

DOI: 10.11686/cyxb20150104

<http://cyxb.lzu.edu.cn>

毛绍娟, 吴启华, 祝景彬, 李红琴, 张法伟, 李英年. 藏北高寒草原群落维持性能对封育年限的响应. 草业学报, 2015, 24(1): 21-30.

Mao S J, Wu Q H, Zhu J B, Li H Q, Zhang F W, Li Y N. Response of the maintain performance in alpine grassland to enclosure on the Northern Tibetan Plateau. Acta Prataculturae Sinica, 2015, 24(1): 21-30.

藏北高寒草原群落维持性能对封育年限的响应

毛绍娟^{1,3}, 吴启华^{1,3}, 祝景彬^{1,3}, 李红琴^{1,2}, 张法伟^{1,2}, 李英年^{1,2}

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

摘要: 针对近年来退化高寒草原的恢复和合理利用的问题, 对自然放牧、封育 3 年和 7 年的藏北申扎高寒草原设置样地, 采用群落调查、收割法收集地上生物量, 根钻法收集地下生物量等, 比较分析不同封育年限下草地群落各生态指标。结果表明, 高寒草原围栏封育后, 随自然放牧到 3 年禁牧再到 7 年禁牧, 植被高度持续增加, 地上地下生物量、总盖度、物种多样性维持性能增加再降低, Pielou 均匀度指数在自然放牧草地最大。随封育年限延长, 禾草类及莎草类植物功能群生物量及重要值显著增加, 杂草类功能群生物量及重要值显著降低, 说明封育措施有利于群落的正向演替。但通过对群落总盖度、地上生物量及群落种类组成与封育年限间关系进行统计分析表明, 藏北高寒草原封育达 3 到 5 年后以 1.23 只羊单位/hm² 的放牧强度放牧为佳。

关键词: 藏北高寒草原; 群落维持性能; 封育年限; 响应

* Response of the maintain performance in alpine grassland to enclosure on the Northern Tibetan Plateau

MAO Shaojuan^{1,3}, WU Qihua^{1,3}, ZHU Jingbin^{1,3}, LI Hongqin^{1,2}, ZHANG Fawei^{1,2}, LI Yingnian^{1,2*}

1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; 2. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: In order to improve the management of degraded grasslands, the characteristics of the plant communities (structure and biomass) were investigated under three grazing treatments; unrestricted grazing, 3-year enclosure and 7-year enclosure in Shenzha, Northern Tibet. The result showed that, after enclosure, vegetation height gradually increased as the duration of enclosure increased. Above-ground and below-ground biomass, vegetation coverage and community species diversity were highest in the 3-year enclosure treatment, and Pielou evenness index was the largest in the natural-grazing. Biomass and the important value of grass and sedge functional groups increased with extended enclosure time, while values for the forbs functional groups decreased significantly, indicating that enclosure promoted plant community succession. Analyzing the relationship among plant coverage, above-ground biomass, community composition and enclosure time suggested that three-five years of enclosure at a stocking rate of 1.23 sheep/ha is appropriate for the degraded alpine grasslands in this region.

Key words: Northern Tibet Plateau; community maintain performance; years of enclosure; response

收稿日期: 2013-12-18; 改回日期: 2014-02-25

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(B类)项目(XDB03030502)资助。

作者简介: 毛绍娟(1989-), 女, 青海西宁人, 在读硕士。E-mail: sailshell@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ynli@nwipb.cas.cn

青藏高原生态系统中 89.6% 服务价值来自于高寒草地生态系统,在青藏高原 17 种草地类型中藏北草地具有重要的调节和控制作用^[1]。藏北草地是西藏地区自然生态系统的主体之一,是青藏高原腹地分布最广泛、生物区系最为独特的生态系统,其天然草地面积达 $5569 \times 10^4 \text{ hm}^2$,占西藏总草地面积的 67.9%,对国家生态屏障安全、区域畜牧业经济发展和藏区社会稳定具有重要的作用^[2]。近年来,全球变暖、人类活动日益增强,人们片面追求草地的畜牧生产和经济效益,忽视经济发展与藏北草原生态系统的生态功能和生活功能的协调关系,造成草地严重退化,杂毒草滋生、水土流失、水涵养功能衰减^[3]。加之该地区海拔高、干燥寒冷等使藏北草地生态系统更具有易破坏难恢复的特点^[4]。进入 21 世纪以来,国家为改善西部地区生态环境,投入大量资金开展生态治理、生态屏障建设。经过几年的治理和建设,生态系统退化趋势得到初步遏制,重点生态建设工程区生态状况好转。在进行生态治理措施过程中,围栏封育被认作是一种简单易行的重要生态治理措施之一。

