

青藏高原高寒草甸的植被退化 与土壤退化特征研究

周华坤¹, 赵新全¹, 周立¹, 刘伟¹, 李英年¹, 唐艳鸿²

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 国立环境研究所, 日本 筑波 305-8506)

摘要:对青藏高原典型高寒草甸在不同退化程度下植物群落、生物量和土壤特征的研究结果表明,随着高寒草甸退化程度加大,植被盖度、草地质量指数和优良牧草地上生物量比例逐渐下降,草地间的相似性指数减小,而植物群落多样性指数和均匀度指数在中度退化阶段最高,随着退化程度加大,呈单峰式曲线变化规律。地上总生物量在轻度退化阶段最高,在极度退化阶段最低,随着退化加剧,杂草生物量显著增加,而莎草和禾草生物量显著减少。地下总生物量(0~40 cm)、莎草和禾草地下生物量随着草地退化程度的加重而递减,杂类草地下生物量的变化则是逐渐上升,至极度退化阶段有所降低。随着退化程度加剧,分布在各层的植物根系量越来越少,地下根系具有浅层化特点。各类群地上、地下生物量之间均为正相关,达到显著水平。随着草地退化程度的加大,土壤有机质、速效磷、速效钾和交换性锰的含量以及土壤坚实度、湿度都减小,土壤容重增加。土壤速效氮含量在极度退化阶段不能满足植物生长的需要。随高寒草甸退化程度加大,有机质含量在表层土壤中流失严重。在各个退化阶段,有效锌和交换性锰的含量均能满足植物生长的需求,而有效铜含量偏低,对牧草生长不利。随着植被的退化演替,土壤退化越来越严重,土壤越来越贫瘠化。

关键词:青藏高原;草地退化;植物群落;生物量;土壤有效养分

中图分类号:S812.2;S158.1 **文献标识码:**A **文章编号:**1004-5759(2005)03-0031-10

* 青藏高原是中国主要畜牧业基地之一,草地资源丰富,牧草品质优良,是发展草地畜牧业的物质基础^[1]。然而,目前青藏高原草地退化严重,据不完全统计,青藏高原约有 $0.45 \times 10^8 \text{ hm}^2$ 退化草地,约占青藏高原草地总面积的1/3,其中严重退化的次生裸地——“黑土滩”,约占退化草地面积的16.5%^[2],这已经威胁到当地的生态环境、生物多样性保护和畜牧业经济的发展^[1,3]。为保护青藏高原的生态环境,恢复治理退化草地,需要充分了解草地退化演替过程中的一些生物学过程和特征。目前在国内此类研究大多集中在内蒙古草原和东北草原上^[4-7],在青藏高原高寒草甸上的研究报道相对较少。草地的退化实际上是植被—土壤系统的退化^[8],为此以青藏高原高寒草甸中最具代表性的高寒嵩草草甸为对象,在青海省果洛州玛沁县对高寒草甸退化演替过程中的有关土壤特性、植物群落、地上地下生物量进行了详细研究,以期揭示高寒草甸退化过程中的一些特点,为其恢复治理提供科学依据并为高寒草甸生态系统的退化程度诊断提供一些量化指标。

1 研究样地与研究方法

1.1 研究样地

本研究在青海省果洛藏族自治州玛沁县大武乡格多牧委会进行。地理位置为 $34^{\circ}17' \sim 34^{\circ}25' \text{ N}$, $100^{\circ}26' \sim 100^{\circ}43' \text{ E}$,平均海拔4 120 m。该地区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。温度年差较小而日差较悬殊,太阳辐射强烈。日照充足,各地历年日照平均值在2 500 h以上,年总辐射量 $623.8 \sim 629.9 \text{ kJ/cm}^2$ 。冷季持续时间长达7~8个月,且风大雪多;暖季湿润,长4~5个月。平均气温在0℃以下,全年无绝对无霜期。年降水量为420~560 mm,多集中在5-10月。土壤为高山草甸土和高山灌丛草甸土,土壤表层和亚表层中的有机质含量丰富。矮嵩草草甸为该地区主要的冬春草场,建

* 收稿日期:2004-04-06

基金项目:国家“十五”科技攻关项目课题(2001BA606A-02)和中科院“西部之光”人才培养计划项目和中科院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-339-04)资助。

作者简介:周华坤(1974-),男,青海乐都人,博士。E-mail: qzhkhk@yahoo.com.cn

群种为矮嵩草 (*Kobresia humilis*), 主要伴生种有小嵩草 (*K. pygmaea*)、二柱头蔗草 (*Scirpus distigmaticus*)、垂穗披碱草 (*Elymus nutans*)、早熟禾 (*Poa annua*)、异针茅 (*Stipa aliena*)、短穗兔耳草 (*Lagotis brachystachya*)、矮火绒草 (*Leontopodium nanum*)、细叶亚菊 (*Ajania tenuifolia*)、兰石草 (*Lancea tibetica*)、美丽风毛菊 (*Saussurea superba*)、三裂叶碱毛茛 (*Halerpestes tricuspis*) 等植物。

1.2 研究方法

1.2.1 野外调查与取样

根据研究区域草地退化程度, 采用草地退化五级梯度标准^[9], 利用空间分布代替时间演替的方法^[10]来研究植物群落演替动态和土壤特征的变化。草原群落随着放牧强度的退化等级, 最明显地表现在居民点或家畜饮水点周围相继分布的环带状变化上, 即由此向外放射, 沿半径方向构成草原群落的牧压梯度和相应的放牧退化等级^[8,11]。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嵩草草甸样地, 共 5 处, 依次为未退化原生草甸、轻度退化草甸、中度退化草甸、重度退化草甸和极度退化草甸, 样地面积均为 30 m × 30 m, 土壤均为高山草甸土。根据玛沁县农牧局 1980 年的草地综合调查^[12], 研究样地植被均为典型的未退化嵩草草甸, 土壤为高山草甸土, 此后由于过牧、鼠害等原因, 出现了退化程度不等的演替阶段类型。

