

不同退化程度高寒草原土壤肥力变化特征

蔡晓布, 张永青, 邵 伟

(西藏农牧学院资源与环境系, 西藏 林芝 860000)

摘要:就藏北退化高寒草原土壤肥力的变化等进行了研究。结果表明: (1) 高寒草原土壤物理性质的变化对土壤化学、生物学性质具有重要的调控作用, 土壤生物学性质对土壤肥力的演变则具有关键影响。(2) 随草地退化程度的提高, 2 ~ 10 cm 土层土壤容重均呈不同程度的下降, 土壤孔度、土壤含水量则分呈显著的增、减趋势, 但草地退化对土壤含水量的影响更为显著; 高寒草原土壤中, >0.25 mm 的水稳性团粒与土壤含水量呈极显著正相关, 有机质对改善土壤结构、提高土壤含水量则具有极为显著的促进作用。(3) 轻度退化草地土壤有机质、腐殖质与土壤全氮、磷、钾含量均呈不同程度的提高, 中度、严重退化草地则呈相反趋势; 土壤有效氮、磷、钾含量在总体上随草地退化的加剧而呈下降趋势; 腐殖质碳占有机碳比重、HA-C 占腐殖质碳比重、HA/FA 则均随草地退化的加剧而呈明显上升;(4) 不同程度退化草地 2 ~ 10 cm 土层微生物(细菌、真菌、放线菌)数量、微生物生物量(碳、氮)、土壤酶(纤维素酶、脲酶、碱性磷酸酶)活性等在总体上与有机质的变化趋势相一致; B_C/B_N 与 T_C/T_N 间呈极显著正相关($r=0.937\ 0^{**}$, $p\leq 0.01$), 轻度、中度退化草地 B_C/T_C 、 B_N/T_N 均呈明显上升, 仅严重退化草地呈下降趋势。5) 高寒草原微生物量、土壤酶活性与土壤有机质、全氮、有效氮、有效钾含量间均呈极显著或显著正相关, 与有效磷则均呈不同程度的负相关。

关键词:高寒草原; 草地退化; 土壤肥力; 藏北高原

文章编号: 1000-0933(2008)03-1034-11 中图分类号: S154.1, S181 文献标识码: A

Characteristics of soil fertility in alpine steppes at different degradation grades

CAI Xiao-Bu, ZHANG Yong-Qing, SHAO Wei

Department of Resources and Environment, Tibet Agricultural and Animal Husbandry College, Linzhi 860000, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(3): 1034 ~ 1044.

Abstract: Characteristics of soil fertility variation and their relationships were studied in *Stipa purpurea* steppes, the most representative alpine steppes in northern Tibet. Based on the same parent material (lake sediments) and soil texture (sandy soil) during the rapid growing period of steppe plants, we selected four sampling areas located at the altitude of 4550—4740 m with a distance of 40—50 km away from each other. In each sampling area, according to the classification standard of steppe degradation, we investigated four kinds of steppes (no degradation, slightly degraded, moderately degraded and seriously degraded) with an area of one hectare each. All the sampling sites (3 sites per area) were chosen randomly in our study. Soil samples in 0—10 and 11—20 cm layers were collected by a soil auger (4 cm inside diameter) in steppes with different degradation grades in each sampling area. Sol samples used for measuring indexes concerned with soil microorganisms were from 2—10 and 11—20 cm layers. At each sampling site, ten soil cores were mixed thoroughly to form one composite sample for chemical and biological analyses related to soil fertility.

The results were listed as follows: (1) Under the ecological conditions of the Northern Tibet Plateau, steppes

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40461005)

收稿日期: 2006-12-10; 修订日期: 2007-07-02

作者简介: 蔡晓布(1962 ~), 男, 河南开封人, 教授, 从事土壤生态与植物营养研究. E-mail: caitw21@sohu.com

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40461005)

Received date: 2006-12-10; Accepted date: 2007-07-02

Biography: CAI Xiao-Bu, Professor, mainly engaged in soil and plantation nutrition. E-mail: caitw21@sohu.com

degradation had consistent effects on soil physical, chemical and biological fertilities. These soil physical, chemical and biological fertilities were associated with each other and set the direction of soil fertility evolvement in the alpine steppes. (2) The degradation of soil fertility in alpine steppes was mainly depended on the changes of soil biological properties while it was also regulated by the variations of soil physical factors, such as soil structure, soil bulk density and soil moisture. In general, soil biological, physical and chemical fertilities in the slightly degraded steppe showed increasing trends at various levels because of the decline in soil moisture content and soil frozen status induced by slight soil desertification. (3) With increased steppe degradation grades, soil bulk density at both 0—10 and 11—20 cm layers showed a decreasing trend (the difference between slightly degraded steppe and normal steppe was not significant), while soil porosity and moisture content increased or decreased significantly although steppe degradation influenced soil moisture content more than soil porosity. In alpine steppe soils, water stable aggregates (>0.25 mm) content positively and significantly correlated with soil moisture content, indicating that organic matter played an important role in the improvement of soil structure and the increase in soil moisture content. (4) Soil organic matter content as well as total N, P and K contents were increased in slightly degraded steppe but decreased in moderately and seriously degraded steppes compared with no degradation steppe. Soil available N, P and K showed a decreasing trend with steppe degradation. The proportions of soil humus C to soil organic C, HA-C to soil humus C and the ratio of HA/FA improved with the increase in steppe degradation grades. (5) The quantities of soil microorganisms (e. g. bacteria, fungi and actinomycetes) and soil microbial biomass (B_c and B_N), and the activities of soil enzymes (cellulase, urease and alkaline phosphatase) in 2—10 cm layer of different degraded steppe soils showed the same trends with soil organic matter content, in general. There was a positive relationship between the ratios of B_c/B_N and T_c/T_N ($r=0.9370^{**}$, $p\leq 0.01$), and the ratios of B_c/B_N and T_c/T_N increased largely in the slightly and moderately degraded steppes and decreased only in seriously degraded steppe. (6) There were significantly ($p\leq 0.05$ or 0.01) positive relationships between soil microbial biomass, the activities of three mentioned soil enzymes and soil organic matter, total N, available N, available K contents in alpine steppe soils. In contrast, we found negative relationships between soil microbial biomass or the activities of soil enzymes and soil available P content.

