

高丽楠. 放牧对川西北高寒草甸植被生物量及土壤氮素的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(15): 226–231.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.15.059

放牧对川西北高寒草甸植被生物量及土壤氮素的影响

高丽楠

(成都大学旅游与经济管理学院, 四川成都 610106)

摘要:以青藏高原东部的高寒草甸为研究对象, 研究不同季节和放牧强度下, 高寒草甸植物生物量、植物全氮和土壤全氮含量之间的差异性, 为高寒草甸区域的植被恢复提供理论依据。结果表明, 高寒草甸植物地上部和地下部生物量均随着放牧强度的增加而呈下降趋势, 表现为围封型(浅丘山地灌丛, US) > 适度放牧型(浅丘山地草甸, UM) > 重度放牧型(丘前阶地草甸, TM); US 和 UM 的地上部生物量的季节动态均呈现逐渐增加的趋势, 但 TM 地上部生物量的季节动态呈增加→降低的趋势, TM 地上部生物量变化范围为 94.91 ~ 191.93 g/m²。US、UM 和 TM 的地上部生物氮、凋落物氮和地下部生物氮均随生长季的推移呈先降后升的 V 型变化。在 0 ~ 40 cm 土层, US、UM 和 TM 的土壤全氮含量随土层深度的增加而减少; UM 的土壤全氮随生长季节变化呈现逐渐增加的趋势, 而 US 和 TM 土壤全氮则呈先减少后缓慢增加的趋势; 随着放牧强度的增加, 土壤全氮含量呈现逐渐降低趋势。高寒草甸重度放牧会降低植物生物量以及土壤氮素流失, 易导致草甸退化。

关键词:全氮; 季节; 高寒草甸; 生物量; 放牧

中图分类号: S812; S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)15-0226-06

世界第三极的青藏高原具有非常重要的地位, 因其气候变化响应的敏感性以及生态系统的脆弱性, 面积 199.95 万 km², 平均海拔 4 000 m 以上, 也是我国重要的畜牧业基地^[1]。近年来随着人类活动对青藏高原高寒草甸生态系统影响的日益加剧, 青藏高原面临的主要问题之一是过度放牧为主导因子的植被退化^[2]。过度放牧不仅会影响高寒草甸生态系统地上植被的高度和盖度, 还可干扰土壤的理化性质发生改变, 破坏土壤微环境, 减少土壤微生物的数量, 导致作为生态屏障的高寒草甸生态系统出现严重退化^[3]。一直以来放牧对青藏高原高寒草甸植被群落以及土壤理化性质的研究倍受科学家关注, 目前大多数研究集中于不同放牧强度对生物多样性^[4]、土

壤养分变化^[5]、生物量^[6]等的影响, 而针对不同季节的放牧措施对高寒草甸植被群落和土壤养分影响的研究相对较少。

土壤生产力的重要限制因子是土壤氮素, 不平衡的氮循环不仅会影响生物地球化学循环, 而且会影响全球环境变化。氮素也是陆地生态系统中植物生长的主要影响因子, 因为氮素是植物蛋白质的重要组成部分, 同时还是组成核酸结构的重要元素^[7]。在养分贫乏的生态系统中较长的氮素驻留时间有利于植物生存、竞争和具有较高的生态适合度, 而相对较短的氮素驻留时间对植物的生存等则不利^[8]。因此, 研究放牧干扰对高寒草甸植物、土壤氮素的影响, 对我国青藏高原高寒草甸恢复及合理开展生态保育工作具有重要意义。

高寒草甸约占青藏高原总面积的 35%, 是青藏高原草地生态系统的—个重要组成部分^[9]。川西北高寒草甸是我国主要的牧区之一, 位于青藏高原东缘, 也是青藏高原高寒草甸的重要组成部分。近 30 年来, 在自然扰动与人为因素干扰下, 川西北高寒草甸生态系统呈明显的退化趋势^[10]。鉴于以上原因, 我们在川西北高寒草甸开展了本试验, 将高寒草甸放牧划分为浅丘山地灌丛(围封禁牧)、浅丘山地草甸(适度放

收稿日期: 2017-06-07

基金项目: 四川省教育厅自然科学基金(编号: 13ZB0346); 四川景观与游憩研究中心项目(编号: JGYQ2015009)。

作者简介: 高丽楠(1983—), 女, 内蒙古呼伦贝尔人, 博士, 讲师, 主要从事生态资源开发与保护等研究。E-mail: gaolinan20081212@163.com。

[20] 吴 赫, 王龙山, 王光照. 密封高压消解罐消解-电感耦合等离子体质谱法测定磷矿石中铅镉[J]. 应用化工, 2014, 43(2): 376-378.

[21] 陈贺海, 鲍惠君, 付冉冉, 等. 微波消解-电感耦合等离子体质谱法测定铁矿石中铬砷镉汞铅[J]. 岩矿测试, 2012, 31(2): 234-240.

