

doi: 10. 7522/j. issn. 1000-0240. 2014. 0070

Wu Qihua , Mao Shaojuan , Liu Xiaoqin , et al. Analysis of the soil water-holding capacity in alpine forb meadow under grazing gradient and relevant influence factors [J]. Journal of Glaciology and Geocryology , 2014 , 36( 3) : 590 - 598. [吴启华, 毛绍娟, 刘晓琴, 等. 牧压梯度下高寒杂草类草甸土壤持水能力及影响因素分析 [J]. 冰川冻土, 2014 , 36( 3) : 590 - 598. ]

## 牧压梯度下高寒杂草类草甸土壤持水能力及影响因素分析

吴启华<sup>1 3</sup>, 毛绍娟<sup>1 3</sup>, 刘晓琴<sup>2</sup>, 李红琴<sup>1 4</sup>, 张法伟<sup>1 4</sup>, 李英年<sup>1 4\*</sup>

(1. 中国科学院 西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 南开大学 生命科学学院, 天津 300071; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 中国科学院 高原生物适应与进化重点实验室, 青海 西宁 810001)

**摘 要:** 以祁连山南麓坡地夏季牧场高寒杂草类草甸为研究对象, 进行了封育对照(CK, 禁牧)、轻度放牧(LG)、中度放牧(MG)和重度放牧(HG)下土壤持水能力及影响因素的分析。结果表明: 牧压梯度下 0~10 cm 层土壤最大持水量和毛管持水量均在 LG 最大, 土壤自然贮水量 LG 略小于 HG; 而在 10~20 cm 和 20~40 cm 持水量均在 HG 最大, 说明放牧对表层土壤的持水能力影响比深层更明显。0~10 cm 层土壤容重随牧压强度增加而增大, 较深层次土壤容重基本一致, 表明放牧对较深层土壤容重造成的影响远小于表层。牧压梯度下植被地上地下生物量、枯落物、地表半腐殖质随放牧强度增大而减少; 0~10 cm 土壤有机质含量在 MG 最大, CK 最小, 10~20 cm 和 20~40 cm 层土壤的有机质含量 CK 最大, 说明不同土层有机质含量对牧压梯度的响应有所不同。土壤持水量与多种因素有关, 主要受到地下生物量、有机质和容重等因素的影响, 表明随放牧强度增大, 践踏使土壤表面硬度增加, 土壤空隙度减少, 同时家畜过度采食使地面植被覆盖降低而增加土壤水分的蒸发。这些综合作用下引起放牧地土壤持水能力降低。

**关键词:** 高寒杂草类草甸; 牧压梯度; 土壤持水能力

中图分类号: S152.7<sup>+</sup>1 文献标识码: A 文章编号: 1000-0240(2014)03-0590-09

### 0 引言

土壤水分是制约植被生存与发展的重要因素, 其分布状况与气候、地形、植被、土壤性质等自然因素有关<sup>[1-2]</sup>。不同草地类型因其物种组成、凋落物量和性质的差异, 影响截留降水、土壤贮水的功能, 从而导致不同类型草地的水土保持、水源涵养能力有所差异<sup>[3-5]</sup>。近几十年来, 受气候变化和过度放牧等的影响, 青藏高原高寒草地土壤侵蚀趋于严重、水土流失加剧, 草地生态系统的结构与功能遭受破坏。已有研究表明, 退化的高寒草地除植被状况发生明显变化外<sup>[6]</sup>, 其土壤理化性质也产生显

著的改变<sup>[7-9]</sup>, 进而影响到其水源涵养功能<sup>[10]</sup>。

高寒杂草类草甸一般分布在高山雪线区稀疏植被带到嵩草(*Kobresia*)草甸或金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛草甸的过渡带, 地区多为夏季牧场, 也以斑状形式镶嵌在过度放牧、草场退化严重的高寒矮嵩草草甸、金露梅灌丛草甸地区。高寒杂草类草甸虽然分布面积不大, 但分布区域海拔高, 植物种类组成多以杂草为主, 禾草类较少, 其土壤理化性态对放牧反应更为敏感。为此, 探讨牧压梯度下的高寒杂草类草甸土壤水分特征、持水能力及其影响因子研究, 将对揭示高寒草甸水源涵养、保护寒区生态环境具有重要意义。

收稿日期: 2013-11-14; 修订日期: 2014-03-09

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDB03030502); 国家自然科学基金项目(31300385; 31270523; 31070437); 青海省自然科学基金项目(2014-Z-901)资助

作者简介: 吴启华(1987-), 女, 湖北咸宁人, 2011年毕业于河南科技大学, 现为硕士研究生, 主要从事全球变化生态学研究。

E-mail: wqh5859@126.com

\* 通讯作者: 李英年, E-mail: ynli@nwipb.cas.cn

## 1 研究区概况

研究区位于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)附近。海北站地处青藏高原东北隅祁连山北支冷龙岭东段南麓,  $37^{\circ}29' \sim 37^{\circ}45' \text{ N}$ ,  $101^{\circ}12' \sim 101^{\circ}23' \text{ E}$ , 海拔 3 200 ~ 3 600 m。该区位于亚洲大陆腹地, 具有明显的高原大陆性气候, 年均气温低, 四季不明, 干湿季分明等特点。年平均气温约  $1.7^{\circ}\text{C}$ , 年均降水量约 560 mm, 降水主要集中于植物生长季的 5 - 9 月, 占年降水量约 80%; 年平均日照 2 462.7 h<sup>[11]</sup>。