围栏封育可以降低人为干扰或完全排除牲畜对草地生态系统的影响,使草地生态系统在自身的弹性下得以恢复重建。李媛媛等^[5]在退化高寒草地的研究表明,围栏封育可以改变草地植物群落的光合效率和叶面积指数,有利于退化草地植物生物量和植被的恢复。刘雪明和聂学敏^[6]通过对高寒草地围栏内外植被的调查发现,围栏封育措施使高寒草地植被的盖度、高度、生物量,禾草、莎草等可食牧草比例均明显增加。苗福泓等^[7]对青藏高原东北边缘地区高寒草甸封育响应的研究表明,持续围栏封育下高寒草甸群落丰富度指数随封育年限延长表现为先下降后增加再显著下降,且得到 4 年为较佳封育年限的结果。但这些研究多在高寒草甸植被群落分布地区,涉及高寒草原植被类型的较不多见,同时不同地区环境、气候及其植被群落结构有很大差异,对恢复措施和封育年限将有不同的反应。为更好地了解藏北高寒草原在生态治理工程下封育对植物群落维持性能的影响,本研究选择藏北申扎地区以紫花针茅(*Stipa purpurea*)为优势种的高寒草原,在监测不同封育年限梯度下植物群落相关生态参数的基础上,分析了 3 个封育年限序列上高寒草原的生物量、群落结构、种类组成、多样性变化特征及其对封育年限维持性能的反应,以期在植被恢复过程中最佳封育年限的确定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地区概况

本研究在西藏北部地区的申扎县开展。申扎县地处西藏中部、冈底斯山和藏北第二大湖色林错之间,其南部和北部平均海拔在 4800 m 以上,中部偏低,平均海拔 4700 m 左右,高寒草原占主要部分。由于地处羌塘高原腹地,位于高原亚寒带半干旱季风气候区,年平均气温为 $-4 \sim 4^\circ\text{C}$, $\geq 0^\circ\text{C}$ 年积温为 $846.1 \sim 1514^\circ\text{C}$,年降水量为 $150 \sim 695.5 \text{ mm}$,这里气候寒冷干燥,气温低、多风^[8]。实验区所在的申扎县北部 5~7 km 处的高寒草原植被类型区,最暖的 7 月平均气温约 9.8°C ,最冷的 1 月平均气温约 -9.5°C ,年平均气温为 -0.0°C ,年降水量约 304 mm,日平均气温 $\geq 0^\circ\text{C}$ 、 $\geq 5^\circ\text{C}$ 的积温(accumulated temperature)分别为 1224 和 450°C ^[9]。无霜期极短,每年仅维持 10~20 d。土壤类型为高山草原土(the high steppe soil),植被生长期约在 4 月下旬到 9 月中旬。

1.2 实验样地

本实验地地形开阔平坦,中心点地理坐标约 $30^\circ 74' \text{ N}$, $88^\circ 57' \text{ E}$,海拔 4637 m。植被以紫花针茅为建群种,紫花针茅具有营养成分含量高,耐寒、耐旱的特征。常见伴生种有早熟禾(*Poa annua*)、青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、小花棘豆(*Oxytropis glabra*)、矮火绒草(*Leontopodium nanum*)、狼毒(*Stellera chamaejasme*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)等。实验样地分别选取了自 2005 年用围栏封育的 7 年封育草地、2009 年封育的 3 年封育草地和目前仍进行的自然放牧草地,相互间距离在 1000 m 以内。

1.3 实验数据调查

调查于 2013 年 8 月下旬进行,不同封育年限草地尽量在同一水平面各选取一个样地,在每个样地中心区设置 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 的观测区,分别在观测区中心点及 4 角各设置一个 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ 观测样点(方),即每个样地设置 5 个样方的重复。每个样方内首先观测群落平均高度、总盖度,样方内所有物种的分种盖度、分种平均高度;然后收集样方内枯落物量装袋,再分单种用剪刀齐地面剪取植物绿色地上部分分别装入纸袋,最后用手刮方式收集由多年枯落物形成覆盖在地表的未分解或半分解的半腐殖质物装袋;地下生物量仅观测了群落总量。是在收集群落