[22] McBride M B, Spiers G. Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2001, 32(1/2): 139-156.

[23] Jung M C, Thornton L. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1/2): 53-59.

[24] 何孟常, 云 影. 锦矿区土壤中锦的形态及生物有效性[J]. 环境化学, 2003, 22(2): 126-130.

[25] 王 碧, 谢正苗, 孙叶芳, 等. 磷肥对铅锌矿污染土壤中铅毒的修复作用[J]. 环境科学学报, 2005, 25(9): 1189-1194.

[26] 白利平, 王业耀. 铬在土壤及地下水中迁移转化研究综述[J]. 地质与资源, 2009, 18(2): 144-148.

[27] 刘昭兵, 纪雄辉, 彭 华, 等. 磷肥对土壤中镉的植物有效性影响及其机理[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1585-1590.

[28] Hellerich L A, Nikolaidis N P. Studies of hexavalent chromium attenuation in redox variable soils obtained from a sandy to sub-wetland groundwater environment[J]. Water Research, 2005, 39(13): 2851-2868.

牧)和丘前阶地草甸(重度放牧)3种,将植物贮量分为3个部分,分别为地上部活体生物量、凋落物和地下部生物量,旨在研究春(5月)、夏(7月)、秋(9月)不同季节下放牧对川西北高寒草甸的植物生物量以及植物和土壤氮元素贮量的影响,以期明确高寒草甸的合理利用和保护问题,为持续发展的高寒草甸畜牧业提供科学指导。

1 材料与方法

1.1 样地设置

本研究设置在四川省红原县(31°51′~33°19′N、101°51′~103°23′E),海拔3600m,地处青藏高原东缘,属典型的大陆性高原寒温带季风气候,年平均气温1.2℃,最冷月平均气温-10.6℃,最热月平均气温10.8℃,年均降水量650~750mm,80%集中在5—10月^[11]。

浅丘山地灌丛(Upland shrubland,缩写US),(32°54.560′N、102°35.603′E,海拔3522m),高山绣线菊(*Spiraea alpine*)为建群种,样地内植被茂盛,于2012年10月设网围栏,本研究将其视为围封样地。灌丛分盖度为60%左右,高0.5~0.6m,伴生灌木有西藏忍冬(*Lonicera tibetica*)、藏沙棘(*Hippophae thibetana*)和窄叶鲜卑花(*Sibiraea angustata*)等。

US草本植物种类繁多,并且由灌木+草本植物构成的群落总盖度达到96%以上。

浅丘山地草甸(Upland meadow,缩写UM),(32°54.509′N、102°35.651′E,海拔3508m)偶尔有放牧干扰,将其视为适度放牧样地。群落优势种主要有:早熟禾(*Poa annua*)、丝颖针茅(*Stipa capillacea*)、四川嵩草(*Kobresia setchwanesis*)、西藏嵩草(*Kobresia tibetica*)、矮生嵩草(*Kobresia humilis*)、羽裂风毛菊(*Saussurea bodinieri*)、鹅绒委陵菜(*Potentilla anserine*)等,UM群落的总盖度达到85%以上。

丘前阶地草甸(Terrace meadow,缩写TM),(32°54.557′N、102°35.908′E、海拔3494m),TM长期受牲畜践踏采食,因其位于牲畜觅食必经之路,植被退化较严重并且土壤裸露较多,与前二者相比较群落结构单一,故将其视为重度放牧样地。群落优势种主要是:皱叶酸模(*Rumex crispus*)、水杨梅(*Adina rubella*)、高山紫菀(*Aster alpinus*)、华丽龙胆(*Gentiana sino-ornata*)、甘肃马先蒿(*Pedicularis kansuensis*)、大戟(*Euphorbia pekinensis*)、狼毒(*Stellera chamaejasme*)、稜子芹(*Pleurospermum camtschaticu*)等,TM群落的总盖度达到60%左右。