本文涉及的牧压梯度实验地位于海北站东北 9 km 处的祁连山冷龙岭南麓坡地。系金露梅灌丛草甸上沿夏季牧场的高寒杂草类草甸。实验区地势开阔, 坡度约为  $5^{\circ}$ , 中心点地理坐标为  $37^{\circ}41' \text{ N}$ ,  $101^{\circ}21' \text{ E}$ , 海拔 3 545 m, 年均气温比海北站低  $0.4^{\circ}\text{C}$ 。代表性物种有青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、矮火绒草(*Leontopodium nanum*)、早熟禾(*Poa annua*)、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<sup>[12]</sup>。土壤类型主要为暗沃寒冻锥形土, 土壤发育年轻, 土层浅薄, 有机质含量丰富。

## 2 实验方法

### 2.1 实验设计

参照以往研究放牧强度的经验<sup>[13]</sup>, 牧压梯度设置为封育对照(CK, 禁牧)、轻度放牧(LG, 4.5 只羊·hm<sup>-2</sup>)、中度放牧(MG, 7.5 只羊·hm<sup>-2</sup>)和重度放牧(HG, 15 只羊·hm<sup>-2</sup>) 4 种管理方式。试验地用围栏围封, 试验羊为当地藏系绵羊。因夏季牧场处在海拔较高、温度较低的山麓坡地, 植物返青较晚, 一般在 5 月上旬日均气温  $\geq 0^{\circ}\text{C}$  时植物开始陆续返青, 6 月初绵羊才能啃食上青草, 9 月初开始气温下降, 日最低气温可达  $-10^{\circ}\text{C}$  以下。因此, 放牧在每年的 6 月 1 日至 9 月 15 日进行, 即每年放牧时间为 3 个半月。

### 2.2 植被生物量监测

牧压梯度实验于 2010 年 6 月份开展, 生物量监测于第 3 年(2012 年 5 - 9 月)进行。每月月末对牧压梯度 4 种管理方式下的实验地进行植被生物量观测。观测时分别在不同梯度实验样地设计一处  $15 \text{ m} \times 15 \text{ m}$  的观测区, 并在四个角及中心点固定标记位置后, 在标定的四个角及中心点正北方向的

1 m 处, 每月按顺时针类推转动约  $25^{\circ}$  取样, 即共 5 个  $50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$  样方的重复。首先, 用手工分拣出  $50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$  样方内的枯落物(包括立枯)装袋, 用剪刀齐地面剪取地上绿色部分装袋, 用手刮方式收集地表由枯落物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)装袋; 然后, 在收集地上部分的样方内用直径 8 cm 的根钻, 按 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 分层取土壤样品, 到河边清洗, 细心分拣出地下部分(包括活根和死根)稍凉; 同时, 对收集的半腐殖质也进行适当的清洗稍凉至不滴水。最后, 将收集的所有样品装入纸袋在恒温  $65^{\circ}\text{C}$  的烘干箱烘至恒重并称量, 得出地上、地下生物量、落枯物量、半腐殖质量等值, 并换算至单位为  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

### 2.3 土壤理化测定分析

#### 2.3.1 样品收集

2012 年 8 月末在牧压梯度实验区监测植被生物量的同时, 选取具有代表性的样点, 挖取土壤剖面, 并用环刀(容积为  $100 \text{ cm}^3$ )法取样测定土壤容重和持水量, 每个剖面按 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 分层取样, 3 次重复。取样后及时称取鲜重, 分析时一次性用烘干法和浸水法测定土壤持水能力的指标<sup>[14]</sup>, 包括了土壤实际贮水量、最大持水量、毛管含水量和土壤容重。

在取过生物量的 5 个样方附近用土钻分 0 ~ 10 cm, 10 ~ 20 cm, 20 ~ 40 cm 层次进行土壤样品的收集, 备测定土壤有机质等。

#### 2.3.2 分析与计算<sup>[14-15]</sup>:

(1) 土壤贮水量. 土壤贮水量是指自然状况下一定土层厚度的土壤能够容纳的实际含水量, 以土层深度(mm)表示。由下式计算:

$$W = F \times H \times S_D \times 10 \quad (1)$$

式中:  $W$  为土壤贮水量(mm);  $F$  为土壤容重( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ );  $H$  为土壤厚度(cm);  $S_D$  为实测的土壤质量含水率(即占干土重百分比, 土壤质量含水率 = (土壤湿重 - 土壤干重) / 土壤干重  $\times 100\%$ ); 10 为将水层定为 mm 的转换系数。

(2) 土壤最大持水量. 系土壤孔隙全部充满水时的含水量。将装有湿土的环刀(环刀质量为  $m$ ) 揭去上、下底盖, 仅留垫有滤纸带孔底盖, 放入平底盆或其它容器内, 注入并保持盆中水层高度至环刀上沿为止, 使其吸水达 12 h(质地粘重的土壤浸泡时间可稍长)。此时, 环刀土壤中所有孔隙都充满了水, 盖上下底盖, 水平取出, 用干毛巾擦掉

环刀外沾的水,立即称量质量( $m_1$ )即可算出土壤饱和持水量(mm).

(3) 土壤毛管持水量. 土壤毛管持水量系指土壤能保持的毛管支持水(上升水)的最大量,可以计算土壤毛管孔隙的比例. 将上述称量质量( $m_1$ )后的环刀,仅留垫滤纸的带网眼的底盖,放置在铺有干砂的平底盘中2 h,此时环刀中土壤的非毛管水分已全部流出,但毛细管中仍充满水分. 盖上底盖后立即称量质量( $m_2$ ),即可计算出毛管持水量(% ,mm).

(4) 土壤容重. 用烘干重计算得到( $g \cdot cm^{-3}$ ).

(5) 土壤有机质含量. 所取土壤样品带回室内自然阴干,然后委托中国科学院西北高原生物研究所测试分析中心用重铬酸钾法测定土壤有机质含量.