Key Words: degraded alpine grassland; grassland degradation; soil fertility; the North part of Tibet Plateau

高寒草原是我国和西藏面积最大的一个草地类型^[1]。然而,在全球变化,特别是在过牧等人类活动日益增强的背景下,以草地沙漠化为主的各种草地退化过程正不断加剧^[2~4]。土壤退化是草地退化的核心问题^[5]。因此,近年来许多学者从土壤层面主要就我国北方温带草原的草地退化问题开展了研究,但草地土壤退化过程中物理、化学和生物学肥力^[6]的变化及相互作用等研究相对缺乏^[7~11]。而在青藏高原研究方面,针对高寒草甸的研究相对较多,且主要集中于退化现状及其驱动力、植被构成与生物量变化、土壤碳循环等方面^[3,12~16]。此外,尚有少量草地利用方式对土壤有机碳、土壤结构的影响等方面的报道^[17]。本研究通过土壤相对质量评价法(以正常草地具代表性的各项测试指标为标准,比较不同程度退化草地土壤肥力的相对变化)^[18,19],就藏北高寒草原进行了研究,以期较为全面地认识不同程度退化草地土壤物理、化学和生物学肥力的变化特征及其相互关系,对深入理解高寒草地生态系统的土壤过程具有重要的理论意义。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

藏北高原是我国高寒草原(建群种主要由禾本科针茅属等一些寒旱生植物构成)的主要分布区,属高原大陆性气候,暖季(6~9月份)短暂温凉,冷季(10~5月份)严寒漫长,年平均气温 $0\sim 3^{\circ}\text{C}$,全年无绝对无霜期, $\geq 0^{\circ}\text{C}$ 年积温 $800\sim 1\,100^{\circ}\text{C}$;年降水量 $100\sim 300\text{ mm}$,年蒸发量 $2\,000\text{ mm}$ 左右,年大风(瞬时风速 $\geq 17.0\text{ m s}^{-1}$)日数达 $100.3\sim 158.2\text{ d}$,是我国大风日数最多的地区之一。同时,高寒草原成土过程微弱,土壤质地轻粗,且土层浅薄,土壤结构性及地表水分状况普遍较差,土壤有机质和矿质养分匮乏^[1]。作为西藏畜牧业发

展的核心区域,藏北高寒草原超载过牧极为严重,牲畜践踏、嚼食草根等极大地加剧了以沙化为主的草地退化过程,不仅导致草地土壤结构、土壤肥力、土壤生物区系的严重受损、衰退和破坏,以及严重的植被退化,更为严峻的是加剧了气候旱化、沙漠化、沙尘暴等环境问题,已成为青藏高原腹地草地退化最为严重的区域^[4]。

1.2 采样方法

于 N 31°27'793" ~ 32°02'249"、E 91°41'376" ~ 92°48'831" 范围内,以高寒草原中最具代表性、典型性的紫花针茅(*Stipa purpurea*)草原(土壤类型为高山草原土)为研究对象,于暖季分别在 4 个地点选择成土母质(湖积物)、土壤质地(砂砾土)一致的区域各 1 个(每个区域间隔 40 ~ 50 km,分布海拔 4 550 ~ 4 740 m);按草地退化程度的相关划分标准^[20](表 1,不包括极度退化草地),于 4 个区域中均分别按 4 个梯度(正常草地和轻度、中度、严重退化草地)确定采样区(每个采样区面积不小于 1 hm²);按网格法采集土壤样品,即在每个区域的正常草地和轻度、中度、严重退化草地采样区中各分别随机确定取样点 3 个,分别以每个取样点为中心,在半径 3 m 的范围内,用内径 4 cm 的土钻分别按 0 ~ 10、11 ~ 20 cm 土层(土壤微生物相关指标测定样品自 2 cm 土层起采集)各随机取 10 钻土样,以每 10 钻土样组成 1 个混合土样(各采样区正常草地、不同程度退化草地混合土样数均为 3 个)。

表 1 不同退化程度高寒草原地上生物量、地被物及土壤状况

Table 1 Aboveground biomass, surface cover and soil conditions in different degraded alpine grasslands

草地状态 ^① State of steppe	植被盖度 Plant cover degree	0 ~ 10 cm 土层地下生物量 ^② (g m ⁻²)	0 ~ 10 cm 土层状况 ^③	pH
正常草地 Normal steppe	植物生长正常,植被盖度 > 95% Normal plant growth, plant cover degree > 95%	1988.4	正常 No desertification	8.73
轻度退化草地 Light degraded steppe	下降 20% ~ 35%, 地被物明显减少 Decline in plant growth by 20% ~ 35%, obvious reduction of cover plants	2493.1	轻度沙化 Light desertification	8.33
中度退化草地 Meddle degraded steppe	下降 35% ~ 60%, 地被物显著下降 Decline in plant growth by 35% ~ 60%, significant reduction of cover plants	1356.5	中度沙化 Middle desertification	7.43
重度退化草地 Serious degraded steppe	下降 60% ~ 85%, 地表呈裸露状态 Decline in plant growth by 60% ~ 85%, bare soil dominant	217.3	严重沙化 Serious desertification	7.75

①下同 the same below; ②Root biomass of 0 ~ 10 cm soil layer; ③Soil condition in 0 ~ 10 cm layer

1.3 分析与统计方法

土壤团粒结构采用机械筛分法,其它土壤物理指标测定采用常规方法;土壤有机质、腐殖质分别采用重铬酸钾容量法-外加热法、焦磷酸钠提取-重铬酸钾法;全氮(N)、全磷(P₂O₅)、全钾(K₂O)测定分别采用半微量开氏法、NaOH 熔融-钼锑抗比色法和 NaOH 熔融-火焰光度法,土壤有效氮(N)、有效磷(P₂O₅)、有效钾(K₂O)测定分别采用碱解蒸馏法、0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃法和 2 mol·L⁻¹ HNO₃溶液浸提-火焰光度法;土壤 pH 值采用电位测定法;土壤微生物数量测定采用稀释倾注平板涂布法,土壤微生物量碳、氮测定采用氯仿熏蒸浸提法;土壤纤维素酶(Glucose μg g⁻¹ h⁻¹)、脲酶(NH₄⁺-N μg g⁻¹ h⁻¹)、碱性磷酸酶(p-Nitrophenol μg g⁻¹ h⁻¹)活性测定分别采用 3,5-二硝基水杨酸比色法、靛酚蓝比色法和磷酸苯二钠比色法。

相关分析、差异显著性测验分别采用 DPS 软件和 LSR 法。

2 结果与分析

2.1 高寒草原土壤物理性质的变化特征

土壤退化首先改变土壤的紧实度,并继而引发土壤水分等其它理化、生物性质的变化^[21]。作为土壤紧实度的敏感指标,土壤容重则是表征土壤质量的一个重要参数^[22,23]。表 2 可见,0 ~ 10、11 ~ 20 cm 土层容重值均随草地退化程度的提高而下降,但轻度退化草地与正常草地间无显著差异,这与草地退化对容重的影响仅