2003 年 8 月下旬用样方法^[13]在上述各个样地内分别随机选择 6 个样方 (50 cm × 50 cm) 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、高度和密度, 以及植物群落的高度和盖度, 然后齐地面分种剪草, 烘干称重; 在剪去植物地上部分后, 采用土柱法^[14]分 4 层 (每层 10 cm) 采集植物地下部分, 细水冲洗干净后烘干称重; 同时, 在附近随机选取 6 个同样大小的样方, 连同地上部分一起挖出土柱, 土柱大小均为 50 cm × 50 cm × 40 cm, 不分层, 用纱布包好, 将地下部分的泥土用细水仔细冲洗干净并拣出小石块等杂物, 以防止地上茎叶、地下粗根和细根被折断或冲断。然后, 依照各种植物地上部分的不同, 连同地下部分 (包括粗细根) 一起逐一分种。最后将分开的各植物种分成地上和地下两大部分, 烘干称重。

1.2.2 土壤特性测定

按照内蒙古草原土壤退化的进程和评价指标^[15], 同时测定了各个样地的土壤特征参数。在各样地内采集 0 ~ 20 cm 表层土壤, 经过预处理后分别进行速效氮、速效磷、速效钾、有效微量元素 Cu, Mn, Zn, 有机质、pH 值的测定^[16], 其中速效氮用氯化钾浸提蒸馏法; 速效磷用硫酸钼锑抗比色法; pH 值采用电位法; 速效钾用火焰光度法; 有效微量元素 Cu, Zn, Mn 采用原子吸收分光光度法, 有机质采用重铬酸钾氧化 - 稀释热法。另外, 土壤容重用 HY-1000 土壤容重仪测定, 土壤含水量的测定用时域反射 TDR 水分仪, 坚实度用土壤坚实度仪测定 (5 kg 弹簧, 16 mm 圆柱探头), 每样地内重复测定 15 次。

1.2.3 数据分析

各个植物种群的重要值 (IV) 按以下公式计算, 重要值 = [(相对盖度 + 相对地上生物量) / 2] × 100^[17]。

生物多样性指数^[18]的计算包括:

- 1) $S = n$ (丰富度指数)

- 2) Shannon—Wiener 指数 $H = - \sum_{i=1}^S (P_i \cdot \ln P_i)$ (物种多样性指数)

- 3) Pielou 指数 $E_i = H / \ln S$ (均匀度指数)

式中, n 是样方中的物种数; P_i 是种 i 的相对重要值。

相似性指数^[19] $R = [\sum_i (x_i + y_i) \cdot \ln (x_i + y_i) - \sum_i x_i \cdot \ln x_i - \sum_i y_i \cdot \ln y_i] / [(X + Y) \cdot \ln (X + Y) - \ln X - \ln Y]$
 式中, R 是样方 x 与样方 y 之间的相似性程度, x_i 和 y_i 分别是植物种 i 在样方 x 和样方 y 中的相对重要值, X 和 Y 分别是样方 x 和样方 y 中所有植物种相对重要值的总和, R 的变化范围为 0 ~ 1。

牧草质量按张大勇等^[20]提出的草场质量指数 (index of grassland quality, IGQ) 来评价。牧草按其适口性^[20,21]划分为 5 类 (优、良、中、差、毒), 适口性值依次为 3, 2, 1, 0, - 1。

$$IGQ = \sum_{i=1}^3 (i \cdot S_i)$$

式中, i 是不同种的适口性值, S_i 为样方中各个种的分盖度。

试验数据采用 SPSS 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 植被退化

本研究在离牧民定居点不同距离的部位选点取样,代表了不同的放牧利用强度和放牧退化演替系列。在轻度退化阶段,草甸地上生物量最高,而在极度退化阶段地上生物量最低(表 1)。随着取样地点和居民定居点的接近,草地退化程度加大,植被盖度逐渐下降,以极度退化阶段——“黑土滩”植被的盖度最低,由于此阶段一些局部地域有不少一年生植物及毒杂草,所以植物群落盖度大于 50%,而另一些地方则大多裸露,所以导致群落盖度的标准偏差较大。植物群落的平均高度变化在放牧退化各阶段没有明显的规律,整体而言都较低(小于 5 cm),这与典型高寒草甸的特性有关^[22]。在中度和重度退化阶段物种数较高,这与草地退化导致大量杂类草蔓延滋生有关;极度退化草地上,物种数目最少,说明了高寒草甸的大面积严重退化可能导致严重的生物多样性的丧失。

表 1 不同退化程度高寒草甸植物群落特征和草地质量 (n=6)
Table 1 Properties of plant community and qualities at different degraded alpine meadows