3种样地的主要物种组成见表1。

表1 3种样地的主要物种组成

科	种	浅丘山地灌丛	浅丘山地草甸	丘前阶地草甸
蓼科(Polygonaceae)	圆穗蓼(<i>Polygonum sphaerostachyum</i>)			+
	皱叶酸模(<i>Rumex crispus</i>)	+	+	+
毛茛科(Ranunculaceae)	条叶银莲花(<i>Anemone. trullifolia</i>)		+	
	小花草玉梅(<i>Anemone rivularis</i>)	+	+	
	高原毛茛(<i>Ranunculus tanguticus</i>)	+		
	矮金莲花(<i>Trollius farreri</i>)	+		
蔷薇科(Rosaceae)	鹅绒委陵菜(<i>Potentilla anserine</i>)	+	+	+
	高山绣线菊(<i>Spiraea alpine</i>)	+		
	窄叶鲜卑花(<i>Sibiraea angustata</i>)	+		
豆科(Leguminosae)	米口袋(<i>Gueldenstaedtia multiflora</i>)		+	
牻牛儿苗科(Geraniaceae)	老鹳草(<i>Geranium wilfordii</i>)		+	
大戟科(Euphorbiaceae)	大戟(<i>Euphorbia pekinensis</i>)		+	+
瑞香科(Thmelaceaeae)	狼毒(<i>Stellera chamaejasme</i>)		+	+
胡颓子科(Elaegnaceae)	藏沙棘(<i>Hippophae thibetana</i>)	+		
伞形科(Umbelliferae)	藏茴香(<i>Carum carvi</i>)		+	
	稜子芹(<i>Pleurospermum camtschaticu.</i>)			+
龙胆科(Gentianaceae)	华丽龙胆(<i>Gentiana sino-ornata</i>)			+
玄参科(Scrophulariaceae)	甘肃马先蒿(<i>Pedicularis kansuensis</i>)			+
茜草科(Rubiaceae)	水杨梅(<i>Adina rubella</i>)		+	+
忍冬科(Caprifoliaceae)	西藏忍冬(<i>Lonicera tibetica</i>)	+		
菊科(Compositae)	高山紫菀(<i>Aster alpinus</i>)			+
	羽裂风毛菊(<i>Saussurea bodinieri</i>)	+	+	+
	黄帚橐吾(<i>Ligularia virgaurea</i>)			+
	乳白香青(<i>Anaphalis lacteal</i>)		+	
禾本科(Gramineae)	垂穗鹅观草(<i>Roegneria nutans</i>)		+	
	丝颖针茅(<i>Stipa capillacea</i>)	+	+	
	垂穗披碱草(<i>Elymus nutans</i>)		+	+
	早熟禾(<i>Poa annua</i>)		+	
莎草科(Cyperaceae)	四川嵩草(<i>Kobresia setchwanesis</i>)	+	+	
	西藏嵩草(<i>Kobresia tibetica</i>)	+	+	
	矮生嵩草(<i>Kobresia humilis</i>)	+	+	+

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集 取样时间安排在 2015 年 5 月、7 月、9 月,即分别在植被的返青期、旺盛生长期、枯黄期进行。在地势平缓坡向一致地段,在 US、UM 和 TM 各样区分别设置 3 块 20 m×20 m 样地。在每个样区内设置 8 个 50 cm×50 cm 样方,每次每区共计 24 个样方。地上植物活体齐地刈割之后收集凋落物;105 ℃ 下杀青 30 min 后,65 ℃ 烘干称质量^[12],留样分析。在地上部生物量收获后的调查样方内,收集 0~40 cm 土层的根系样品,用 0.5 mm 筛网在实验室冲洗,根系洗净后 105 ℃ 杀青 30 min,在 65 ℃ 下烘干后,称取植物地下部生物量,并留样分析。所有样品使用样品粉碎机磨成 0.15 mm 的粉末后用于测定植物样品中的全氮含量。

同步进行土壤样品采集,在测定地上部和地下部生物量的相对应样方内,分别按 0~10 cm、>10~20 cm、>20~30 cm、>30~40 cm 采集土壤样品,在实验室进行分析。在实验室过 2 mm 筛,去除植物根系,石块和凋落物等。土壤样品经自然风干后先过 1 mm 筛得到 20 目土壤样品,然后从所得到的 20 目土壤样品中取出一小部分全部过 0.149 mm 筛,用来测定土壤全氮含量。

1.2.2 样品分析 植物氮和土壤氮含量测定使用 $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{H}_2\text{O}_2$ 法进行消煮,消煮后的待测液供全氮测定;全氮用 FOSS Kjeltec 2300 全自动定氮仪测定。