限于 0~10 cm 土层的有关研究不同^[22~24]。就非砂质土壤而言,一般在草地尚未达到较为明显的沙化状态前,随放牧强度和牲畜践踏作用的增加,土壤总孔隙(特别是大孔隙)减少,土壤容重增加,渗透阻力加大^[10,12,25]。因此,土壤容重大通常表明土壤存在着退化趋势,且容重值愈大,土壤退化愈为严重^[26,27]。但在有机质含量很低的砂质土壤中,土壤退化对土壤容重的影响则在总体上呈相反趋势^[11,14,28],这主要与土壤沙化加剧所导致的有机质、地下生物量的显著下降^[10,14]有关。本研究中,尽管轻度退化草地处于一定程度的沙化状态,但不同土层容重值仅略呈降低;随草地沙化程度的提高,土壤团粒和稳定性团聚体明显减少,土壤容重则随之显著下降^[10,11,14,28](表 2)。统计分析表明,0~10、11~20 cm 土层容重与有机质的相关系数(r)分别为 0.917 4**、0.942 7**,与草地土壤中两者间呈极显著负相关的有关研究结果完全不同^[17];同时,0~10 cm 土层地下生物量与土壤容重间亦呈极显著正相关($r=0.943\ 2^{**}$),土壤容重随地下生物量下降而减小的趋势极为明显。

退化草地 0~10 cm 土层容重值降幅明显高于其下层土壤(表 2),这与其它多数研究^[10,11,24]结果相一致。此外,正常草地与轻度、中度、严重退化草地 0~10 cm 土层容重值均低于其下层土壤,降幅分别为 4.7%、7.7%、15.1% 和 35.4%,且上、下层容重值差异随草地退化程度的加剧而明显扩大。

表 2 高寒草原土壤物理性质的变化特征

Table 2 Soil physical fertility evolution feature in different degraded alpine grasslands

草地状态	土壤团聚体 Waterstable aggregate						土壤容重 Bulk density		土壤孔隙度 Porosity		土壤含水量 Moisture content	
	0~10 cm 土层 0~10 cm layer						0~20 cm 土层 0~20 cm layer		0~20 cm 土层 0~20 cm layer		0~20 cm 土层 0~20 cm layer	
	(mm, %)						(g cm ⁻³)		(%)		(%)	
	5.0~3.0	3.0~2.0	2.0~1.0	1.0~0.5	0.5~0.25	<0.25	0~10	11~20	0~10	11~20	0~10	11~20
正常草地	1.3	5.8	13.2	20.9	18.3	40.5	1.26a*	1.32a	50.7c	46.1b	13.40a	14.83a
轻度退化草地	0.8	8.7	14.4	18.1	18.6	39.4	1.22a	1.31ab	54.9b	48.8b	9.92b	13.09a
中度退化草地	0	0	2.4	8.3	19.3	70.0	1.10b	1.27b	57.2b	51.4ab	4.84c	7.02b
重度退化草地	0	0	0.9	7.7	8.2	83.2	0.91c	1.23b	61.4a	54.3a	1.77d	2.13c

* 用 LSR 法计算处理间差异,同列不同字母表示差异显著性达 5% 水平;下同 The LSR method is used to test the significance; mean values followed the same letters in a column are not a significantly different at $p \leq 0.05$; the same below

0~10、11~20 cm 土层土壤孔隙度、土壤含水量随草地退化程度的提高而分呈不同程度的增、减趋势,但土壤含水量变幅远大于土壤孔隙度;同时,各类退化草地表层土壤孔隙度、土壤含水量增、减幅度均不同程度的高于其下层土壤(图 1)。土壤容重直接决定着土壤孔隙状况^[22,24],0~10、11~20 cm 土层容重与土壤孔隙度间均呈

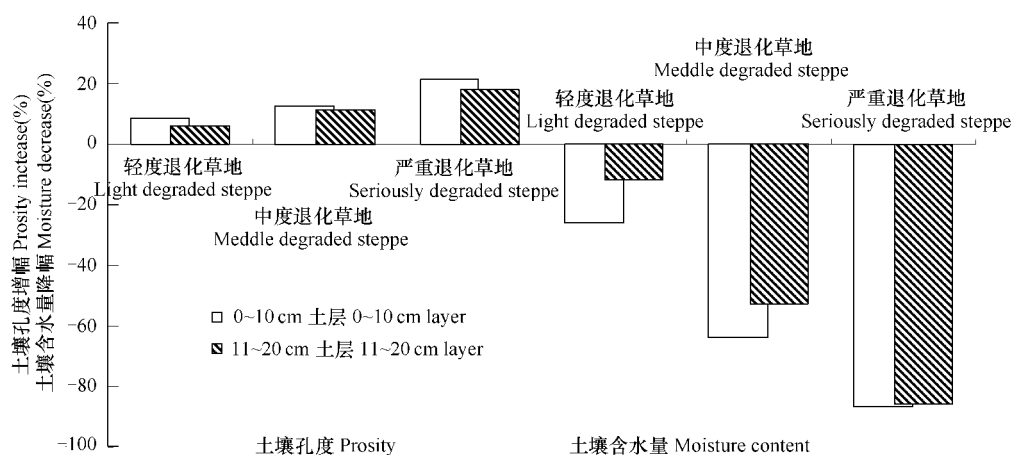


图 1 不同土层土壤孔隙度、土壤含水量增、减幅度

Fig. 1 Prosimy increase and moisture content decrease in degraded steppe

极显著负相关(r 值分别为 $-0.959\ 5^{**}$ 、 $-0.985\ 0^{**}$)。0~10、11~20 cm 土层容重与土壤含水量间则均呈极显著正相关(r 值分别为 $0.952\ 0^{**}$ 、 $0.999\ 2^{**}$)，可见，土壤退化在很大程度上取决于土壤水分条件，即随草地退化程度的提高，土壤含水量大幅度下降，牲畜“蹄耕”表土并导致土壤容重逐步下降的效应非常明显。

土壤团聚体是影响土壤通透性、抗蚀性和土壤肥力的重要指标^[29,30]。轻度退化草地 0~10 cm 土层中，>0.25 mm 的水稳性团粒无明显变化，中度、严重退化草地则分别下降 49.6% 和 71.8% (表 2)。研究表明，>0.25 mm 的土壤团粒与土壤容重、土壤含水量间均呈极显著正相关(r 值分别为 $0.949\ 9^{**}$ 、 $0.955\ 8^{**}$)，水稳性团粒对容重、土壤含水量的影响十分显著；土壤有机质对土壤团聚体的形成则具有关键作用，>0.25 mm 的土壤团粒与有机质间的极显著正相关($r = 0.976\ 4^{**}$)，即体现了有机质增加对土壤团聚体稳定性的影响。