数据分析时,利用相关数学统计(Analyst Ap-

plication of SAS V9.2)方法和Excel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( $\alpha = 0.05$ ).

### 3 结果与分析

#### 3.1 牧压梯度下的土壤容重变化

3 a 牧压梯度实验后,不同土层的土壤容重变化如表1所示. 可以看出,同一牧压下土壤容重均随着土壤深度的增加而增大. 其中,CK自0~10 cm( $0.59 g \cdot cm^{-3}$ )到20~40 cm层( $1.26 g \cdot cm^{-3}$ )的变幅最大;HG的变幅最小,0~10 cm为 $0.70 g \cdot cm^{-3}$ ,20~40 cm为 $0.97 g \cdot cm^{-3}$ . 0~10 cm的土壤容重在HG最大,LG最小,CK略大于LG,表现出土壤容重随放牧强度增加而增大的趋势,但差异性不显著. 10~20 cm土壤容重在LG、MG、CK和HG表现基本一致,分别为0.80、

表1 高寒杂草类草甸牧压梯度下土壤容重变化

Table 1 Variation of bulk density of soil in alpine forb meadow under grazing gradient

牧压梯度	土层/cm		
	0~10	10~20	20~40
CK/( $g \cdot cm^{-3}$ )	0.59 ± 0.06a	0.75 ± 0.05a	1.26 ± 0.02a
LG/( $g \cdot cm^{-3}$ )	0.54 ± 0.15a	0.80 ± 0.10a	1.07 ± 0.05b
MG/( $g \cdot cm^{-3}$ )	0.66 ± 0.04a	0.77 ± 0.04a	1.03 ± 0.02bc
HG/( $g \cdot cm^{-3}$ )	0.70 ± 0.07a	0.74 ± 0.13a	0.97 ± 0.06c

注:小写字母表示牧压梯度下同一土层进行差异性比较的结果,字母相同表示差异不显著( $P=0.05$ ).

表2 高寒杂草类草甸牧压梯度下的土壤自然含水量与持水力特征

Table 2 Soil water content and water-holding capacity under grazing gradient in alpine forb meadow

指标	牧压梯度	土层/cm			
		0~10	10~20	20~40	0~40
自然含水量/mm	CK	46.23 ± 4.03a	44.43 ± 4.07a	70.64 ± 2.41c	161.29 ± 9.51b
	LG	48.20 ± 6.06a	44.04 ± 3.67a	76.26 ± 0.99bc	168.51 ± 8.03ab
	MG	41.27 ± 2.98a	43.67 ± 3.46a	77.68 ± 3.14b	162.63 ± 9.01b
	HG	48.94 ± 5.91a	48.15 ± 7.93a	90.80 ± 5.55a	187.89 ± 18.03a
最大持水量/mm	CK	73.93 ± 1.31ab	67.97 ± 2.38a	101.10 ± 5.71c	242.99 ± 9.17c
	LG	77.50 ± 2.45a	69.04 ± 4.17a	112.43 ± 1.79b	258.97 ± 7.89ab
	MG	70.89 ± 1.44b	65.47 ± 1.41a	113.65 ± 0.94b	250.01 ± 0.71c
	HG	71.41 ± 2.48b	69.93 ± 1.39a	123.94 ± 5.18a	265.28 ± 6.07a
毛管持水量/mm	CK	63.62 ± 1.89ab	58.23 ± 2.21a	84.46 ± 5.78b	206.32 ± 8.98ab
	LG	67.44 ± 2.59a	57.91 ± 2.33a	90.26 ± 3.19ab	215.61 ± 4.48a
	MG	56.32 ± 4.32b	50.65 ± 2.76a	84.47 ± 4.49b	191.45 ± 4.42b
	HG	58.11 ± 5.64b	56.41 ± 7.95a	99.36 ± 8.07a	213.88 ± 19.89a

注:小写字母表示牧压梯度下某项指标同一土层之间进行差异性比较的结果,字母相同表示差异不显著( $P=0.05$ ).

0.77、0.75 和 0.74  $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ , 均无显著差异. 20 ~ 40 cm 的土壤容重为 CK > LG > MG > HG, 表现出随放牧强度增大而减小, LG、MG 和 HG 的容重差别较小, 但均显著小于 CK 的容重. 这些分析表明, 土壤表层容重受牲畜践踏程度较大, 重牧(HG)时表层土壤践踏严重, 土壤容重最大. 但较深层次的土壤容重在较短时间内受到的影响不明显, 甚至在 20 ~ 40 cm 出现随放牧强度增大而减小的现象, 可见 3 a 的短期放牧强度实验对较深层土壤容重的影响较小.

### 3.2 牧压梯度下的土壤贮水量及持水能力

牧压梯度下的土壤自然贮水量、最大持水量和毛管持水量结果如表 2 所示. 可以看出, CK、LG、MG 和 HG 的 0 ~ 40 cm 土壤贮水量分别为 161.29、168.51、162.63 和 187.89 mm, 由大到小顺序为 HG > LG > MG > CK, 其中 LG 比 CK 高 4.48%, MG 仅比 CK 高 0.83%, HG 比 CK 高 16.49%, HG 与 CK 间存在显著性差异. 土壤贮水量在 0 ~ 10 cm 层次 CK、LG、MG 和 HG 分别为 46.23、48.20、41.27 和 48.94 mm, 表现为 HG 最大, LG 略小于 HG, 仅比 HG 少 0.74 mm, MG 最小; 10 ~ 20 cm 表现出 HG > CK > LG > MG, 各牧压梯度下的差别不大; 20 ~ 40 cm 表现为 HG > MG > LG > CK. 除 20 ~ 40 cm HG 贮水量显著大于 CK、LG 和 MG 外, 其他同层次不同牧压梯度间土壤贮水量均无显著差异.