1.3 数据处理

用软件 SPSS 12、Originpro 7.5 对所得数据进行统计、分

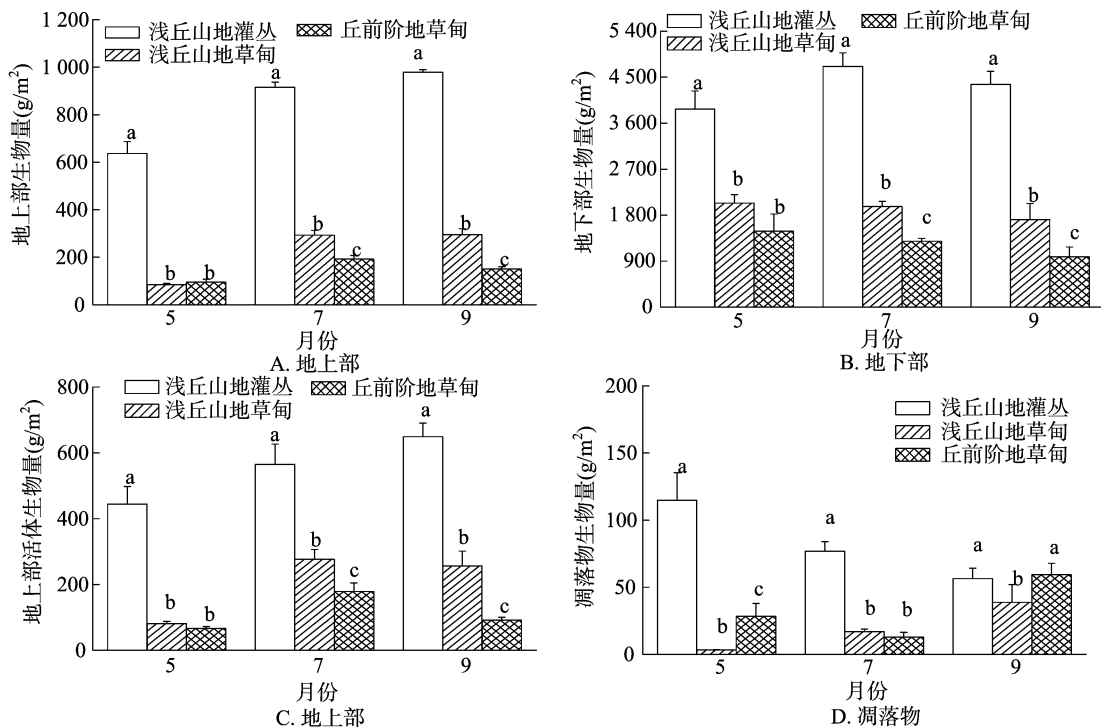
析和图形处理。

2 结果与分析

2.1 放牧对生物量的影响

US 和 UM 的地上部生物量的季节动态均呈现逐渐增加的变化模式,其变化范围分别为 636.86~978.11 g/m² 和 83.96~295.12 g/m²;但 TM 地上部生物量的季节动态呈增加→降低的趋势,变化范围分别为 94.91~191.93 g/m² (图 1-A)。US 的地下部生物量的季节动态呈增加→降低的趋势,最大值出现于 7 月;而 TM 和 UM 的地下部生物量的季节动态均呈逐渐降低的趋势(图 1-B)。5 月 US 的地上部生物量和地下部生物量均显著高于 UM 和 TM,UM 和 TM 之间差异不显著;在 7 月和 9 月,地上部生物量和地下部生物量均为 US>UM>TM。地上部和地下部生物量均随着放牧强度的增加而呈下降趋势,表现为 US>UM>TM。

US 的地上部活体生物量季节动态呈现逐渐增加的变化模式,变化范围为 444.27~648.91 g/m²;但 UM 和 TM 地上部活体生物量的季节动态呈增加→降低的趋势,变化范围分别为 80.72~276.16 g/m² 和 66.57~178.98 g/m²,最大值出现在 7 月。7 月和 9 月,地上部活体生物量均为 US>UM>TM (图 1-C)。US 的凋落物季节动态呈现逐渐降低的趋势,而 UM 则呈现逐渐增加的趋势,TM 则呈现先降后升的“V”形变化(图 1-D)。



不同小写字母表示不同类型样地间差异显著($P<0.05$)。图 2~图 4 同

图1 不同类型草地生物量季节动态

2.2 放牧对植物氮贮量的影响

5—9 月,三类草地的地上部生物氮含量、地下部生物氮含量和凋落物氮含量均随生长季的推移呈先降后升的“V”形变化(图 2)。其中 US 的地上部生物氮含量、地下部生物氮含

量和凋落物氮含量的变化范围分别为 8.03~10.07 g/kg、3.59~7.89 g/kg、1.75~2.94 g/kg,而重牧的 TM 地上部生物氮含量、地下部生物氮含量和凋落物氮含量的变化范围分别为 9.67~14.58 g/kg、7.22~10.41 g/kg、3.33~6.02 g/kg。5 月

的地上部生物氮含量均为 $TM > UM > US$, 不同草地间差异显著。7 月地上部生物氮含量为 TM 显著高于 UM 和 US, 9 月 TM 和 UM 地上部生物氮差异不显著(图 2-A)。5—9 月, TM 和 UM 的地下部生物氮含量间差异不显著, TM 和 UM 地下部生物氮含量均显著高于 US(图 2-B)。5—9 月, US、UM 和 TM 的地上部活体氮含量均随生长季的推移呈降低的趋

势, 5 月的地上部活体氮含量为 $TM > UM > US$, 但在 7 月和 9 月, US、UM 和 TM 之间的地上部活体氮含量差异不显著(图 2-C)。高寒草甸 TM、UM 和 US 植物地上部分氮含量明显高于地下部氮含量。UM 和 TM 的植物氮含量几乎显著高于 US, TM 的植物氮含量最大。5—9 月, 凋落物氮含量均为 $TM > UM > US$ (图 2-D)。