土壤肥力水平不仅取决于不同粒径团聚体的作用，而且还与其组成、比例有关^[30]。表 2 可见，不同粒径团聚体的变化不尽一致，轻度、中度退化草地 0.25~0.5 mm 土壤团粒分别提高 1.6%、5.5%，严重退化草地则下降 55.2%；0.5~2.0 mm 土壤团粒于轻度、中度、严重退化草地则分别下降 4.7%、68.6% 和 74.8%。就对于旱、半干旱地区土壤具有重要作用的 0.5~3 mm 土壤团粒而言，轻度退化草地略呈提高(增幅为 3.3%)，中度、严重退化草地分别下降 73.2% 和 78.5%；2~3 mm、3~5 mm 土壤团粒则仅见于轻度退化草地，且增、减幅度较大，分别较正常草地增、减 50.0% 和 38.5%，2~3 mm 土壤团粒对轻度退化草地中水稳性团粒(>0.25 mm)的形成具有较大的贡献。可见，随草地退化的加剧，较大粒径土壤团聚体的崩解是导致 <0.25 mm 的土壤微团聚体数量上升，土壤结构性变差的一个重要原因。

2.2 高寒草原土壤化学性质的变化特征

2.2.1 土壤有机质、腐殖质

有机质是草地土壤质量演变的主要标志^[10]和土壤结构的关键影响因子^[31]。图 2 所示，轻度退化草地各土层有机质含量均呈提高，中度、严重退化草地则均显著降低。紫花针茅草原地下生物量占有很大比重，由于正常草地植被盖度大且草毡层保存完整，故土壤保水能力较强，土壤冻结期相对较长，从而强烈地抑制着微生物的生命活动，致使大量土壤有机残体难以分解、转化而逐渐积累，这是高寒草原土壤的一个突出特征。因此，轻度退化草地有机质含量的提高与其一定程度的土壤沙化过程有关。此条件下，土壤湿度和冻结程度的下降，使土壤通透性能得以明显改善，加之土壤微生物的能源物质(尚存的大量有机残体、新近产生的各类有机物质)充足，十分有利于微生物的繁殖和对土壤有机残体的转化(表 5~表 7)。这与根/冠比较大条件下，一定程度的草地退化使地下生物量、有机质亦有所增加^[10]，以及适度干旱可促进根系发育，增加地下/地上生物量比值的有关研究结果相吻合^[14]。而随草地退化的加剧，土壤环境不断恶化，能源物质渐趋匮乏，土壤微生物量和土壤酶活性等即呈显著降低(表 5~表 7)，土壤尚存有机残体的分解和转化即受到强烈抑制。图 2 可见，轻度退化草地有机质含量的土层差异有所扩大；由于草地沙化加剧对深层土壤的影响，中度、严重退化草地有机质的土层差异显著缩小，趋于相对均衡。同时，土壤腐殖质亦呈现出与有机质高度一致的变化特征，但各类退化草地腐殖质含量的土层差异较正常草地均呈不同程度的降低，且随草地退化程度的加剧而更趋均衡。

试验条件下，随草地退化程度的加剧，土壤腐殖质品质反呈明显改善。退化草地各土层腐殖质碳占土壤有机碳比重、HA-C 占腐殖质碳比重、HA/FA 基本呈高于正常草地的趋势，且随草地退化的加剧而呈明显提高(表 3)。各类退化草地不同土层腐殖质品质的变化则不尽一致，轻度、中度退化草地 0~10 cm 土层 HA/FA 比值均低于其下层土壤，仅严重退化草地呈相反趋势。土壤腐殖质组成上，轻度退化草地各土层以 HA-C 为主，中度、严重退化草地则均以 FA-C 为主。有机质含量与腐殖质品质关系密切，0~10、11~20 cm 土层有机质与 HA-C、FA-C 均呈不同程度的正相关，与 HA/FA 则分呈极显著、显著负相关。

2.2.2 土壤全量与有效养分

各类退化草地 0~20 cm 土层全氮、磷、钾变化具有很大差异，轻度退化草地均呈一定程度的提高，中度、严重退化草地则呈相反趋势(表 4)。剖面分布上，正常草地土壤全氮，以及退化草地全氮、磷、钾主要分布于

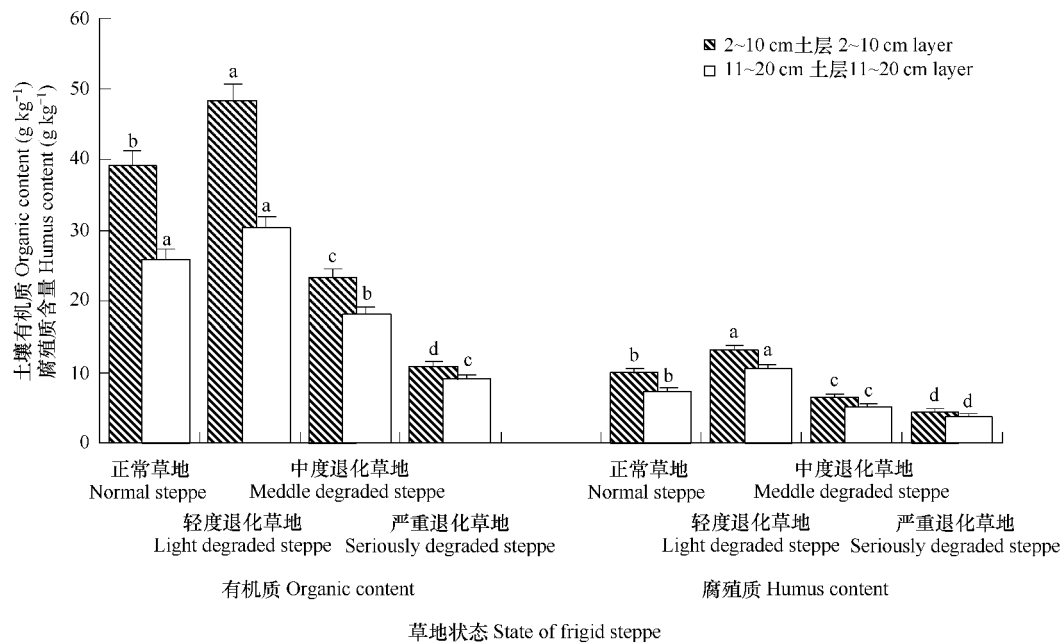


图2 不同退化程度高寒草原土壤有机质、腐殖质含量

Fig. 2 Change in organic content and humus content in degraded steppe

0~10 cm 土层;随草地退化的加剧,全氮量不同土层间的差异明显加大,但均低于正常草地,不同土层间的分布相对均衡;全磷、全钾土层间差异在中度、严重退化草地中则明显扩大,养分分布的空间格局较正常草地已发生明显改变。土壤有机质对土壤全量养分具有重要贡献,不同土层全氮、磷、钾与有机质均呈不同程度的正相关,但不同土层有机质与全钾的正相关则与此前西藏高原的有关研究完全不同^[32]。