退化水平 Degraded level	未退化草甸 Non-degraded meadow	轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	中度退化草甸 Moderately degraded meadow	重度退化草甸 Heavily degraded meadow	极度退化草甸 Extremely degraded meadow
植物群落优势种 Dominant species of plant community	小蒿草、矮蒿草 <i>K. pygmaea</i> , <i>K. humilis</i>	小蒿草、矮蒿草和 垂穗披碱草 <i>pygmaea</i> , <i>K. humilis</i> and <i>E. nutans</i>	羊茅、鹅绒委陵菜 和矮蒿草 <i>ovina</i> , <i>Potentilla</i> <i>anserina</i> and <i>humilis</i>	矮火绒草、甘肃马先 蒿和甘肃棘豆 <i>nanum</i> , <i>Pedicularis</i> <i>kansuensis</i> and <i>Oxytropis kansuen-</i> <i>sis</i>	细叶亚菊、甘肃马先 蒿和西伯利亚蓼 <i>tenuifolia</i> , <i>P. kar-</i> <i>suensis</i> and <i>Polygor-</i> <i>num sibiricum</i>
地上生物量 Above-ground biomass (g/0.25 m ²)	46.46 ±5.93a	57.50 ±11.17b	49.15 ±12.69a	38.88 ±5.64c	35.34 ±14.59c
盖度 Coverage (%)	98.50 ±7.54a	92.92 ±4.40a	80.67 ±9.36b	71.75 ±8.61b	55.05 ±18.97c
高度 Height (cm)	2.58 ±1.02a	3.73 ±1.16a	4.23 ±1.79a	3.02 ±0.77a	3.71 ±1.37a
每 0.25 m ² 种数 Species number	15.20 ±1.35a	17.17 ±1.47a	22.33 ±3.01b	21.83 ±3.54b	12.67 ±3.98a
多样性指数 Diversity index	1.07 ±0.10a	1.56 ±0.24b	2.17 ±0.34c	1.83 ±0.43b	1.58 ±0.30b
均匀度指数 Evenness index	0.39 ±0.05a	0.54 ±0.08b	0.70 ±0.08c	0.59 ±0.13b	0.52 ±0.08b
草地质量指数 Index of grassland quality	2.95 ±0.14a	2.82 ±0.11a	2.15 ±0.43a	0.76 ±0.22b	0.23 ±0.15b
优良牧草地上生物量比例 Biomass percent of palatable herbage (%)	84.09 ±5.22a	77.59 ±8.46a	38.58 ±10.08b	9.50 ±7.31c	4.22 ±8.30c

注:表中数据为平均值 ±标准差。同行有相同字母者,则差异不显著(P>0.05)。

Note: The data in the table are showed by average values ± standard division. Data with the same letter in one row are not significantly different (P>0.05).

植物群落多样性指数和均匀度指数在中度退化阶段最高,随着草甸退化程度加大,呈单峰式曲线变化规律(表 1),这与不同植物种群在放牧退化演替过程中的消长变化密切相关。由于牧草在营养价值和采食难易程度等方面的差异,家畜有择食性,可显著改变植物种间竞争格局,引起物种侵入或迁出以及群落组成变化,这是本研究不同退化程度下高寒草甸生物多样性变化的直接原因。高寒草甸植物种在放牧退化演替系列中一般可以分为 3 类^[22]:轻牧增加种,如蒿草、羊茅、垂穗披碱草等;中立种,如鹅绒委陵菜、短穗兔耳草和苔草(*Carex* sp.)等;重牧增加种,如矮火绒草、甘肃马先蒿、甘肃棘豆、细叶亚菊和西伯利亚蓼,这也可以从表 1 中植物群落优势种的更替变化得到证实。

草地质量指数和优良牧草地上生物量比例都随着草地退化加剧而降低(表 1)。到极度退化阶段,可食优良

牧草已经很难找到,未退化草地中的优势植物种嵩草属植物已经消失,草地质量下降极其显著 ($P < 0.01$)。所以,从生物多样性的角度出发,草原的保护应有食草动物的适当放牧,草原植物资源的科学经营应以高植物多样性和高生产力为目标。

植物群落之间的相似性指数能够表示不同退化草地的植物组成及其地上生物量分配的差异^[19]。如果不同草地植物组成及其地上生物量分配相似,则它们间的相似性指数就接近 1。未退化草甸和轻度退化草甸之间的相似性指数最大,和极度退化草甸的相似性指数最小(表 2)。随着高寒草甸之间的退化程度差异增加,植物群落之间的相似性指数逐渐减小。

表 2 不同退化程度高寒草甸植物群落相似性指数比较

Table 2 Comparison of similarity indices of plant communities at different degraded alpine meadows

退化水平 Degraded level	未退化草甸 Non-degraded meadow	轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	中度退化草甸 Moderately degraded meadow	重度退化草甸 Heavily degraded meadow	极度退化草甸 Extremely degraded meadow
未退化草甸 Non-degraded meadow	1.000 0				
轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	0.725 2	1.000 0			
中度退化草甸 Moderately degraded meadow	0.301 3	0.540 1	1.000 0		
重度退化草甸 Heavily degraded meadow	0.211 5	0.242 6	0.454 3	1.000 0	
极度退化草甸 Extremely degraded meadow	0.100 6	0.144 7	0.187 5	0.347 4	1.000 0

2.2 不同退化阶段地上地下生物量的变化

2.2.1 地上生物量的变化

草甸地上总生物量在轻度退化阶段最高,在极度退化阶段最低(表 1),这与轻度退化阶段垂穗披碱草等禾草和杂草开始大量侵入,以及中度退化阶段以后的持续放牧干扰有关^[3]。其中,随着退化程度的加大,莎草地上生物量在轻度退化阶段变化不明显,而在中度退化阶段及其以后下降十分明显;禾草地上生物量在轻度退化与中度退化阶段略有增加,但不显著,到重度退化阶段减少极其显著,在极度退化阶段已经很低了,与莎草地上生物量相似;杂草地上生物量的变化与莎草和禾草的变化趋势相反,随着退化程度的加重而逐渐升高,增加量在轻度退化至中度退化间最大,而在重度到极度退化阶段,杂草量增加不显著(图 1)。各类草地上生物量与其比例变化规律基本相同(图 2)。