0 ~ 40 cm 层土壤最大持水量表现出 HG > LG > MG > CK, 在 CK、LG、MG 和 HG 下分别为 242.99、258.97、250.01 和 265.28 mm, LG、MG 和 HG 分别比 CK 高出 6.58%、2.89% 和 9.17%. 0 ~ 40 cm 总的毛管持水量为 LG > HG > CK > MG, 在 CK、LG、MG 和 HG 下分别为 206.32、215.61、191.45 和 213.88 mm, LG 比 CK 高 4.50%, MG 则比 CK 低 7.21%, HG 比 CK 高 3.66% (表 2). 0 ~ 10 cm 层最大持水量为 LG > CK > HG > MG, CK、LG、MG 和 HG 分别为 73.93、77.50、70.89 和 71.41 mm, LG 显著大于 MG 和 HG. 10 ~ 20 cm 层次 HG 最大, 为 69.93 mm, MG 最小为 65.47 mm, 二者之间相差 4.46 mm, 但各牧压梯度下均无显著差异. 20 ~ 40 cm 深层 HG > MG > LG > CK, 只有 LG 与 MG 无显著差异. 毛管持水量在 0 ~ 10 cm 层次 LG > CK > HG > MG, LG 显著大于 MG 和 HG, 比 MG、HG 分别多 11.12 mm、9.33 mm. 10 ~ 20 cm 的毛管持水量为 CK 最大,

LG 其次, MG 最小, 各牧压梯度下均无显著差异. 20 ~ 40 cm 的毛管持水量为 HG > LG > MG > CK, HG 大于 LG, 但二者并无显著差异(表 2).

牧压梯度下, 0 ~ 10 cm 层的土壤最大持水量和毛管持水量均为 LG 最大, 贮水水量 LG 略小于 HG. 土壤贮水量、最大持水量和毛管持水量在 10 ~ 20 和 20 ~ 40 cm 均为 HG 最大(10 ~ 20 cm 的毛管持水量除外), 说明放牧对表层土壤的持水能力影响更加明显, 轻度放牧对提高土壤表层持水量有利, 但较深土层的持水能力因放牧实验仅进行了 3 a 表现不明显(表 2).

### 3.3 土壤持水能力与环境因子的相关性

土壤持水能力表征了一个地区土壤含水率的高低, 主要受土壤总孔隙度、毛管孔隙度、容重、有机质、土壤颗粒组成、生物量、枯落物、腐殖质层等的影响<sup>[16]</sup>. 土壤的最大持水量和毛管持水量能较好地反映土地的持水、供水能力, 并影响到凋落物分解与土壤表层的物质和能量循环<sup>[17]</sup>. 暗沃寒冻锥形土与草毡寒冻锥形土植被的地下部分发育旺盛, 根系贮存量较多. 受高海拔条件的制约, 研究区冬半年漫长而寒冷, 致使根系在低温冻结期不易矿化, 即使在夏半年, 也因地温不高和过分潮湿而分解较弱, 大部分死根保持原有外形与韧性长期保留在近地表层, 因而地下生物量高. 本研究所在的高寒杂草类草甸, 处于高海拔高山稀疏植被的下缘, 其地下生物量保持在 1 700  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$  以上(表 3), 相应的土壤有机质含量也较高(0 ~ 40 cm 层次在 10% 以上). 根系对大气降水有阻滞作用, 当有降水产生时会大量地留存与土壤表层, 提高了土壤水分. 而那些退化的植被区, 生物量、土壤有机质含量均较低, 容重较大, 使土壤持水能力显著下降. 同时植被地上部分的生物量(包括枯落物、半腐殖质层)多少, 可直接影响到土壤表面的蒸发、植被的蒸腾, 进而影响到土壤贮水和持水能力.

由植被生物量分布的表 3 可以看到, 9 月份植被地上生物量在 CK、LG、MG 和 HG 分别为 287.09、241.91、236.73 和 185.89  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 随放牧强度的增大而减小, CK 显著大于 HG; 其枯落物量也表现出相同的变化趋势; 但半腐殖质层 LG 最大(88.79  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), MG 其次, CK 最小(20.35  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ), 放牧条件的样地大于对照样地. 0 ~ 40 cm 地下生物量在 CK、LG、MG 和 HG 分别 3 167.40、2 428.91、1 792.63 和 1 741.01  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 随着放牧强度的增大而减小, 对照区比 LG、MG

表 3 高寒杂草类草甸牧压梯度下的植被生物量分布  
Table 3 Distribution of vegetation biomass under grazing gradient in alpine forb meadow

指标	CK	LG	MG	HG
地上生物量/( $g \cdot cm^{-2}$ )	287.09 ± 31.53a	241.91 ± 16.58ab	236.73 ± 32.94ab	185.89 ± 7.24b
枯落物/( $g \cdot cm^{-2}$ )	28.17 ± 4.19a	10.17 ± 2.32b	9.04 ± 3.04b	3.63 ± 1.30b
半腐殖质层/( $g \cdot cm^{-2}$ )	20.35 ± 6.88c	88.79 ± 14.95a	54.48 ± 16.18b	35.48 ± 6.22bc
地下生物量				
0 ~ 10 cm	2599.98 ± 534.37a	1989.16 ± 505.26b	1482.23 ± 262.14bc	1312.21 ± 165.25c
10 ~ 20 cm	326.00 ± 83.58a	302.84 ± 85.86a	232.71 ± 121.53a	249.39 ± 91.11a
20 ~ 40 cm	241.43 ± 128.65a	136.91 ± 50.25ab	77.69 ± 21.02b	179.42 ± 86.97ab
0 ~ 40 cm	3167.40 ± 563.09a	2428.91 ± 479.02b	1792.63 ± 336.79c	1741.01 ± 174.79c

注: 小写字母符号意义同表 2.