地上生物量的样方内用直径 8 cm 的根钻分 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 层次打钻取出地下土柱(每个样方内 3 个重复)装自封袋,带回实验室后将地下土柱过筛、用 0.5 mm 孔径的尼龙网袋河边清洗、分拣沙粒、稍凉至不滴水等程序得到地下根系后装入纸袋,同时对半腐殖质也用 0.5 mm 孔径的尼龙网袋在河边稍作清洗。所有观测生物量的样品一并置入 85℃ 恒温烘干箱内烘至恒重后称重。

在上述进行样地调查的同时,用时域反射计(time domain reflectometry, TDR)测定土壤 0~12 cm 平均土壤湿度(体积含水率, cm^3/cm^3)。在每个样方附近区域挖掘土壤剖面,采用内径 5 cm 环刀收集自地表至深层按 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 分层环刀和土壤样品,取样后将环刀迅速封盖,并密封在自封塑料袋中,带回实验室分析土壤自然含水率、田间持水量、毛管含水量等持水特征值^[10]。

1.4 数据处理与分析

物种多样性指数(species diversity index)、均匀度(evenness)和优势度等指标采用下式计算^[11]。

重要值(IV): $IV = (\text{相对盖度} + \text{相对高度} + \text{相对生物量}) / 3$

Shannon-Wiener 群落多样性指数(H'): $H' = -\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$

Pielou 均匀度指数(J): $J = \frac{-\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i}{\ln S}$

Simpson 多样性指数(D): $D = 1 - \sum_{i=1}^s P_i^2$

Simpson 优势度指数(C): $C = \sum_{i=1}^s P_i^2$

式中, P_i 为种 i 的相对重要值; S 为种 i 所在样方的物种总数。

使用 Excel 2003 和 Access 2003 对原始数据进行整理和相关指数计算。采用统计软件 SPSS 19.0 用单因素方差分析(ANOVA)和最小显著差法(LSD)对不同封育年限下生物群落各指标间进行比较和差异显著性检验($P < 0.05$)。最后通过建立群落总盖度、生物量及物种种类组成与封育年限的一元二次方程求导,综合考虑得到本实验草地的最佳封育年限。

2 结果与分析

2.1 封育年限梯度下高寒草原群落维持特征

2.1.1 总盖度、平均高度 图 1 给出了藏北高寒草原自然放牧条件(围封 0 年)和不同封育年限下植被总盖度及平均高度。由图 1 可知,从自然放牧到 3 年短期封育和 7 年长期封育措施下植被平均高度随封育年限延长呈增加趋势,分别为 3.34、3.55 和 4.39 cm。但通过 ANOVA 及 LSD 分析检验表明,差异不显著($P > 0.05$)。植被总盖度则呈先增加后降低的趋势,总盖度在自然放牧、封育 3 年和 7 年时分别为 54.00%、66.20% 和 48.40%,表现出封育 3 年最高,封育 7 年后下降明显,自然放牧状况居中。通过方差检验发现,自然放牧、封育 7 年后植被总盖度与封育 3 年的总盖度存在显著性差异($P < 0.05$)。

2.1.2 地上、地下生物量 自然放牧、3 年和 7 年封育措施下,高寒草原植被群落从自然放牧开始随封育年限延长,植被群落地上生物量呈现出增加再降低的趋势(图 2),依次为 40.05、84.87 和 80.08 g/m^2 。通过方差分析检验,自然放牧与封育 3 年和 7 年均存在显著差异($P < 0.05$),而封育 3 年与 7 年间差异不显著($P > 0.05$)。

随封育年限延长,0~40 cm 土层地下生物量随自然放牧、封育 3 年和 7 年同样表现出相同的变化趋势,依次为 600.16、795.07 和 507.32 g/m^2 。通过方差分析检验,自然放牧和 3 年短期封育的地下生物量与 7 年长期封育地下生物量呈显著差异($P < 0.05$),自然封育与短期封育间差异不显著($P > 0.05$)。

统计地下生物量与地上生物量的根冠比发现,自然放牧、封育 3 年和 7 年根冠比分别为 14.98、9.37 和 6.34。表现出随封育年限延长根冠比显著下降。根冠比的这种关系表明,自然放牧条件下,植被的地上生物量不仅受家畜啃食,而且植被受反复啃食使植物受啃食刺激影响“伤口”得不到及时恢复而导致大部分光合能量贮存于地下,