2.2.2 地下生物量的变化

2.2.2.1 地下 0~40 cm 总生物量和分层生物量

地下生物量的分层分布反映了其垂直空间分布规律。地下 0~40 cm 总生物量随着高寒草甸退化程度的加重而降低(图 3),其中未退化草甸地下生物量最高,分别是轻度退化、中度退化、重度退化和极度退化草甸的 1.09,1.37,2.86 和 9.06 倍。各层地下生物量随着深度的增加而明显减小,而相同层次的地下生物量则随着退化程度的加剧而降低(表 3),其中不同退化程度草甸 0~10 cm 地下生物量显著高于 10~20,20~30 和 30~40 cm 地下生物量 ($F_{未退化} = 63.172$, $F_{轻度退化} = 80.080$, $F_{中度退化} = 21.232$, $F_{重度退化} = 63.836$, $F_{极度退化} = 7.729$, $df = 3, 20$, $P < 0.01$), 而 10~20,20~30 和 30~40 cm 地下生物量之间没有

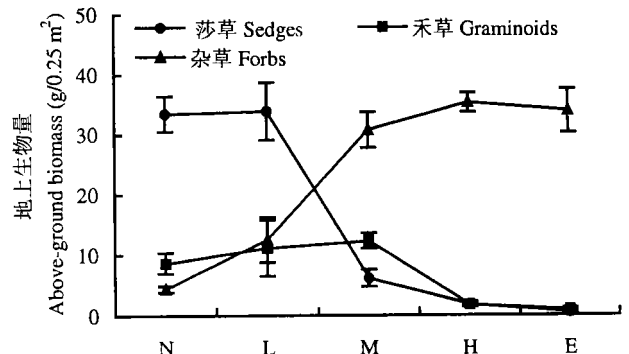


图 1 不同退化程度高寒草甸地上生物量

Fig. 1 Above-ground biomass of different degraded alpine meadows

N: 未退化草甸 Non-degraded meadow; L: 轻度退化草甸 Lightly degraded meadow; M: 中度退化草甸 Moderately degraded meadow; H: 重度退化草甸 Heavily degraded meadow; E: 极度退化草甸 Extremely degraded meadow; 下同 The same below

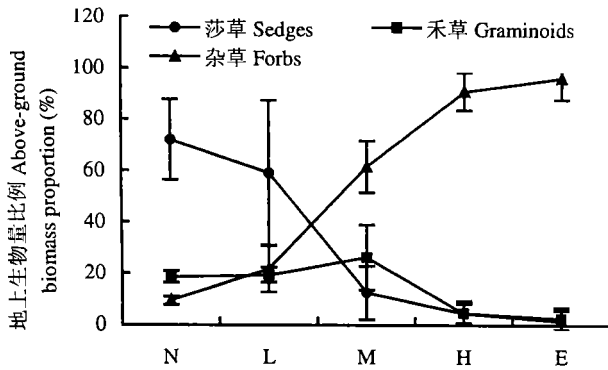


图 2 不同退化程度高寒草甸的植物类群地上生物量比例
Fig. 2 Above-ground biomass proportion of plant groups at different degraded alpine meadows

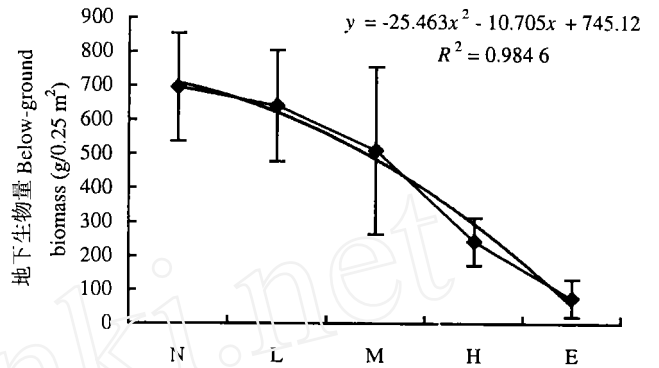


图 3 不同退化程度高寒草甸 0~40 cm 地下生物量
Fig. 3 Below-ground biomass of different degraded alpine meadows (0~40 cm)

显著差异;对于同一土层而言,不同退化程度草甸的地下生物量之间也存在明显差异 ($F_{0-10\text{ cm}} = 14.304$, $F_{10-20\text{ cm}} = 26.408$, $F_{20-30\text{ cm}} = 14.095$, $F_{30-40\text{ cm}} = 18.357$, $df = 4, 25$, $P < 0.01$)。不同退化程度草甸的地下生物量随土壤深度的分布关系都可以用幂函数 $y = ax^b$ 来较好地描述,其相关性均达到极显著水平 ($P < 0.01$) (表 3)。

在不同退化程度的高寒草甸中,0~10 cm 土层中的地下生物量均占 0~40 cm 土层中的 85% 以上,0~20 cm 占 95% 以上。植物根系的绝大部分分布在 0~20 cm 土层中,这是高寒草甸地下部分分布模式的一个主要特点^[14, 22]。随着高寒草甸退化程度的加剧,分布在各层的植物根系量越来越少,这反映了地下根系的浅层化特点,这种反应特点与内蒙古退化草原有相同之处^[6]。Coupland^[23]综合 IBP 期间 12 个生态定位站的数据,认为放牧干扰具有使草地地下生物量向 0~20 cm 集中的趋势,本研究也证明了这一点。

2.2.2.2 不同植物类群地下生物量 总地下生物量、莎草和禾草地下生物量随着高寒草甸退化程度的加重而递减,杂类草地下生物量的变化则是逐渐上升,至极度退化阶段有所降低(图 4)。方差分析结果表明,未退化、轻度退化和中度退化草甸与重度退化和极度退化草甸的莎草和禾草地下生物量之间存在着极显著的差异 ($F_{\text{莎草}} = 19.17$, $F_{\text{禾草}} = 18.47$, $df = 4, 25$, $P < 0.01$);而杂类草地下生物量在各个退化草甸样地之间均未有显著差异 ($F_{\text{杂草}} = 2.12$, $df = 4, 25$, $P > 0.05$)。在未退化、轻度退化和中度退化草甸内,莎草地下生物量明显高于禾草和杂类草