表3 退化高寒草原土壤腐殖质组成

Table 3 Composition of humus in different degraded alpine grasslands

草地状态	土层 (cm) Soil layer	提取碳占 有机碳 ^①	胡敏酸碳 HA-C (g kg ⁻¹)	富里酸碳 FA-C (g kg ⁻¹)	HA/FA
正常草地	0 ~ 10	43.83	1.315	8.654	0.152
	11 ~ 20	48.29	1.001	6.290	0.159
轻度退化草地	0 ~ 10	46.76	2.198	10.918	0.201
	11 ~ 20	59.82	2.896	7.654	0.378
中度退化草地	0 ~ 10	48.34	1.562	5.007	0.312
	11 ~ 20	48.61	1.428	3.701	0.386
严重退化草地	0 ~ 10	70.83	1.658	2.797	0.593
	11 ~ 20	70.64	1.152	2.591	0.445

① Role of organic C (%)

0~20 cm 土层有效氮、磷、钾含量在总体上随草地退化的加剧而呈下降趋势(表4)。但轻度退化草地各土层有效氮均呈提高,并以11~20 cm 土层增幅较大,土壤通透性能一定程度的提高和相对干燥的土壤环境对土壤有机氮矿化的促进作用较为明显,中度,特别是严重退化草地则呈较大幅度下降,尤以11~20 cm 土层为甚,这在很大程度上反映了有机质显著降低对有效氮的不利影响。作为有机质的结构成分,土壤有效磷的变化则缺乏明显的规律性,严重退化草地各土层有效磷较正常草地均呈明显提高的现象尚待进一步研究证实。此外,以交换态钾为主体的土壤速效钾含量主要取决于阳离子交换量,尽管砂质土无机胶体含量低,但由于有机质对阳离子交换量的显著贡献,从而对交换态钾具有重要的固持能力^[33],这亦是不同土层有机质与速效钾呈不同程度正相关的关键因素。

表 4 退化高寒草原 0~20 cm 土层养分变化

Table 4 Profile distribution feature of soil nutrient in different degraded alpine grasslands

草地状态	全量养分 Total nutrient(g kg ⁻¹)						有效养分 Available nutrient(mg kg ⁻¹)					
	N		P ₂ O ₅		K ₂ O		N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
	0~10 cm	11~20 cm	0~10 cm	11~20 cm	0~10 cm	11~20 cm	0~10 cm	11~20 cm	0~10 cm	11~20 cm	0~10 cm	11~20 cm
正常草地	2.06	0.12	0.53	0.64	2.56	2.71	274.84	215.34	2.15	2.00	160.89	149.64
轻度退化草地	2.34	1.59	0.93	0.60	4.78	2.19	312.59	293.36	2.23	1.14	157.36	141.69
中度退化草地	0.64	0.36	0.48	0.43	2.90	2.57	184.95	149.60	1.29	1.31	136.93	166.04
重度退化草地	1.07	0.11	0.66	0.39	2.45	1.82	185.51	101.47	4.41	4.97	126.35	126.25

2.3 高寒草原土壤生物性质的变化特征

2.3.1 土壤微生物群落

微生物群落直接而敏感地反映着土壤的生物活性和土壤环境的质量变化^[34]。轻度退化草地细菌、放线菌,特别是真菌数量均呈显著增加,但真菌的绝对数量仍远低于土壤细菌;中度、严重退化草地中细菌,尤其是真菌数量显著下降,放线菌数量则均呈显著增加(表5)。这一结果与轻度退化草地真菌群属较多^[35],以及随草地退化加剧,好气性细菌、真菌、放线菌均呈不同程度减少的有关研究明显不同^[35]。仅就 B/F 值(细菌与真菌数量比值)而言,轻度退化草地显著降低,表明微生物群落结构趋于相对协调,除前已述及的原因外,可能还与有机质含量显著增加(图2)所导致的土壤温度一定幅度的上升有关^[36];中度、严重退化草地 B/F 值则远高于正常草地,微生物区系严重失衡。此外,正常与退化草地土壤细菌在微生物群落构成中均占绝对比重(表5),其与真菌、放线菌的数量差异不仅远高于一般土壤,且明显高于西藏高原农田土壤^[37]。

表 5 退化高寒草原 2~10 cm 土层土壤微生物区系构成

Table 5 Microflora of soil profile(2~10 cm horizon) in different degraded alpine grasslands

草地状态	细菌(×10 ⁹) Bacterium	真菌(×10 ⁴) Fungus	放线菌(×10 ⁶) Actinomyces	B/F
正常草地	3.09 b	4.12 b	0.72 d	7.5 × 10 ⁴
轻度退化草地	4.53 a	453.00 a	4.08 c	0.1 × 10 ⁴
中度退化草地	2.37 d	0.20 c	19.70 a	1.2 × 10 ⁶
严重退化草地	2.97 c	0.40 c	13.70 b	7.4 × 10 ⁵

2.3.2 土壤微生物生物量

微生物量表征着土壤的生物状态、能量循环和土壤养分的生物有效性^[38]。轻度退化草地土壤微生物量 C、N 均呈显著增加,中度、严重退化草地则均呈显著下降的趋势,但土壤环境变化对微生物量 C 的影响更为显著,其在不同程度退化草地中的增、减幅度均远高于微生物量 N(表6)。统计分析表明,草地土壤微生物量 C、N 间呈极显著正相关($r = 0.9781^{**}$, $r^2 = 0.9566$)。可见,高寒、干旱条件下土壤微生物量 C、N 所反映的土壤质量的变化特点是一致的,这与俞慎等^[38]的有关研究结果相同。

土壤微生物量碳氮比(B_C/B_N)、土壤全碳全氮比(T_C/T_N)反映着土壤微生物群落结构的变化和有机物质的矿化程度^[38]。本研究中, B_C/B_N 与 T_C/T_N 间的关系极为密切($r = 0.9370^{**}$, $r^2 = 0.8781$)。表6可见,轻度退化草地不仅有利于土壤微生物的活动,且显著促进了其对大量土壤有机残体(主要由 C/N 比大的针茅属植物有机残体构成)中所含生物有效性氮,特别是碳源的利用,有利于微生物量 C、N 的增加和 B_C/B_N 的提高。随草地退化的加剧,以及土壤残存有机物质和有机质的逐步矿化、分解,草地生物有效性碳源渐趋匮乏,加之土壤干旱程度不断加剧,严重限制了土壤微生物的活动,致使微生物量 C、N 均呈显著的下降趋势^[39]。轻度、中度退化草地微生物量 C、N 占土壤全 C、N 的比例(B_C/T_C 、 B_N/T_N)明显提高,这与草地退化导致 B_C/T_C 下降的有关研究结果明显不同;严重退化草地中, B_C/T_C 、 B_N/T_N 的变化则与其它多数研究一致,均呈明显下降,表