表 4 高寒杂草类草甸牧压梯度下的土壤有机质含量分布  
Table 4 Distribution of soil organic matter under grazing gradient in alpine forb meadow

	土层/cm			
	0 ~ 10	10 ~ 20	20 ~ 40	0 ~ 40
CK/%	9.69 ± 2.43b	12.55 ± 5.25a	10.19 ± 2.53a	10.81 ± 2.49a
LG/%	12.90 ± 1.63ab	10.22 ± 1.11a	7.15 ± 0.79b	10.09 ± 0.93a
MG/%	14.40 ± 1.10a	9.80 ± 0.95a	7.18 ± 0.96b	10.46 ± 0.89a
HG/%	13.95 ± 4.61a	12.64 ± 2.31a	8.55 ± 0.50ab	11.71 ± 1.80a

注: 小写字母符号意义同表 1.

表 5 高寒杂草类草甸土壤持水性能与植被生物量、土壤有机质和容重的相关性系数  
Table 5 Correlation coefficients of soil water-holding capacity with vegetation biomass, soil organic matter and bulk density in alpine forb meadow

持水性能	地上生物量	枯落物	半腐殖质层	地下生物量	土壤有机质	土壤容重
自然贮水量	-0.7145	-0.6063	0.3047	0.7486**	0.6507*	-0.9819**
最大持水量	-0.6184	-0.6727	0.6735	0.7597**	0.6655*	-0.9934**
毛管持水量	-0.0939	-0.0788	0.4667	0.7839**	0.6654*	-0.9773**

注: \* 表示显著相关( $P < 0.05$ ); \*\* 表示极显著相关( $P < 0.01$ ).

和 HG 放牧区分别高出 738.49、1 374.77、1 426.39  $g \cdot m^{-2}$ , 其中重度放牧地比对照低 45%, 达极显著差异.

统计牧压梯度下土壤有机质含量发现(表 4), 0 ~ 40 cm 的土壤有机质平均含量 CK、LG、MG、HG 分别为 10.81%、10.09%、10.46% 和 11.71%, 表现出除禁牧的对照外, 其土壤有机质含量随放牧强度的增大而提高, 但相互间差异不显著. 这是由于短期放牧, 放牧强度增大时会导致植物根系腐烂加速, 给予土壤有机物的补给能力强, 这种补给特别是在表层更为显著, 而在较深层放牧影响作用相对较弱而其补给能力下降(表 4). 对照区土壤有机质较高, 这可能与植被未被啃食枯落物多因而补给土壤有机物能力强有关.

分析表明(表 5), 土壤贮水量、最大持水量与

地上生物量(指绿色植物)、枯落物量均呈现出负相关性, 但未达到显著性检验水平( $P > 0.05$ ), 说明地上生物量高时, 耗水明显, 反映了该期植被仍有较强的蒸腾作用, 导致土壤散失水分较多. 由于上一年度枯落物经过整个暖季良好的水热作用基本分解, 因此, 9 月的枯落物大多由当年植物凋落后形成. 虽然枯落物覆盖能起到减少土壤表层水分散失的“膜”作用, 但当年的枯落物大多数处于立枯状态, 基部为绿色的生长状况, 与生物量一样, 仍可能发生蒸腾作用, 而表现出负相关关系.

土壤贮水量、最大持水量分别与半腐殖质层量呈现弱的正相关关系(表 5), 表明半腐殖质层覆盖于地表, 其厚薄直接影响到土壤水分在地表的蒸发, 半腐殖质量多, 覆盖层厚, 土壤水分不易散失, 进而提高土壤自然含水量. 同时, 半腐殖质层厚不

但能减缓土壤向硬实的发展,而且归还于土壤的有机质增多,对最大持水能力的提高有利。

毛管持水量与地上生物量、枯落物无相关性,与半腐殖量表现出中等程度的正相关关系(表5)。这是因为地上生物量、枯落物的多少与土壤毛管孔隙没有直接联系,但腐殖质的多少可直接影响到土壤孔隙度及有机质的变化而致。

由表5可见,土壤贮水量、最大持水量和毛管持水量与地下生物量、土壤有机质均呈现显著的正相关关系( $P < 0.05$ ),而与土壤容重出现极显著的负相关关系( $P < 0.01$ )。说明地下生物量大、土壤有机质多时,土壤可贮存大量水分,起到涵养水源的作用。土壤容重综合反映了土壤质地、肥力、持水能力的变化特征,容重大时,土壤紧实,不利于土壤贮存水分。

#### 4 讨论与结论

在本研究的牧压梯度实验条件下,不同层次的土壤容重变化趋势各不相同,放牧强度增大,使表层土壤容重增大,对较深层次的影响远小于土壤表层。容重的变化是一个缓慢的过程,对于较深层容重的影响可能要经过长期的作用才能体现出来<sup>[18-19]</sup>。同时,各牧压梯度下的土壤容重均随土层深度的增加而加大,其中,CK的变化幅度最大,HG的变化幅度最小。这可能因各牧压梯度下不同层次土壤结构分布以及植物生长情况不同造成。重牧处理下由于放牧强度较大,家畜对地表踩踏作用增强,土壤变得紧实,空隙度减小,根系生长受到限制,土壤容重随深度波动较小。而对照样地无放牧干扰,植物根系生长较好,土壤表层具有良好的通气透性,导致表层容重较低,相对于放牧地随深度变化略大。