表 3 不同退化程度高寒草甸地下生物量分层分布

Table 3 The below-ground biomass of different soil layer at different degraded alpine meadows g/0.25 m²

土层 Soil depth (cm)	未退化草甸 Non-degraded meadow	轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	中度退化草甸 Moderately degraded meadow	重度退化草甸 Heavily degraded meadow	极度退化草甸 Extremely degraded meadow
0~10	601.43 ±148.12a	577.62 ±152.17a	470.17 ±242.97a	226.95 ±67.93b	66.71 ±55.92b
10~20	50.20 ±7.46b	36.97 ±8.03b	24.77 ±10.09c	11.34 ±2.97d	6.05 ±0.88d
20~30	32.55 ±8.16b	17.45 ±6.16b	11.11 ±6.64c	3.42 ±0.35d	2.81 ±0.69d
30~40	11.32 ±3.80b	8.40 ±2.22b	2.75 ±3.12c	1.31 ±0.48d	1.22 ±0.42e
0~40	695.50 ±158.92a	640.44 ±163.83a	508.80 ±245.08a	243.02 ±70.43b	76.79 ±56.03b
拟合函数 Simulated function	$Y = 515.15 X^{-2.7942}$ $R^2 = 0.9683$	$Y = 468.43 X^{-3.0335}$ $R^2 = 0.9736$	$Y = 420.25 X^{-3.5809}$ $R^2 = 0.9838$	$Y = 197.74 X^{-3.7129}$ $R^2 = 0.9923$	$Y = 58.537 X^{-2.8457}$ $R^2 = 0.9864$

注:表中数据为平均值 ±标准差。同行有相同字母者,差异不显著 ($P > 0.05$)。

Note: The data in the table are showed by average values ±standard division. Data with the same letter in one row are not significantly different ($P > 0.05$).

($F_{未退化} = 131.23$, $F_{轻度退化} = 120.76$, $F_{中度退化} = 9.05$, $df = 2, 15$, $P < 0.01$);在重度退化草甸,莎草地下生物量虽然高于杂草和禾草,但植物各类群地下生物量没有明显差异($F_{重度退化} = 2.35$, $df = 2, 15$, $P > 0.05$);在极度退化草甸,杂类草地下生物量显著高于莎草和禾草地下生物量($F_{极度退化} = 14.05$, $df = 2, 15$, $P < 0.01$)。

分析不同植物类群所占的百分比可以看出(表4),随着草地退化程度加重,莎草所占百分比逐渐降低,至极度退化骤减;禾草所占比例在极度退化阶段最低,其他阶段之间差异不明显;杂类草比例变化与莎草正相反,呈现逐渐上升的趋势,在中度退化阶段以后增加很快。

表4 不同退化程度高寒草甸植物类群地下生物量比例

Table 4 Below ground biomass proportion of plant groups at different degraded alpine meadows %

退化水平 Degraded level	莎草 Sedges	禾草 Graminoids	杂类草 Forbs
未退化草甸 Non-degraded meadow	85.51 ±3.29a	12.64 ±5.26a	1.85 ±0.78a
轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	82.88 ±5.26a	14.18 ±4.60a	2.95 ±1.75a
中度退化草甸 Moderately degraded meadow	78.13 ±17.62a	13.41 ±8.16a	8.46 ±9.72a
重度退化草甸 Heavily degraded meadow	49.85 ±33.04b	18.76 ±11.01a	31.39 ±29.23b
极度退化草甸 Extremely degraded meadow	2.73 ±11.18c	9.42 ±12.88b	87.85 ±15.50c

注:表中数据为平均值 ±标准差。同列有相同字母者,差异不显著($P > 0.05$)。

Note: The data in the table are showed by average values ±standard division. Data with the same letter in one column are not significantly different ($P > 0.05$).

2.2.3 不同退化草甸地上与地下生物量之间的关系 除了总生物量的地上、地下之比随着退化程度增强而增大以外,其他各类群植物的地上生物量/地下生物量均没有规律可循。各类群地上、地下生物量之间均为正相关,且达到显著水平($P < 0.05$),地上总生物量和地下总生物量之间也达到极显著正相关水平($P < 0.01$)(表5)。

表5 不同退化程度高寒草甸地上生物量与地下生物量的比率及其相关系数

Table 5 Ratio and their correlation coefficient between above-ground and below-ground biomass at different degraded alpine meadows

退化水平 Degraded level	总生物量 Total biomass	莎草 Sedges	禾草 Graminoids	杂类草 Forbs
未退化草甸 Non-degraded meadow	0.066 8	0.056 3	0.098 3	0.339 6
轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	0.089 8	0.063 8	0.122 4	0.662 1
中度退化草甸 Moderately degraded meadow	0.096 6	0.015 5	0.180 1	0.713 7
重度退化草甸 Heavily degraded meadow	0.150 0	0.014 9	0.039 0	0.462 6
极度退化草甸 Extremely degraded meadow	0.460 2	0.257 6	0.124 4	0.502 5
相关系数 Correlation coefficient	0.852 9 *	0.887 1 *	0.837 2 *	0.940 0 **

*: 表示地上、地下生物量之间显著相关($P < 0.05$)。 **: 表示地上、地下生物量之间极显著相关($P < 0.01$)。

*: Means significant correlation between above-ground and below-ground biomass. **: Means extremely significant correlation between above-ground and below-ground biomass.