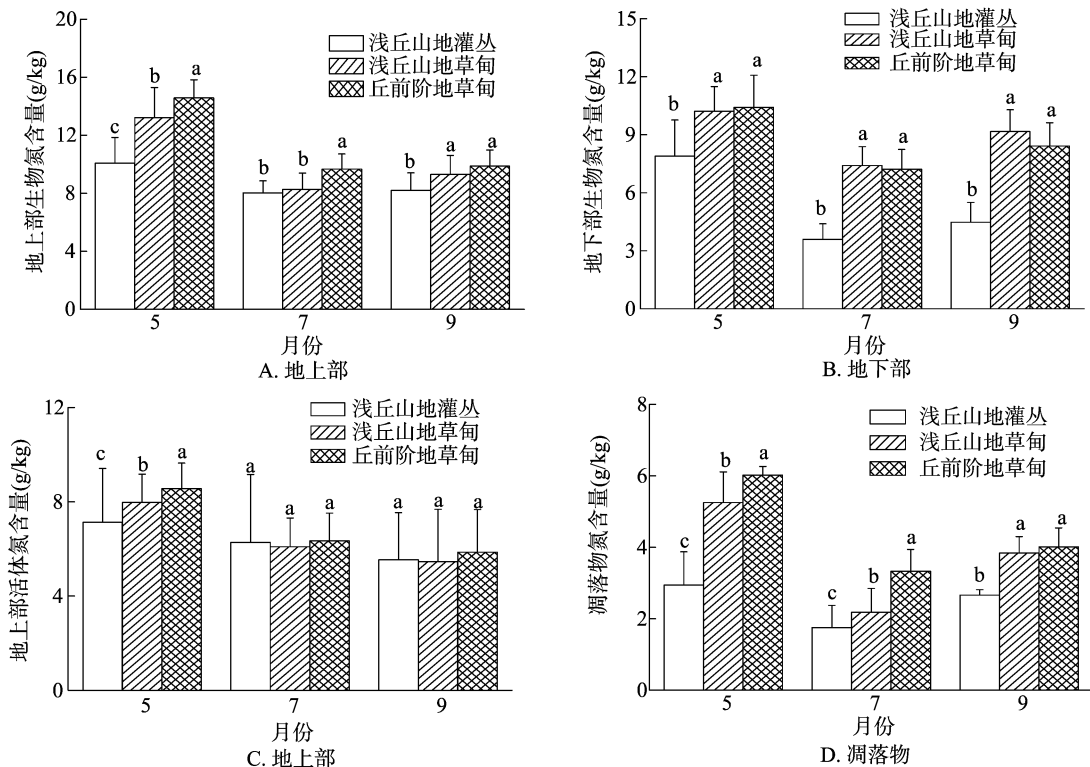


图2 不同类型草地植物氮贮量的季节动态

2.3 放牧对土壤全氮的影响

2.3.1 不同土层 TM、UM 和 US 的不同土层的土壤全氮含量指标具有规律性变化(图 3), 由土壤上层到下层全氮含量呈逐渐降低趋势, 呈“倒梯形”分布, 各层之间差异显著, 0~10 cm 土层的全氮含量显著高于底层, 呈表层富集现象。在 5—7 月, 表现为 0~10 cm 土层全氮含量随放牧强度增强先减小后增加, 其最低值出现在适度放牧的 UM, 最高值出现在重度放牧的 TM。5 月, 0~10 cm、>20~30 cm 和 >30~40 cm 土层全氮含量, TM 和 US 之间差异不显著, 但 TM 和 US 均显著大于 UM, UM 土壤全氮含量最低, UM 样地 0~10 cm、>20~30 cm、>30~40 cm 土层全氮含量依次为

4.22、3.20、3.64 g/kg; US > 10~20 cm 土层全氮含量显著高于 UM 和 TM(图 3-A)。7 月, >20~40 cm 土层全氮含量, US > UM > TM, US 土层全氮含量最高, 为 8.56 g/kg; 0~10 cm 的土层全氮含量, TM 和 US 间无显著差异, 并且 TM 和 US 均显著高于 UM; US、UM 和 TM > 10~20 cm 的土层全氮含量差异不显著(图 3-B)。9 月 US、UM 和 TM 的 0~10 cm 土层全氮含量差异不显著; 在 >10~20、>20~30 cm 土层全氮, US 和 UM 间差异不显著, US 和 UM 显著高于 TM。

2.3.2 不同类型草地 一般认为, 氮素丰富的土壤的全氮含量大于 2 g/kg^[13]。从图 4 可以看出, 在 0~40 cm 土层, US、UM 和 TM 的土壤全氮含量在生长季节内均高于 12.0 g/kg,