植物地上部分的生长状况和地下部分密切相关。一般来说,放牧退化的草地具有较低的牧草生产力<sup>[20]</sup>。林慧龙等<sup>[21]</sup>研究认为,放牧对群落地上生物量影响是即时发生的,而对地下生物量的影响具有一定的滞后效应。本实验中,地上、地下生物量随放牧强度增大而减小,万里强等<sup>[22]</sup>的山羊放牧梯度试验和董全民等<sup>[23]</sup>的牦牛不同放牧率研究等结果也都反映出植被生物量的相似变化趋势。放牧家畜的采食减少了地上生物量,降低了植物光合效率,进而减少营养物质向地下分配;同时,畜群对土壤物理化学特性的改变也影响植株地下部分的生长,造成地下生物量的降低。

土壤有机质含量的动态变化主要取决于植物凋落物的归还量和枯枝落叶的分解速率,以及土壤生物的呼吸速率和表层土壤的流失量<sup>[24]</sup>。本实验中,0~10 cm 土壤有机质含量为  $MG > HG > LG > CK$ ,20~40 cm 的土壤有机质含量由大到小依次为 CK、HG、MG、LG。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<sup>[25]</sup>。导致表层土壤有机质含量升高的原因可能是在重牧(HG)条件下地表植物被家畜及时啃食和践踏,不仅加速了部分立枯物进入地表的过程,而且大量的啃食使地下根系死亡率高,这些死亡的根系和立枯物分解后的补给作用,是土壤有机质得以提高。在没有牲畜取食的禁牧对照地,植物立枯物分解也将提高了土壤有机质。而在轻牧和中牧条件下,植被仍可得到适当的生长,放牧对生物量的累计影响相对较弱,立枯量低,给予土壤有机质的补偿能力差,土壤有机质与重牧和对照相比较低。

牧压梯度下,0~40 cm 总的自然贮水量和最大持水量由大到小均为  $HG > LG > MG > CK$ ,而总的毛管持水量变化与自然持水量、最大持水量变化有所差异,表现为  $LG > HG > CK > MG$ ,反映出它们所受的影响因素可能不尽一致。重牧条件下,尽管牲畜对表层土壤踩踏严重,但由于其杂类草比例大,而这些杂类草形成的根系有向深层土壤生长的趋势,使得深层土壤容重较小,而有机质等较大,故在重牧样地土壤持水量反而较高。0~10 cm 层的土壤最大持水量和毛管持水量均为 LG 最大,自然含水量 LG 略小于 HG。土壤贮水量、最大持水量和毛管持水量在 10~20 和 20~40 cm 均为 HG 最大(10~20 cm 的毛管持水量除外),说明放牧对表层土壤的持水能力影响更明显<sup>[26]</sup>,轻度放牧对提高土壤表层持水量有利,较深土层可能因放牧实验时期较短(仅进行了 3 a)而表现不明显。与对照相比,放牧地土壤表层受牲畜的踩踏影响中随放牧强度增大,土壤表面硬度增加,土壤空隙度减少,土壤毛管持水量减少,导致表层土壤含水量减少<sup>[27-28]</sup>。此外,随着放牧强度的增大,家畜对草地植被的采食增加,地面植被覆盖的减少使土壤水分蒸发增加,土壤保水能力下降,这些因素都能引起放牧地土壤持水能力的降低。

研究表明<sup>[29-30]</sup>,土壤容纳与持水性能与土壤容重、有机质等土壤理化性质有着非常密切的关系。有研究者认为<sup>[31-32]</sup>,地表覆被状况、植物根系

生物量,也可能是导致土壤持水性能差异的重要原因。本研究中,从各土壤持水量与地上生物量、枯落物、半腐殖质层、地下生物量、土壤有机质和容重等因素的相关分析可以看出,自然贮水量、最大持水量和毛管持水量与地下生物量、土壤容重均在 $\alpha = 0.01$ 水平上显著相关,其中,各持水量与地下生物量极显著正相关,地下生物量大时,土壤疏松,孔隙度大,因而持水能力大;而各持水量与土壤容重呈极显著负相关,容重大时,土壤紧实,孔隙度小,持水能力相应较小。自然贮水量、最大持水量和毛管持水量与有机质含量在 $\alpha = 0.05$ 水平上显著正相关,土壤有机质含量较高时,土壤团粒疏松多孔,因而持水能力大。自然持水量和最大持水量与地上生物量、枯落物表现出负相关性,但均未达到显著水平,可能由于地上生物量、枯落物的蒸腾作用而使大量水分散失。毛管持水量与地上生物量、枯落物的无相关性,说明毛管孔隙度受地上生物量、枯落物影响很小。自然贮水量、最大持水量和毛管持水量与半腐殖质层均表现出正相关性但未达到显著水平,可能由于半腐殖质层紧密覆盖土壤表面,可以有效减少土壤水分蒸发。从土壤持水机理和相关分析来看,土壤持水量与多种因素有关,其中地下生物量、土壤有机质和容重等是主要的影响因素。