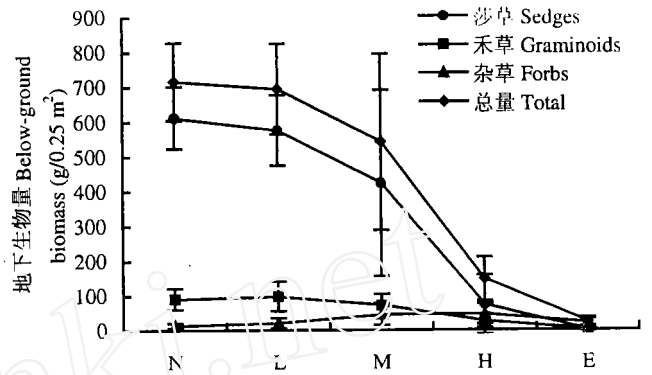


图4 不同退化程度高寒草甸植物类群地下生物量

Fig. 4 Below ground biomass of plant groups at different degraded alpine meadows

2.3 土壤退化

随着高寒草甸的退化程度加大,土壤容重逐渐增加,土壤坚实度减小(表 6)。这与原生草甸或轻度退化草甸植物繁茂密集,根系多而致密,重度、极度退化草甸植被少、根系量锐减(表 3,图 4)和鼠洞大量存在密切相关^[22]。

土壤含水量与降水和地面蒸发关系密切,潜在蒸发量随净太阳辐射能成正比例关系。因此,土壤湿度不仅与蒸发蒸腾相互制约,而且还受降水、太阳辐射等因素的制约。随着高寒草甸的退化程度加大,土壤湿度逐渐减小(表 6)。由于本研究中不同退化草甸均在同一牧委会,相距不太远,地形坡度基本一致,所以降水是均等的,但由于植被覆盖度的差异,太阳对土壤的辐射不同,土壤的水分蒸发也就不同,导致土壤湿度分异。植被盖度变化为未退化草甸(98.50) > 轻度退化草甸(92.92) > 中度退化草甸(80.67) > 重度退化草甸(71.75) > 极度退化草甸(55.05)(表 1),土壤湿度也呈现相同的变化趋势。极度退化阶段土壤疏松、含水量低(表 6),在高原冬春季节强风的作用下,很容易造成风蚀,导致土壤沙化。

表 6 不同退化程度高寒草甸 0~20 cm 土壤特性

Table 6 The soil properties (0~20 cm) of different degraded alpine meadows

项目 Item	未退化草甸 Non-degraded meadow	轻度退化草甸 Lightly degraded meadow	中度退化草甸 Moderately degraded meadow	重度退化草甸 Heavily degraded meadow	极度退化草甸 Extremely degraded meadow
坚实度 Soil hardness (kg/cm ²)	4.03a	2.90b	2.30b	0.38c	0.15c
容重 Soil bulk density (g/cm ³)	0.86a	1.20b	1.32c	1.36c	1.57d
湿度 Moisture (%)	35.52a	30.60b	26.18c	25.59c	17.36d
pH 值 pH value	6.53	6.47	6.49	6.80	6.85
有机质 Organic matter (%)	12.94	11.41	8.44	6.75	6.10
速效氮 Available nitrogen (mg/kg)	59.97	64.60	66.62	50.64	14.66
速效磷 Available phosphor (mg/kg)	10.74	10.50	10.22	9.93	7.15
速效钾 Available kalium (mg/kg)	482.70	423.50	400.00	310.50	305.70
交换性锰 Available manganese (mg/kg)	9.27	8.37	8.10	6.68	6.10
有效铜 Available cuprum (mg/kg)	0.48	0.42	0.47	0.45	0.68
有效锌 Available zinc (mg/kg)	5.51	6.43	4.87	3.93	4.04

注:表中数据为平均值。同行有相同字母者,差异不显著($P > 0.05$)。

Note: The data in the table are showed by average values \pm standard division. Data with the same letter in one row are not significantly different ($P > 0.05$).

土壤有机质、氮素和磷素等是土壤主要的养分指标,同时有机质还是形成土壤结构的重要因素,直接影响土壤肥力、持水能力、土壤抗侵蚀能力和土壤容重等,是土壤特性的重要指标之一^[24],其变化状况可以指示土壤退化与否。随着草地的退化程度加大,土壤有机质、速效磷、速效钾和交换性锰的含量以及土壤坚实度、湿度都减小,土壤容重增加,速效氮含量在极度退化阶段低于其他退化阶段,剩余测试项目的变化没有明显规律。除了极度退化阶段的速效氮含量较低外,其他各阶段的含量较高,说明只是当草地完全退化为毫无放牧利用价值的次生裸地黑土滩时,速效氮才急剧下降,造成氮素的极大流失,所以在恢复治理过程中施肥是非常有必要的。未退化草甸、轻度退化草甸和中度退化草甸之间的土壤速效磷含量减少不明显,之后随着草甸退化到重度和极度,土壤速效磷含量减少较多。与其他地区高寒草甸土壤磷含量^[26]相比,各退化阶段土壤磷含量处于中等水平,能满足植物生长的需要。随草地退化程度加大,速效钾含量有下降的规律,但能满足植物生长对钾的需要,且高于青海省土壤速效钾的平均含量^[26]。

Dormaar 等^[25]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,随着退化程度

加大,植被覆盖度逐渐下降,水土流失渐趋严重,有机质含量减少明显,其中从未退化草甸到轻度退化草甸的土壤有机质含量减少不明显,重度退化草甸和极度退化草甸之间有机质含量减少不明显(表6)。未退化、轻度退化和中度退化草甸土壤的交换性锰含量尽管都高于重度退化和极度退化草甸,但都超过了植物生长所需要的最低限量 $3.0\text{ mg/kg}^{[27]}$ 。各类退化草地类型土壤有效锌含量变化在 $3.93\sim 6.43\text{ mg/kg}$,且在未退化、轻度退化和中度退化草甸土壤的含量明显高于重度和极度退化草甸,但也能满足植物生长的需要^[27]。不同退化程度草甸土壤之间的有效铜含量变化在 $0.42\sim 0.68\text{ mg/kg}$,由于植物需铜最低极限为 $1.0\text{ mg/kg}^{[27]}$,所以该地区铜含量相对缺乏,在退化草地的恢复过程中应注意补施适量铜肥。