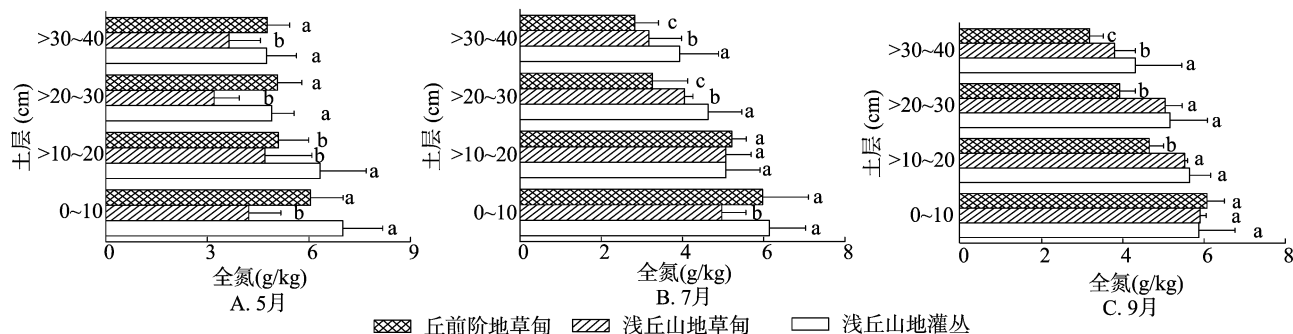


图3 不同类型草地不同土层土壤全氮含量的季节动态

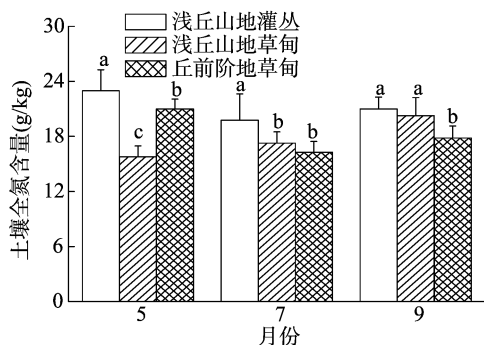


图4 不同类型草地土壤全氮含量的季节动态

说明川西北高寒草甸土壤氮素丰富,UM 的土壤全氮随生长季节变化呈现逐渐增加的趋势,而 US 和 TM 土壤全氮则先减少后缓慢增加的趋势。5 月,0~40 cm 土层的全氮,表现为 US>TM>UM,不同草地间差异显著;7 月,US 土壤全氮显著高于 UM 和 TM,UM 和 TM 之间差异不显著;9 月,US 和 UM 的土壤全氮显著高于 TM,而 US 和 UM 的土壤全氮之间差异不显著。

3 讨论与结论

青藏高原高寒草甸的主要干扰因素是放牧,牲畜通过践踏、采食和排泄物输入 3 种主要形式,直接或间接影响高寒草甸生态系统,并对生态系统物质生产和能量分配产生重要的影响,而且间接改变高寒草甸的物种多样性、群落结构和生物量等^[14]。青藏高原高寒草甸、灌丛草甸植物地上部生物量随着放牧强度的增加呈显著降低趋势^[15]。随着放牧强度的增加,宁夏荒漠草原植物的地上部和地下部生物量呈现下降态势^[16];而高寒小嵩草草甸随着放牧压力的增大植物地上部生物量呈下降趋势,但地下部生物量呈现增大趋势^[17]。本研究 中川西北高寒草甸植物地上部和地下部生物量均随着放牧强度的增加而呈下降趋势,表现为 US>UM>TM,这与青藏高原东部玛曲高寒嵩草草甸的研究结果^[5]一致。围封禁牧的 US 植物地上部生物量、地下部生物量显著高于适度放牧的 UM 和重度放牧的 TM,放牧显著降低了植物地上部生物量和地下部生物量。US 通过排除家畜的践踏、采食的围封措施,明显恢复退化草地植被,促使草地群落生物量增加。

本研究中,5—7 月川西北高寒草甸植物随生长季的进一步推移,降水增加、热量充足,从而促进植物光合同化物积累和生长^[18],因牲畜的践踏采食,导致高寒草甸植物补偿性生长^[19],从而使 US、UM、TM 的植物地上部生物量和地上部活体生物量表现为增加趋势。7—9 月,US、UM、TM 的植物逐渐进入生殖期,大部分光合产物被生殖生长消耗,余下来能运输到根系贮藏者无几。不仅如此,地下贮藏器官贮存的营养物质还需要被地上部利用,从而导致 US、UM、TM 的植物地下部生物量呈下降趋势。尽管 7 月充足的水热条件,生殖生长的地上部对贮藏物质的地下部仍具有较强的依赖性,所以出现了 UM 和 TM 的植物地上部旺盛生长,地下部生物量随着生长季节的推移几乎呈现降低的趋势,秋季 9 月地下部生物量达到最低值。同时因牲畜的践踏采食,导致重度放牧的 TM 地上部活体生物量显著低于围封的 US,从而影响放牧的 TM 的凋落物量降低并显著低于围封的 US。