#### 参考文献(References):

- [1] Chen Hongyue, Liu Qian, Kang Minming, *et al.* Water-holding capacity of litter and soil in different types of mixed forests for water conservation in Dongjiang drainage area[J]. *Ecology and Environment*, 2006, **15**(4): 796–801. [陈红跃,刘钱,康敏明,等. 东江水源地林不同混交组合林地枯落物和土壤持水能力研究[J]. *生态环境*, 2006, **15**(4): 796–801.]
- [2] Lin Lin, Jin Huijun, Luo Dongliang, *et al.* Preliminary study on major features of alpine vegetation in the source area of Yellow River[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2014, **36**(1): 230–236. [林琳,金会军,罗栋梁,等. 黄河源区高寒植被主要特征初探[J]. *冰川冻土*, 2014, **36**(1): 230–236.]
- [3] Wen Jing, Wang Yibo, Gao Zeyong, *et al.* Soil hydrological characteristics of the degrading meadow in permafrost regions in the Beiluhe basin[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2013, **35**(4): 929–937. [文晶,王一博,高泽永,等. 北麓河流域多年冻土区退化草甸的土壤水文特征分析[J]. *冰川冻土*, 2013, **35**(4): 929–937.]
- [4] Wang Junde, Wang Genxu, Chen Ling. Impact factors to soil moisture of alpine meadow and their spatial heterogeneity [J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2006, **28**(3): 428–433. [王军德,王根绪,陈玲. 高寒草甸土壤水分的影响因子及其空间变异研究[J]. *冰川冻土*, 2006, **28**(3): 428–433.]
- [5] Western A W, Grayson R B. Observed spatial organization of soil moisture and its relation to terrain indices [J]. *Water Resources Research*, 1998, **35**(3): 797–810.
- [6] Yue Guangyang, Zhao Lin, Zhao Yonghua, *et al.* Relationship between soil properties in permafrost active layer and surface vegetation in Xidatan on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2013, **35**(3): 565–573. [岳广阳,赵林,赵拥华,等. 青藏高原西大滩多年冻土活动层与地表植被的关系[J]. *冰川冻土*, 2013, **35**(3): 565–573.]
- [7] Krzic M, Broersma K, Thompson D J, *et al.* Soil properties and species diversity of grazed crested wheatgrass and native rangelands [J]. *Journal of Range Management*, 2000, **53**: 353–358.
- [8] Xu Cui, Zhang Linbo, Du Jiaqiang, *et al.* Impact of alpine meadow degradation on soil water conservation in the source region of three rivers [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, **33**(8): 2388–2399. [徐翠,张林波,杜加强,等. 三江源区高寒草甸退化对土壤水源涵养功能的影响[J]. *生态学报*, 2013, **33**(8): 2388–2399.]
- [9] Liu Xiaoqin, Wu Qihua, Li Hongqin, *et al.* A comparison of the vegetation/soil carbon density and net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of alpine meadow with different enclosure durations [J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2013, **35**(4): 848–856. [刘晓琴,吴启华,李红琴,等. 不同封育年限高寒草甸植被/土壤碳密度及净生态系统 CO<sub>2</sub> 交换量的比较[J]. *冰川冻土*, 2013, **35**(4): 848–856.]
- [10] Xiong Yuanqing, Wu Pengfei, Zhang Hongzhi, *et al.* Dynamics of soil water conservation during the degradation process of the Zoigê alpine wetland [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, **31**(19): 5780–5788. [熊远清,吴鹏飞,张洪芝,等. 若尔盖湿地退化过程中土壤水源涵养功能[J]. *生态学报*, 2011, **31**(19): 5780–5788.]
- [11] Li Yingnian, Zhao Xinquan, Cao Guangmin, *et al.* Analyses on climates and vegetation productivity background at Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station [J]. *Plateau Meteorology*, 2004, **23**(4): 558–567. [李英年,赵新全,曹广民,等. 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[J]. *高原气象*, 2004, **23**(4): 558–567.]
- [12] Zhou Xingmin, Wu Zhenlan. *Vegetation and Plant Keys of Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station*, Chinese Academy of Sciences [M]. Xining: Qinghai People's Publishing House, 2006: 31–39. [周兴民,吴珍兰. 中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站植被与植物检索表[M]. 西宁: 青海人民出版社, 2006: 31–39.]
- [13] Zhao Xinquan. *The Alpine Meadow Ecosystem and Global Change* [M]. Beijing: Science Press, 2009: 56–62. [赵新全. 高寒草甸生态系统与全球变化[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 56–62.]
- [14] Professional Committee of China Agricultural Chemistry of Soil Science Society. *Conventional Analysis Methods of Soil Agricultural Chemistry* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 1984: 87–91. [中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1984: 87–91.]
- [15] Huang Changyong. *Soil Science* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 1999: 101–103. [黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 101–103.]
- [16] Zhou Zefu, Li Changzhe. Study on soil moisture characteristics of different forest vegetations in Jiulongshan, Beijing [J]. *Forest Research*, 1994, **7**(1): 48–53. [周泽福,李昌哲. 北京九龙山不同植被土壤水分特征研究[J]. *林业科学研究*, 1994, **7**(1): 48–53.]
- [17] Li Zhaoqing, Zhou Yi, Peng Hongyu, *et al.* Soil moisture physical characteristics of five forest types in Jiaoling Changtan Provincial Natural Reserve [J]. *Guangdong Forestry Science and Tech-*