高寒草甸植被退化后土壤特性的变化,与高原鼠类的活动密切相关^[3,11]。研究表明退化草甸由于盖度下降导致高原啮齿动物,特别是高原鼠兔(*Ochotona curzoniae*)和高原鼯鼠(*Myospalax baileyi*)大量侵入,它们不仅啃食植物根茎、切断植物根系,而且将大量新土推出地面,形成大量土丘,这些土丘压埋植被,并在高原的风蚀和水蚀作用下形成秃斑地,并随着地下洞穴密度加大,土壤变得疏松,土壤侵蚀与矿化作用加强,所以随着高寒草甸退化程度加剧,土壤坚实度减少,土壤特性发生了显著变化。在中度退化阶段,鼠害最严重,在向重度退化过程中,土壤容重、坚实度等物理特性变化剧烈^[3,11]。

总的来看,随着植被的退化演替,土壤退化越来越严重,土壤越来越贫瘠化。

3 讨论

3.1 植被退化和土壤退化的关系

植被退化是青藏高原高寒草甸土壤退化的直接原因,而土壤退化也必然引起植被退化,二者互为因果。侯扶江等^[28]认为草地退化不仅是植被和土壤的退化,也是2个子系统耦合关系的丧失和系统相悖所致。内蒙古典型草原在退化过程中首先表现为植被异质化,植被的异质化导致土壤某些元素的异质化^[29]。由于土壤有较强的抗拒退化的能力,具有土壤稳定性的特点^[30],所以在土壤退化之前植被的退化特征已经表露无疑。高寒草甸生态系统在适度放牧利用的情况下,能流和物流基本上处于平衡状态,生产水平比较稳定,土壤亚系统保持良好的结构,能够正常地发挥其功能,为植物生长提供所需要的空间、养分和水分,同时植物的残落物和家畜的排泄物归还给土壤,使草—畜—土维持良好的循环与平衡^[22]。在本研究中,接近牧民定居点的地方一般存在严重的超载过牧现象,牲畜过度啃食和践踏,草本植物的正常生长发育受到抑制,稳定的物质平衡受到破坏,草群变得低矮稀疏,组成结构改变,盖度减少,产草量下降,物种数和优良牧草量下降明显(表1),与此同时,土壤也明显退化,有机质和速效氮、磷下降明显,土壤坚实度、湿度同时下降(表6),呈现极度退化的典型特征。本研究仅仅指出了有关高寒草甸植被和土壤的退化特征,其退化机理仍然需要继续深入研究。

3.2 高寒草甸退化对全球碳循环的影响

离牧民定居点越近,高寒草甸植被和土壤所承受的放牧践踏和啃食越严重,地表植被退化程度越大,植被盖度下降,土壤坚实度下降,原有的致密根系层逐渐风化剥离,地下生物量减少显著并显示出浅层化趋势(表1,3,6)。目前青藏高原约有 $0.45\times 10^8\text{ hm}^2$ 退化草地,约占青藏高原草地总面积的 $1/3^{[2]}$,而且退化草地面积还在持续增加^[3]。当高寒草甸退化到极度退化阶段,由于土壤中有机质、速效氮和速效磷含量下降十分显著(表6),所以高寒草甸的退化将使土壤有机质大量流失,磷素和氮素损失严重^[31],进而会对土壤呼吸和全球碳循环产生影响,这是全球变化研究的热点,所以应加强对高寒草地退化引起的生物学和生态学效应方面的研究。

3.3 加强对退化草地的保护治理

由于牧民定居点附近长期重牧导致草地严重退化,草场质量和可食牧草比例都很低(表1),进而导致草地多样性丧失和健康恶化,而远离牧民定居点处则由于草场所受放牧干扰轻,所以保持着原生未退化状态或轻度退化状态。在本研究中,植物群落均匀度和多样性在中度退化阶段最大(表1),而且放牧所引发的草地补偿性生长能够提高系统生产力水平^[32],如在轻度退化阶段草地地上现存量最大(表1,图1),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,发展草地生态生产力的有效途径。当高寒草甸从未退化到极度退化时,面临着产草量下降,地上地下生物量锐减,生物多样性丧失,生态平衡失调等严重后果,恢复治理刻不容缓。应以减轻放牧干扰为出发点,根据不同退化阶段采取不同的恢复治理策略^[3],特别是根据土壤养分的变化状况,采取

不同的施肥策略,改善土壤养分和物理性状,加速恢复进程。

参考文献:

- [1] 李文华,周兴民. 青藏高原生态系统及优化利用模式[M]. 广州:广东科技出版社,1998.
- [2] 马玉寿,郎百宁,王启基. “黑土型”退化草地研究工作的回顾与展望[J]. 草业科学,1999,16(2):5-9.
- [3] 周华坤,周立,赵新全,等. 江河源区“黑土滩”型退化草场的形成过程与综合治理[J]. 生态学杂志,2003,22(5):51-55.
- [4] Li Y H. Impact of grazing on *Aneurolepidium chinensis* steppe and *Stipa grandis* steppe[J]. Acta Oecologica,1989,10:31-46.
- [5] Mukaiyama S. Degradation of grassland in Keerqin sand land,Inner Mongolia,China[J]. Grassland Science,1998,44:109-114.
- [6] 王炜,梁存柱,刘钟龄,等. 羊草+大针茅草原群落退化演替机理的研究[J]. 植物生态学报,2000,24(4):468-472.
- [7] 曲国辉,郭继勋. 松嫩平原不同演替阶段植物群落和土壤特性的关系[J]. 草业学报,2003,12(1):18-22.
- [8] 陈佐忠,汪诗平. 中国典型草原生态系统[M]. 北京:科学出版社,2000.
- [9] 张镜铨,郑度,刘晓东,等. 青藏高原区域生态环境变化及其管理对策探讨[A]. 见:郑度,姚檀栋. 青藏高原隆升与环境效应[C]. 北京:科学出版社,2004. 459-554.
- [10] Barbour M G. Terrestrial plant ecology[M]. London:The Benjamin Publishing Company,1980. 222-233.
- [11] 肖运峰,谢文忠,梁杰荣,等. 高寒草甸放牧退化演替及其与鼠害的关系[J]. 自然资源,1982,(1):76-84.
- [12] 玛沁县农牧局. 玛沁县农牧业区划[M]. 西宁:青海人民出版社,1980.
- [13] Walker M. Community baseline measurements for ITEX studies[A]. In: Molau U, Molgard P. ITEX Manual, 2nd ed[C]. Copenhagen: Danish Polar Center,1996. 39-41.
- [14] 周华坤,周立,赵新全,等. 金露梅灌丛地下生物量形成规律的研究[J]. 草业学报,2002,11(2):59-65.
- [15] 李绍良,贾树海,陈有君,等. 内蒙古草原土壤退化进程及其评价指标的研究[J]. 土壤通报,1997,28(6):241-243.
- [16] 中国土壤学会. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,1999.
- [17] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京:中国农业出版社,1998. 1-29.
- [18] 马克平,黄建辉,于顺利,等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究 II 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J]. 生态学报,1995,15:268-277.
- [19] Horn H S. Measurement of “overlap” in comparative oecologica studies[J]. American Naturalist,1966,100:419-424.
- [20] 张大勇,王刚,杜国祯. 甘南山地草原人工草场的演替[J]. 植物生态学与地植物学学报,1990,14:103-109.
- [21] 郭本兆. 青海经济植物志[M]. 西宁:青海人民出版社,1987.
- [22] 周兴民. 中国嵩草草甸[M]. 北京:科学出版社,2001.
- [23] Coupland R T. Grassland ecosystems of the world ecological studies[M]. Springer-Verlag Press,1979.
- [24] 鲁如坤. 土壤-植物营养学[M]. 北京:化学工业出版社,1998.
- [25] Dormaar J F,Smoliak S,Willms W D. Distribution of nitrogen fractions in grazed and ungrazed fescue grassland Ahorizons [J]. Journal of Range Management,1990,43(1):6-9.
- [26] 青海省农业资源区划办公室. 青海土壤[M]. 北京:中国农业出版社,1997. 280-285.
- [27] 于天仁,王振全. 土壤分析化学[M]. 北京:科学出版社,1988. 188-191.
- [28] 侯扶江,南志标,肖金玉,等. 重牧退化草地的植被、土壤及其耦合特征[J]. 应用生态学报,2002,13(8):915-922.
- [29] 程晓莉,安树青,李远,等. 鄂尔多斯草地退化过程中个体分布格局与土壤元素异质性[J]. 植物生态学报,2003,27(4):503-509.
- [30] 李绍良,陈有君,关世英,等. 土壤退化和草地退化关系的研究[J]. 干旱区资源与环境,2002,16(1):92-95.
- [31] 王根绪,程国栋,沈永平,等. 土地覆盖变化对高山草甸土壤特性的影响[J]. 科学通报,2002,47(23):1771-1777.
- [32] Tuomi J, Nilsson P, Astrom M. Plant compensatory responses: bud dormancy as an adaptation to herbivory[J]. Ecology, 1994,75(5):1429-1436.

**A study on correlations between vegetation degradation and soil degradation
in the ' Alpine Meadow ' of the Qinghai-Tibetan Plateau**

ZHOU Hua-kun¹ , ZHAO Xin-quan¹ , ZHOU Li¹ , LIU Wei¹ ,
LI Ying-nian¹ , TANG Yan-hong² ,

(1. Northwest Plateau Institute of Biology , the Chinese Academy of Sciences , Xi ning
810001 , China ; 2. National Institute for Environmental Studies , Tsukuba 305-8506 , Japan)

Abstract : This paper discusses a study into the characteristics of the soil and the plant communities of the ' alpine meadow ' , located on the Qinghai-Tibetan Plateau. Meadows across the region were categorized as having from low to extreme degradation levels. With increasing degradation of the alpine meadow , the grassland quality index , percent plant cover , biomass percent of palatable herbage and the similarity index were all correspondingly shown to decrease across meadows in the alpine meadow region. The species diversity and evenness indexes had the largest values at the meadows characterized as being moderately degraded. The above-ground biomass was the greatest at lightly degraded meadows and lowest at extremely degraded meadows. Increasing degradation levels lead to an increase in the overall biomass of forbs whilst the biomass of sedges and graminoids significantly decreased. The total below-ground biomass was shown to decrease with increased degradation levels. The below-ground biomass change in sedges and graminoids corresponded with the change in total below-ground biomass , however the below-ground biomass of forbs was increased at moderate degradation levels , then decreased at extreme degradation levels. The below-ground biomass at different soil layers decreased , with root-systems displaying increased shallowness with increasing degradation levels. The relationship between above and below-ground biomass was shown to have a strong positive correlation. With increasing soil degradation , soil organic matter , available phosphorus , calcium and manganese , soil hardness and soil water all were shown to decrease whilst soil bulk density was shown to increase. Where soil organic matter losses were severe , available soil nitrogen was shown to be affected substantially , often present at deficient levels. Available copper content was not adequate for herbage growth in severely degraded meadows , however available zinc and manganese still appeared to satisfy plant growth requirements. The degradation of alpine soil was shown to be linked to the degradation of alpine vegetation.

Key words : Qinghai-Tibetan Plateau ; grassland degradation ; plant community ; biomass ; soil available nutrient