本研究表明,放牧样地 UM 和 TM 的植物氮贮量显著高于 US,这与呼伦贝尔草原的放牧草地植物氮贮量显著高于围封草地研究^[20]相一致。本研究证实了放牧会显著增加 UM 和 TM 植物氮贮量,这主要因为放牧有利于消除 UM 和 TM 植物地上部分衰老的组织,通常含有较高的养分含量的幼嫩组织可以提高养分吸收效率,叶片中的叶绿素含量迅速增加,并促进植物的光合作用,补偿放牧减少的生物量。叶绿素的主要组成成分是氮元素,所以放牧干扰下 UM 和 TM 植物氮含量高,这也是草原植物超补偿生长的一种表现^[21]。

本研究中,UM、TM 和 US 土壤全氮含量随土层深度的增加呈直线下降趋势。植物根系及枯落物的分解是土壤养分的主要来源,因土壤表层主要集中的枯落物积累较多有机质,尽管高寒草甸植物根系能够延伸到土壤 40~50 cm,但 75%~90% 植物根系也主要分布在土壤表层 0~10 cm^[9]。随着土层深度的增加,植物根系分布降低,有机质来源少,所以 TM、UM 和 US 土壤全氮含量随土层深度的增加而呈递减的趋势。放牧对高寒草甸土壤理化性质的影响并不是简单的线性关系,其影响较为复杂。本研究 5 月和 7 月川西北高寒草甸表层土壤 0~10 cm 的全氮随着放牧强度增加呈先下降后上升的非线性变化,这与江源等的研究结果^[22]相同,五台山高山草甸随着放牧强度的增加,土壤 TN 含量呈先下降后上升的非线性变化。总之,土层 0~10 cm 全氮对不同放牧处理的响应较为明显,而土层 30~40 cm 则相对不明显,可能是深层土壤对放牧的响应具有滞后效应所致。因为枯落物和植物根系对土壤的影响主要限于土壤表层,所以土壤全氮对不同放牧处理方式的响应,土壤表层的影响更为直接和明显。在 5 月和 7 月,重牧干扰的 TM 土壤全氮的含量显著高于放牧干扰较轻的 UM。究其原因主要是 TM 是牛马集中活动的场所,随着放牧强度的增加家畜啃食量加大,粪便数量多,增加了土壤表层速效养分,且土壤尚未被严重侵蚀,因此养分流失较轻;同时 TM 呈较严重的退化趋势,低植被覆盖度,较低的土壤养分的利用效率,导致有机质的分解速度降低,所以积累了有机质和氮素。

川西北高寒草甸土壤全氮含量要显著高于黄土高原典型草原—宁夏固原云雾山草原^[23],原因就在于川西北高寒草甸土壤含水量较高,具有明显低温和高湿特征的土壤微环境^[24],因此土壤微生物活性降低便于土壤养分的积累。土壤全氮含量的消长,不仅取决于氮的积累和消耗的相对强弱,尤其取决于有机质的积累和分解作用的强弱。随着 5 月生长初期气候转暖,开始融化冻结的土壤以及土壤微生物活性逐渐提高,有机氮矿化作用增强,同时因植物开始生长对速效态氮的吸收量增加,导致 US 和 TM 的全氮含量下降;UM 因群落内氮累积高于豆科植物的固氮作用以及草本植物生长的氮消耗,从而土壤出现氮累积。因 7 月具有充足的雨热条件,有机质的矿化分解被提高,分解的凋落物促进养分的累积,UM 土壤全氮出现累积;但此时植物需要吸收较多的氮素来满足其生长需要,而在 US 由于灌丛植被吸收导致的土壤速效氮损失量高于凋落物的分解输入,促使 US 土壤全氮出现降低;重度放牧的 TM 引起地上部生物量降低和根系生物量降低,使得归还到土壤中的有机质降低,TM 土壤全氮则呈降低趋势。进入 9 月,因植物枯黄期,植物生长对氮素的吸收能力降低,

随着凋落物归还量增加土壤氮含量增加,使得 US、UM 和 TM 土壤全氮呈增加趋势。另外,重度放牧的 TM 因牲畜的排泄物中含有大量氮素,导致土壤表层氮素增加,从而缓解了地上部生物量和地下部生物量归还减少带来的全氮降低,因此 0~10 cm 表层土壤中的土壤全氮有增加趋势。但是,植物地上部分的凋落物以及地下的根系是土壤有机质的主要来源,因此高寒草甸的群落盖度越高以及物种越丰富,有机质含量相应也就越高,全氮含量与有机质含量有显著的相关性,TM 重度放牧引起的地上部生物量和根系生物量在 3 个样地中最低,使得归还到土壤中的有机质降低;另一个原因是对放牧产生不同的响应的植物生理特性,植物随着家畜采食不断生长出新的叶片,而氮在新叶中含量的增加会降低根系中氮的分布,所以根系向土壤中输入氮的总量将减少。所以 TM(0~40 cm)土壤全氮显著小于 US 和 UM,是放牧区土壤全氮含量始终不如封育区全氮含量高,这与呼伦贝尔草甸草原随着放牧强度的增加土壤全氮含量逐渐降低的研究结论^[25]基本一致。