明微生物对草地退化的响应较土壤全碳更为敏感。

表 6 退化高寒草原 2~10 cm 土层微生物量碳、氮比

Table 6 Microbial biomass C/N in different degraded alpine grasslands(2~10 cm horizon)

草地状态	微生物量碳 ^① ($\mu\text{g g}^{-1}$)	微生物量氮 ^② ($\mu\text{g g}^{-1}$)	BC/BN BC/BN	TC/TN TC/TN	BC/TC(%) BC/TC	BN/TN(%) BN/TN
正常草地	311.06	39.88	7.8	11.04	1.37	1.94
轻度退化草地	677.20	63.29	10.7	11.99	2.41	2.70
中度退化草地	236.67	33.81	7.0	9.99	1.74	2.49
严重退化草地	41.04	8.55	4.8	5.88	0.65	0.80

①Microbial biomass C ②Microbial biomass N; 下同 the same below

2.3.3 土壤酶活性

总体而言,土壤酶活性表现出了与微生物量、微生物数量相似的变化趋势,仅中度退化草地有所不同。表 7 所示,轻度退化草地 3 种土壤酶活性均呈不同程度的提高,表明其土壤营养物质储量较为丰富,且土壤碳循环速率和有机物矿化速率相对较高^[40];中度退化草地中纤维素酶、碱性磷酸酶活性亦呈同一趋势,仅脲酶活性显著降低;严重退化草地 3 种土壤酶活性则均呈显著下降。此外,3 种土壤酶活性间的极显著或显著正相关,亦表明了高寒草原环境对其相对一致的影响,以及土壤有机物质的降解、氮素循环与有机磷转化之间的密切关系。可见,3 种酶类在促进草地土壤的酶促反应时既具有其自身的专一性,反映了土壤中与不同酶类相关的有机物质的转化进程;同时,这些酶类在促进酶促反应的过程中亦具有一定的共性,其总体活性的消长则在一定程度上表征了土壤肥力水平的高低。

表 7 退化高寒草原 2~10 cm 土层土壤酶活性

Table 7 Soil enzyme activity in different degraded alpine grasslands(2~10 cm horizon)

草地状态	纤维素酶 Cellulasease ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	脲酶 Urease ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
正常草地	8.54 b	15040 a	82.12 c
轻度退化草地	9.75 a	15630 a	213.6 a
中度退化草地	9.56 ab	6870 b	150.52 b
严重退化草地	4.38 c	680 c	26.82 d

2.4 高寒草原主要土壤肥力因子间的相互关系

土壤生物在土壤形成和演化过程中起着主导作用。土壤细菌、真菌与微生物量(C、N)、3 种土壤酶活性间均呈不同程度的正相关,但与 3 种土壤酶活性的相关性不甚显著;土壤放线菌与微生物量(C、N)、3 种土壤酶活性间则均呈不同程度的负相关。相对于微生物数量,微生物量 C、N 与 3 种土壤酶活性间的关系更为密切,这在很大程度上反映了微生物量对土壤酶活性的重要影响和贡献(表 8)。

微生物生物量、细菌和真菌数量、3 种土壤酶活性与土壤有机质、腐殖质的形成具有显著(极显著)的相互刺激机制(表 9)。一方面,土壤有机质、腐殖质含量的提高为土壤微生物提供了相对充足的能源物质,促进了土壤微生物的繁殖和代谢过程,从而使主要由土壤微生物分泌的土壤酶的数量和活性不断增加;另一方面,土壤酶活性的提高则进一步促进了土壤有机物质的分解、腐殖质的再合成和养分的释放。

表 8 土壤酶活性与微生物生物量间的相关性(r)

Table 8 Interrelation of soil enzyme activity and microbial biomass

项目 Item	微生物量碳	微生物量氮
纤维素分解酶 Cellulase	0.7496 *	0.8609 **
脲酶 Urease	0.8458 **	0.9061 **
碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase	0.8821 **	0.8941 **

表 9 土壤有机质、腐殖质与土壤微生物量、土壤酶活性的相关性(r)

Table 9 Interrelation of organic matter, humus content and microbial biomass, enzyme activity

项目 Item	细菌 ^①	真菌 ^②	放线菌 ^③	BC	BN	纤维素酶 ^④	脲酶 ^⑤	磷酸酶 ^⑥
有机质 Organic matter	0.7256 *	0.7216 *	-0.7532 *	0.9312 **	0.9583 **	0.7671 **	0.9808 **	0.7288 *
腐殖质 Humus	0.8125 **	0.8072 **	-0.7485 *	0.9619 **	0.9604 **	0.7148 *	0.9456 **	0.7480 *

①Bacterium ②Fungus ③Actinomyces ④Cellulase ⑤Urease ⑥Alkaline phosphatase; 下同 the same below

草地退化所导致的微生物群落、微生物量的不同响应,在很大程度上体现了土壤环境变化对土壤养分的重要影响。表 10 可见,土壤全氮、有效氮、有效钾随微生物量碳、氮的增加而均呈极显著提高,土壤有效磷则呈相反趋势。土壤酶催化土壤中的一切生物化学反应,直接参与了土壤营养元素的有效化过程^[40]。因此,土壤肥力(养分)水平在很大程度上受制于土壤酶的作用程度。3 种土壤酶活性与土壤全氮、有效氮、有效钾均呈不同程度的正相关,而碱性磷酸酶与土壤可给态磷间的负相关性则与有关研究结果一致^[40]。

表 10 土壤微生物量、土壤酶活性与土壤养分的相关性(r)

Table 10 Interrelation of microbial biomass (C, N), enzyme activity and soil nutrient

项目 Item	全氮 Total N	有效氮 Avail. N	有效磷 Avail. P	有效钾 Avail. K
微生物量碳	0.9090 **	0.8817 **	- 0.4946	0.7705 **
微生物量氮	0.9235 **	0.8578 **	- 0.6523 *	0.8331 **
微生物量碳/氮	0.9291 **	0.8847 **	- 0.5680	0.8162 **
纤维素酶	0.6852 *	0.5301 *	- 0.9465 **	0.6844 *
脲酶	0.9744 **	0.9144 **	- 0.6068 *	0.9880 **
碱性磷酸酶	0.6551 *	0.5642 *	- 0.7006 *	0.5091