- nology, 2009, 25(6): 70-75. [李召青, 周毅, 彭红玉, 等. 蕉岭长潭省级自然保护区不同林分类型土壤水分物理性质研究[J]. 广东林业科技, 2009, 25(6): 70-75.]
- [18] Mara B V, Nilda M A, Norman P. Soil degradation related to overgrazing in the semiarid southern Caldenal area of Argentina [J]. Soil Science, 2001, 166(7): 441-452.
- [19] Shi Yonghong, Han Jianguo, Shao Xinqing, et al. Effects of dairy cows grazing on soil physical and chemical properties of alfalfa-grass pasture in agro-pastoral transitional zone of North China [J]. Chinese Journal of Grassland, 2007, 29(1): 24-30. [石永红, 韩建国, 邵新庆, 等. 奶牛放牧对人工草地土壤理化特性的影响[J]. 中国草地学报, 2007, 29(1): 24-30.]
- [20] Li Yonghong, Wang Shiping. Response of plant and plant community to different stocking rates [J]. Grassland of China, 1999(3): 11-19. [李永宏, 汪诗平. 放牧对草原植物的影响[J]. 中国草地, 1999(3): 11-19.]
- [21] Lin Huilong, Hou Fujiang, Li Fei. Response of underground biomass to grazing trampling in steppe grassland of Huanxian County, Gansu Province, Northwestern China [J]. Acta Agrestia Sinica, 2008, 16(2): 186-190. [林慧龙, 侯扶江, 李飞. 家畜践踏对环县草原地下生物量的影响[J]. 草地学报, 2008, 16(2): 186-190.]
- [22] Wan Liqiang, Chen Weiwei, Li Xianglin, et al. Effects of grazing on soil moisture, bulk and pasture underground biomass [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, 27(26): 25-29. [万里强, 陈玮玮, 李向林, 等. 放牧对草地土壤含水量与容重及地下生物量的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(26): 25-29.]
- [23] Dong Quanmin, Zhao Xinquan, Ma Yushou, et al. Regressive analysis between stocking rate for yak and aboveground and underground biomass of warm-season pasture in *Kobresia parva* alpine meadow [J]. Pratacultural Science, 2005, 22(5): 65-71. [董全民, 赵新全, 马玉寿, 等. 牦牛放牧率与小嵩草高寒草甸暖季草地地上、地下生物量相关分析[J]. 草业科学, 2005, 22(5): 65-71.]
- [24] Liu Guohua, Fu Bojie, Wu Gang, et al. Soil organic carbon pool and its spatial distribution pattern in the Circum Bohai Region [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(9): 1489-1493. [刘国华, 傅伯杰, 吴钢, 等. 环渤海地区土壤有机碳库及其空间分布格局的研究[J]. 应用生态学报, 2003, 14(9): 1489-1493.]
- [25] Li Shuhui, Zhang Dongwei. Influence of grazing on soil properties in America [J]. Scientific and Technical Information of Soil and Water Conservation, 2003(1): 8-9. [李树会, 张东为. 美国有关放牧对土壤性质影响的研究[J]. 水土保持科技情报, 2003(1): 8-9.]
- [26] Greenwood P B, McNamara R M. An analysis of the physical condition of two intensively grazed Southland soils [J]. Proceedings of the New Zealand Grassland Association, 1992, 54: 71-75.
- [27] Seithheko E M, Allen B L, Wester D B. Effect of three grazing intensities on selected soil properties in semi-arid west Texas [J]. Africa Journal of Range Forage Science, 1993, 10(2): 82-85.
- [28] Zhang Yunwei, Han Jianguo, Li Zhiqiang. A study of the effects of different grazing intensities on soil physical properties [J]. Acta Agrestia Sinica, 2002, 10(1): 74-78. [张蕴薇, 韩建国, 李志强. 放牧强度对土壤物理性质的影响[J]. 草地学报, 2002, 10(1): 74-78.]
- [29] Nemes A, Rawls W. Evaluation of different representations of the particle-size distribution to predict soil water retention [J]. Geoderma, 2006, 132(1/2): 47-58.
- [30] Pachepsky Y, Rawls W, Guber A. Soil aggregates and water retention [J]. Developments in Soil Science, 2004, 30(8): 143-150.
- [31] Yi Xiangsheng, Li Guosheng, Yin Yanyu, et al. Preliminary study for the influences of grassland degradation on soil water retention in the source region of the Yellow River [J]. Journal of Natural Resources, 2012, 27(10): 1708-1719. [易湘生, 李国胜, 尹衍雨, 等. 黄河源区草地退化对土壤持水性影响的初步研究[J]. 自然资源学报, 2012, 27(10): 1708-1719.]
- [32] Li Hongqin, Li Yingnian, Zhang Fawei, et al. Variations of production and water use efficiency of the vegetation in alpine meadow [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2013, 35(2): 475-482. [李红琴, 李英年, 张法伟, 等. 高寒草甸植被生产量年际变化及水分利用率状况[J]. 冰川冻土, 2013, 35(2): 475-482.]

## Analysis of the soil water-holding capacity in alpine forb meadow under grazing gradient and relevant influence factors

WU Qihua<sup>1,3</sup>, MAO Shaojuan<sup>1,3</sup>, LIU Xiaoqin<sup>2</sup>, LI Hongqin<sup>1,4</sup>,  
ZHANG Fawei<sup>1,4</sup>, LI Yingnian<sup>1,4</sup>

( 1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; 2. Collage of Life Sciences, Nankai University, Tianjin 300071, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China)

**Abstract:** Soil water-holding capacities of the alpine forb meadow lying in the south slopes of the Qilian Mountains under different grazing intensities were analyzed. There are four grazing intensities, i. e., banning grazing (CK), light grazing (LG), moderate grazing (MG) and heavy grazing (HG). It is found that the maximal water-holding capacity and capillary water capacity are the maximum in LG, and natural water-holding capacity is the maximum in HG in the depth of 0–10 cm. Maximal water-holding capacity, capillary water capacity and natural water-holding capacity are the maximum in HG in the depth of 10–20 cm and 20–40 cm, indicating that the influence of grazing on soil water-holding is more evident in surface. Soil bulk density increases with grazing intensity in the depth of 0–10 cm, while in deeper layer the soil bulk density is almost the same, indicating that the impact of grazing intensity on soil bulk density in deeper layer is much less than at the surface. Biomass, litter and humus decreases with grazing intensity. Organic matter is the maximum in MG and minimum in CK in the depth of 0–10 cm, and the maximum in CK within the depth of 10–20 cm and 20–40 cm, indicating that the response of organic matter to grazing intensity in different layers is not same. Soil water-holding capacity is related to various factors and is mainly influenced by belowground biomass, organic matter and soil bulk density. Cattle's trample leads to hardness increasing, porosity and vegetation cover decreasing, resulting in soil water-holding capacity decreases with grazing intensity.

**Key words:** alpine forb meadow; grazing gradients; soil water-holding capacity