本研究中川西北高寒草甸植物地上部生物量和地下部生物量均随着放牧强度的增加而呈下降趋势,表现为 US>UM>TM,放牧使群落总体生产力下降。另外,放牧样地 UM 和 TM 的植物氮贮量显著高于 US,但随着放牧强度的增加土壤全氮含量逐渐降低,重度放牧干扰最终会导致植物地上部和地下部生物量降低,从而引起土壤氮素流失。因此减轻放牧、封育禁牧或者利用农业措施进行人工促进恢复退化草地,草地植被可得到较快的恢复,恢复退化高寒草甸最经济的技术方法是围栏封育。

参考文献:

- [1] 兰玉蓉. 青藏高原高寒草甸草地退化现状及治理对策[J]. 青海草业,2004,13(1):27-30.
- [2] 布仁巴音,徐广平,段吉闯,等. 青藏高原高寒草甸初级生产力及其主要影响因素[J]. 广西植物,2010,30(6):760-769.
- [3] 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.
- [4] Wu G L, Du G Z, Liu Z H, et al. Effect of fencing and grazing on a Kobresia-dominated meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Plant and Soil, 2009, 319(1/2):115-126.
- [5] 仁青吉,武高林,任国华. 放牧强度对青藏高原东部高寒草甸植物群落特征的影响[J]. 草业学报,2009,18(5):256-261.
- [6] Sun D S, Wesche K, Chen D D, et al. Grazing depresses soil carbon storage through changing plant biomass and composition in a Tibetan alpine meadow[J]. Plant Soil and Environment, 2011, 57(6):271-278.
- [7] Verhoeven J T A, Koerselman W, Meuleman A F M. Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1996, 11(12):494-497.
- [8] Distel R A, Moretto A S, Didoné N G. Nutrient resorption from senescing leaves in two Stipa species native to central Argentina[J]. Austral Ecology, 2003, 28(2):210-215.
- [9] Cao G M, Tang Y H, Mo W H, et al. Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan plateau[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(2):237-243.
- [10] 杨胜天,刘昌明,孙睿. 近 20 年来黄河流域植被覆盖变化分析[J]. 地理学报,2002,57(6):679-684.
- [11] 田应兵,熊明标,宋光煜. 若尔盖高原湿地土壤的恢复演替及其水分与养分变化[J]. 生态学杂志,2005,24(1):21-25.
- [12] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京:中国农业出版社,1998.
- [13] 李学垣. 土壤化学[M]. 北京:高等教育出版社,2001.
- [14] 仁青吉,崔现亮,赵彬彬. 放牧对高寒草甸植物群落结构及生产力的影响[J]. 草业学报,2008,17(6):134-140.
- [15] Zhou H K, Tang Y H, Zhao X Q, et al. Long-term grazing alters species composition and biomass of a shrub meadow on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Pakistan Journal of Botany, 2006, 38(4):1055-1069.
- [16] 安慧,李国旗. 放牧对荒漠草原植物生物量及土壤养分的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2013,19(3):705-712.
- [17] 王启兰,曹广民,王长庭. 放牧对小嵩草草甸土壤酶活性及土壤环境因素的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2007,13(5):856-864.
- [18] 张娜,梁一民. 黄土丘陵区两类天然草地群落地下部生长及其与土壤水分关系的比较研究[J]. 西北植物学报,1999,19(4):699-706.
- [19] 马红彬,谢应忠. 不同放牧方式下荒漠草原植物补偿性生长研究[J]. 西北农业学报,2008,17(1):211-215.
- [20] 丁小慧,宫立,王东波,等. 放牧对呼伦贝尔草地植物和土壤生态化学计量学特征的影响[J]. 生态学报,2012,32(15):4722-4730.
- [21] Noy-Meir I. Compensating growth of grazed plants and its relevance to the use of rangelands[J]. Ecological Applications, 1993, 3(1):32-34.
- [22] 江源,章异平,杨艳刚,等. 放牧对五台山高山、亚高山草甸植被-土壤系统耦合的影响[J]. 生态学报,2010,30(4):837-846.
- [23] 陈芙蓉,程积民,刘伟,等. 不同干扰对黄土区典型草原土壤理化性质的影响[J]. 水土保持学报,2012,26(2):105-110.
- [24] Wang R Z. Responses of *Leymus chinensis* (Poaceae) to long-term grazing disturbance in the Songnen grasslands of north-eastern China. [J]. Grass & Forage Science, 2004, 59(2):191-195.
- [25] 王明君,赵萌莉,崔国文,等. 放牧对草甸草原植被和土壤的影响[J]. 草地学报,2010,18(6):758-762.