3 结论

结果表明,藏北高原生态条件下草地退化对土壤物理、化学和生物学肥力具有相对一致的影响,土壤物理、化学和生物学肥力间彼此联系、相互作用,共同影响并决定着高寒草原土壤肥力的演化方向。其中,土壤结构、土壤水分、土壤容重等土壤物理因子的变化是高寒草原土壤退化发生、发展的重要前提,而土壤生物学因子的变化则对土壤肥力的演化起着主导作用,其相互作用机制对土壤有机物质的转化过程、转化效率和土壤肥力的演化方向等具有显著影响。

本研究中,不同程度退化草地间,尽管土壤物理、化学和生物学肥力随草地退化程度的加剧而呈明显的下降趋势,但草地轻度退化阶段的土壤肥力特征则在总体上高于正常草地,似乎与一般生态演替规律相反。究其原因,则首先在于一定程度的沙化所引起的土壤冻结程度的降低。而随着土壤微生物生存环境的改善,土壤中的大量有机残体得以转化,从而使土壤肥力在这一阶段内有所提高。特别指出的是,此阶段植物地下生物量的大幅增加,不能弥补因地表植被盖度下降所产生的不利影响。大量研究表明,在藏北高原这种极为脆弱的极端环境中,草地土壤一旦沙化,原生植被的自然恢复将极为困难甚至不可恢复,其它植物亦难以自然定植。因此,在日趋严重的过牧、风蚀等因素的综合影响下,草地沙漠化的进一步发生、发展将不可避免。

而随草地退化的加剧,土壤沙化程度明显提高,土壤含水量急剧下降,适于微生物生存的土壤环境严重恶化,土壤微生物量、土壤酶活性等显著降低,土壤有机残体的转化即受到强烈影响,并最终导致土壤物理、化学和生物学肥力的显著退化。

References:

- [1] Land Administrative Office of Tibet. Tibet Grassland Resource. Beijing: Science Press, 1994. 143 — 157.
- [2] Li M S. Countermeasures for environmental protection in the Qinghai-Tibet Plateau. Resources Science, 2000, 22(4): 78 — 82.
- [3] Zhang J G, Liu S Z, Li H X, *et al.* Analysis on the retrogression of the pasture in Naqu prefecture, Tibetan autonomous region. Resources Survey and Environment, 2004, 25(2): 116 — 121.
- [4] Zhong X H. Pay close attention to an issue at home and abroad academic circles all along: research of the Qinghai-Tibet Plateau. Journal of Mountain

- Science, 2005, 23(3): 257—259.
- [5] Li S L, Chen Y J, Guan S Y, *et al.* Relations between soil degradation and rangeland degradation. *Journal of Arid land Resources and Environment*, 2002, 16(1): 92—95.
- [6] Sun B, Zhang T L, Zhao Q G. Fertility Evolution of Red Soil Derived from Quaternary Red Clay in Low-hilly Region in Middle Subtropics II. Evolution of Soil Chemical and Biological Fertilities. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(2): 203—217.
- [7] Li X Z, Qu Q H. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in Mongolian grassland. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(1): 97—104.
- [8] Su Y Z, Zhao H L, Zhang T H, *et al.* Characteristics of sandy grassland soil under post-grazing natural restoration in horqin sandy land. *Journal of Desert Research*, 2002, 22(4): 333—338.
- [9] Hou F J, Nan Z B, Xiao J Y, *et al.* Characteristics of vegetation, soil, and their coupling of degraded grasslands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(8): 915—922.
- [10] Gao Y Z, Han X G, Wang S P. The effects of grazing on grassland soils. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(4): 790—797.
- [11] Jia S H, Wang C Z, Sun Z T, *et al.* Study on grassland dark sandy chestnut compaction by grazing intensity and grazing season. *Acta Agrestia Sinica*, 1999, 7(3): 217—221.
- [12] Zhou H K, Zhao X Q, Zhou L, *et al.* A study on correlations between vegetation degradation and soil degradation in the 'Alpine Meadow' of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Prataculturas Sinica*, 2005, 14(3): 31—40.
- [13] Wang M, Li Y, Huang R Q, *et al.* The effects of climate warming on the alpine vegetation of the Qinghai-Tibetan Plateau hinterland. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(6): 1275—1281.
- [14] Yan Y, Zhang J G, Zhang J H, *et al.* The belowground biomass in alpine grassland in Nakchu prefecture of Tibet. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(11): 2818—2823.
- [15] Xu L L, Zhang X Z, Shi P L, *et al.* Net ecosystem carbon dioxide exchange of alpine meadow in the Tibetan Plateau from august to October. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(8): 1948—1952.
- [16] Zhang J X, Cao G M, Zhou D W, *et al.* The carbon storage and carbon cycle among the atmosphere, soil, vegetation and animal in the *Kobresia humilis* alpine meadow ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(4): 628—634.
- [17] Zhan Z Y, Li X G, Zhang D G, *et al.* Effects of land use on organic C concentration and structural properties in alpine grassland soil. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(5): 777—782.
- [18] Karlen D L, Mausbach M J, Doran J W, *et al.* Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *J Soil Sci Soc Amer*, 1997, 61: 4—10.
- [19] Zheng Z P, Liu Z X. Soil quality and its evaluation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1): 131—134.
- [20] Zhang J T. *Applied ecology*. Beijing: Science Press, 2003. 173—174.
- [21] Kainer K A, Duryea M L, Costa de Macedo N, *et al.* Brazil nut seedling establishment and autecology in extractive reserves of Acre, Brazil. *Ecol. Appl.*, 1998, 8(2): 3971—410.
- [22] Jia S H, Cue X M, Li S L, *et al.* Changes of soil physical attributes along grazing gradient. In: Inner Mongolia Ecosystem Research Station, eds. *Research on Grassland Ecosystem No. 5*. Beijing: Science Press, 1996. 12—16.
- [23] Acosta-Martinez V, Reicher Z, Bischoff M, *et al.* The roal of tree leaf mulch and nitrogen fertilizer on turfgrass soil quality. *Biol Fort Soils*, 1999, 29: 55—61.
- [24] María B V, Nilda M A, Norman P. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern Caldenal area of Argentina. *Soil Science*, 2001, 166(7): 441—452.
- [25] Melinda A W, Trlica M J, Frasier G W, *et al.* Seasonal grazing affects soil physical properties of a montane riparian community. *J. Range Manage.*, 2002, 55: 49—56.
- [26] Herandez T, Garcia C, Reinhardt I. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of *Mediterranean pine* forest soil. *Biol Forest Soils*, 1997, 25: 109—116.
- [27] Lowery B, Swan J. Physical properties of selected soils by erosion class. *Soil Water Conserve*, 1995, 50: 306—311.
- [28] Franzluebbers A J, Wright S F, Stuedemann J A. Soil aggregation and glomalin under pastures in the Southern Piedmont USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2000, 64: 1018—1026.
- [29] Acosta-Martinez V, Reicher Z, Bischoff M, *et al.* The roal of tree leaf mulch and nitrogen fertility on turfgrass soil quality. *Biol Fort Soils*, 1999, 29: 55—61.
- [30] Whalley W R, Dumitru E, Dexter A R. Biological effects of soil compaction. *Soil Till Res*, 1995, 35(2): 53—68.
- [31] Cihacek L J, Swan J B. Effects of erosion on soil chemical properties in the nerth central region of the Unital States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1994, 40(3): 259—265.

