甸植被特征和土壤养分变化研究. *草地学报*, **18**(4): 510-516.
- 吴启华, 李英年, 李红琴, 等. 2013. 高寒杂草类草甸牧压梯度下植被碳密度季节动态及分配特征. *山地学报*, **31**(1): 46-54.
- 赵新全. 2009. 高寒草甸生态系统与全球变化. 北京: 科学出版社.
- 周华坤, 周 立, 赵新全, 等. 2004. 围栏封育对轻牧和重牧金露梅灌丛的影响. *草地学报*, **12**(2): 140-144.
- 周华坤, 汪诗平, 赵新全, 等. 2008. 青藏高原高寒灌丛植被对长期放牧强度实验的响应特征. *西北植物学报*, **28**(12): 2080-2093.
- Baurer A, Cole CV, Black AL. 1987. Soil property comparisons in virgin grasslands between grazed nongrazed management systems. *Soil Science Society of America Journal*, **51**: 176-182.
- Berg B, McClaugherty C. 1989. Nitrogen and phosphorus release from decomposing litter in relation to the disappear-

- ance of lignin. *Canadian Journal of Botany*, **67**: 1148–1156.
- Cao G, Tang Y, Mo W, *et al.* 2004. Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**: 237–243.
- Conant RT, Paustian K, Elliott ET. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, **11**: 343–355.
- Derner JD, Beriske DD, Boutton TW. 1997. Does grazing mediate soil carbon and nitrogen accumulation beneath C4, perennial grasses along an environmental gradient? *Plant and Soil*, **191**: 147–156.
- Houghton RA, Goodale CL. 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems// DeFries RS, Asner GP, Houghton RA, eds. *Ecosystems and Land Use Change*. Washington DC: American Geophysical Union: 85–98.
- Johnston A, Smoliak S. 1971. Evaluating competition among timothy seedlings. *Canadian Journal of Plant Science*, **5**: 425–427.
- Keller AA, Goldstein RA. 1998. Impact of carbon storage through restoration of drylands on the global carbon cycle. *Environmental Management*, **22**: 757–766.
- Koutika LS, Andreux F, Hassink J, *et al.* 1999. Characterization of organic matter in the topsoils under rain forest and pastures in the eastern Brazilian Amazon basin. *Biology and Fertility of Soils*, **29**: 309–313.
- LeCain DR, Morgan JA, Schuman GE, *et al.* 2000. Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. *Journal of Range Management*, **53**: 199–206.
- Parton WJ, Stewart JWB, Cole CV. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry*, **5**: 109–131.
- Prescott CE, Chappell NH, Vesterdal L. 2000. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital. *Ecology*, **81**: 1878–1886.
- Reeder JD, Schuman GE. 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution*, **116**: 457–463.
- Shrestha M, Stahl PD. 2008. Carbon accumulation and storage in semi-arid sagebrush steppe: Effect of long-term grazing exclusion. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **125**: 173–181.
- Wang YF, Chen ZZ, Tieszen LT. 1998. Distribution of soil organic carbon in the major grasslands of Xilinguole, Inner Mongolia, China. *Acta Phytocologica Sinica*, **22**: 545–551.
- Wienhold BJ, Hendrickson JR, Karn JF. 2001. Pasture management influences on soil properties in the Northern Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, **56**: 27–31.
- Zeller V, Bahn M, Aichner M, *et al.* 2000. Impact of land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps. *Biology and Fertility of Soils*, **31**: 441–448.
- 
- 作者简介 吴启华,女,1987年生,硕士研究生,主要从事全球变化生态学研究。E-mail: wqh5859@126.com  
责任编辑 王伟
-