- [32] Land Administrative Office of Tibrt. Tibet Soil Resource. Beijing: Science Press, 1994. 495—514.
- [33] Lu R K. Principle and Apply Fertilizer of Soil-Plant Nutrition. Beijing: Chemical Industry Press, 1998. 120—165.
- [34] Ren T Z, Stefano Grego. Soil bioindicators in sustainable agriculture. *Scientia Agriculture Sinica*, 2000, 33(1): 1—9.
- [35] Liu L P, Liao Y N. Biological characteristics and biodiversity of the soil microorganisms in *Leymus chinensis* steppe and *Stipe grandis* steppe under different grazing intensities. In: Inner Mongolia Ecosystem Research Station, ed. Research on Grassland Ecosystem No. 5. Beijing: Science Press, 1996. 70—79.
- [36] Li S Q, Ren S J, Li S X. Seasonal change of soil microbial biomass and the relationship between soil microbial biomass and soil moisture and temperature. *Plant Nutrition and Fertility Science*, 2004, 10(1): 18—23.
- [37] Cai X B, Qian C, Peng Y L, *et al.* Fertility and restoration of degraded soil in central Tibet. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(4): 603—611.
- [38] Yu S, Li Y, Wang J H, *et al.* 1999. Study on soil microbial biomass as a bio-indicator of soil quality in the red earth ecosystem. *Acta Pedologica Sinica*, 36(3): 413—422.
- [39] Bottner P. Response of microbial biomass to alternate moist and dry condition in a soil incubated with ^{14}C and ^{14}N -Labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.*, 1985, 17: 329—337.
- [40] Chen W X. Soil and Enviromental Microecology. Beijing: Beijing Agricultural University Press, 1990. 19—35, 73—194.

参考文献:

- [1] 西藏自治区土地管理局. 西藏自治区草地资源. 北京: 科学出版社, 1994. 143~157.
- [2] 李明森. 青藏高原环境保护对策. *资源科学*, 2000, 22(4): 78~82.
- [3] 张建国, 刘淑珍, 李辉霞, 等. 西藏那曲地区草地退化驱动力分析. *资源调查与环境*, 2004, 25(2): 116~121.
- [4] 钟祥浩. 国内外学术界一直关注的问题: 青藏高原研究. *山地学报*, 2005, 23(3): 257~259.
- [5] 李绍良, 陈有君, 关世英, 等. 土壤退化与草地退化关系的研究. *干旱区资源与环境*, 2002, 16(1): 92~95.
- [6] 孙波, 张桃林, 赵其国. 我国中亚热带缓丘区红粘土土壤肥力的演化 II. 化学和生物学肥力的演化. *土壤学报*, 1999, 36(2): 203~217.
- [7] 李香真, 曲秋皓. 蒙古高原草原土壤微生物量碳氮特征. *土壤学报*, 2002, 39(1): 97~104.
- [8] 苏永忠, 赵哈林, 张铜会, 等. 不同强度放牧后自然恢复的沙质草地土壤性状特征. *中国沙漠*, 2002, 22(4): 333~338.
- [9] 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. *应用生态学报*, 2002, 13(8): 915~922.
- [10] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响. *生态学报*, 2004, 24(4): 790~797.
- [11] 贾树海, 王春枝, 孙振涛, 等. 放牧强度和时期对内蒙古草原土壤压实效应的研究. *草地学报*, 1999, 7(3): 217~221.
- [12] 周华昆, 赵新全, 周立, 等. 青藏高原高寒草甸的植被退化与土壤退化特征研究. *草业学报*, 2005, 14(3): 31~40.
- [13] 王谋, 李勇, 黄润秋, 等. 气候变化对青藏高原腹地高寒植被的影响. *生态学报*, 2005, 25(6): 1275~1281.
- [14] 鄢燕, 张建国, 张锦华, 等. 西藏那曲地区高寒草地地下生物量. *生态学报*, 2005, 25(11): 2818~2823.
- [15] 徐玲玲, 张宪洲, 石培礼, 等. 青藏高原高寒草甸生态系统净二氧化碳交换量特征. *生态学报*, 2005, 25(8): 1948~1952.
- [16] 张金霞, 曹广民, 周党卫, 等. 高寒矮嵩草草甸大气-土壤-植被-动物系统碳素储量及碳素循环. *生态学报*, 2003, 23(4): 628~634.
- [17] 展争艳, 李晓刚, 张德罡, 等. 利用方式对高寒牧区土壤有机碳含量及土壤结构性质的影响. *土壤学报*, 2005, 42(5): 777~782.
- [19] 郑昭佩, 刘作新. 土壤质量及其评价. *应用生态学报*, 2003, 14(1): 131~134.
- [20] 张金屯. *应用生态学*. 北京: 科学出版社, 2003. 173~174.
- [22] 贾树海, 崔学明, 李绍良, 等. 牧压梯度上土壤物理性质的变化. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1996. 12~16.
- [32] 西藏自治区土地管理局. 西藏自治区土壤资源. 北京: 科学出版社, 1994. 495~514.
- [33] 鲁如坤. 土壤-植物营养学原理和施肥. 北京: 化学工业出版社, 1998. 120~165.
- [34] 任天志, Stefano Grego. 持续农业中的土壤生物指标. *中国农业科学*, 2000, 33(1): 1~9.
- [35] 柳丽萍, 廖仰南. 羊草和大针茅草原不同牧压下的土壤微生物特性及其多样性. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站编. 草原生态系统研究(第五集). 北京: 1996. 70~79.
- [36] 李世清, 任书杰, 李生秀. 土壤微生物体氮的季节变化及其与土壤水分和温度的关系. *植物营养与肥料学报*, 2004, 10(1): 18~23.
- [37] 蔡晓布, 钱成, 彭岳林, 等. 西藏中部退化农田土壤肥力的变化特征及其重建. *土壤学报*, 2004, 41(4): 603~611.
- [38] 俞慎, 李勇, 王俊华, 等. 土壤微生物生物量作为红壤质量生物指标的探讨. *土壤学报*, 1999, 36(3): 413~422.
- [40] 陈文新. 土壤和环境微生物学. 北京: 北京农业大学出版社, 1990. 19~35, 73~194.