同时,在自然放牧状况下,植物杂草类比例高,而杂草类植物根茎往往比禾草类植物高,进而导致自然放牧条件下具有较高的根冠比。封育后,不仅杂草类所占比例下降,而且地上生物量又不受外界干扰影响,表现出相对较低的根冠比,这种较低的比例随封育时间延长越明显。

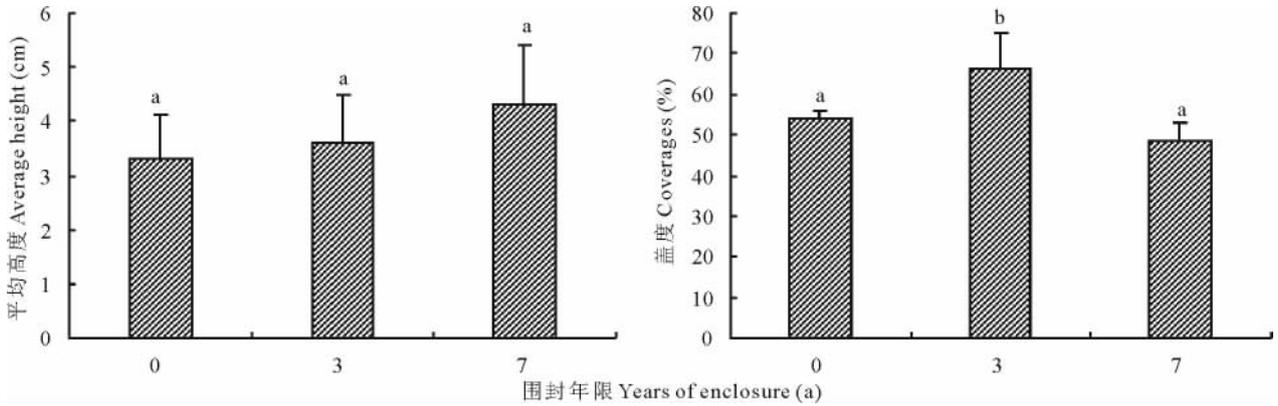


图 1 自然放牧和不同封育年限下植被平均高度和总盖度分布状况

Fig. 1 Average heights and vegetation coverage in grazing land and different year's enclosure plots

不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$), 不同。Different letters mean significant difference at $P < 0.05$, the same below.

2.1.3 枯落物量及半腐殖质量 图 3 给出了申扎高寒草原自然放牧及封育 3 年和 7 年后的枯落物量及半腐殖质量。由图 3a 看到,自然放牧下因放牧家畜的觅食及践踏造成了较高的枯落物量,达 5.04 g/m^2 ;而封育 3 年和 7 年虽然没有受放牧干扰的影响,当年枯落物量较低,但上年度及之前的立枯因气候干燥、温度低、分解缓慢而保持在地表,这些立枯在暖季到来后因温度升高、相对冬季较高的降水和土壤湿度影响,基部腐烂倒伏明显,加大了枯落物量,分别为 6.86 和 7.82 g/m^2 。枯落物量表现出封育 7 年 > 封育 3 年 > 自然放牧,前者比后二者分别高出 26.52% 和 12.35% ,但相互间差异性不显著 ($P > 0.05$)。

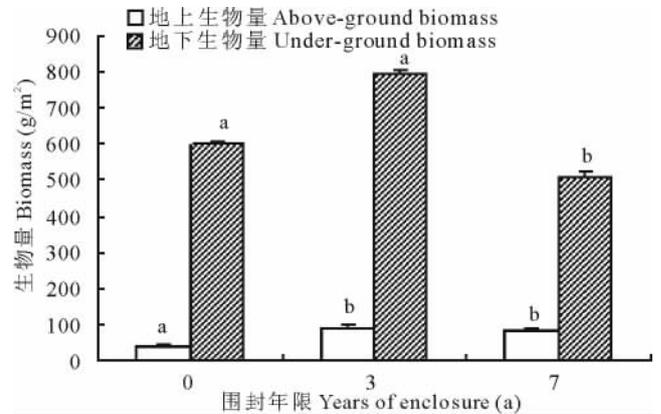


图 2 自然放牧与不同封育年限下植被生物量分布

Fig. 2 Distribution of biomass in grazing land and different year's enclosure plots

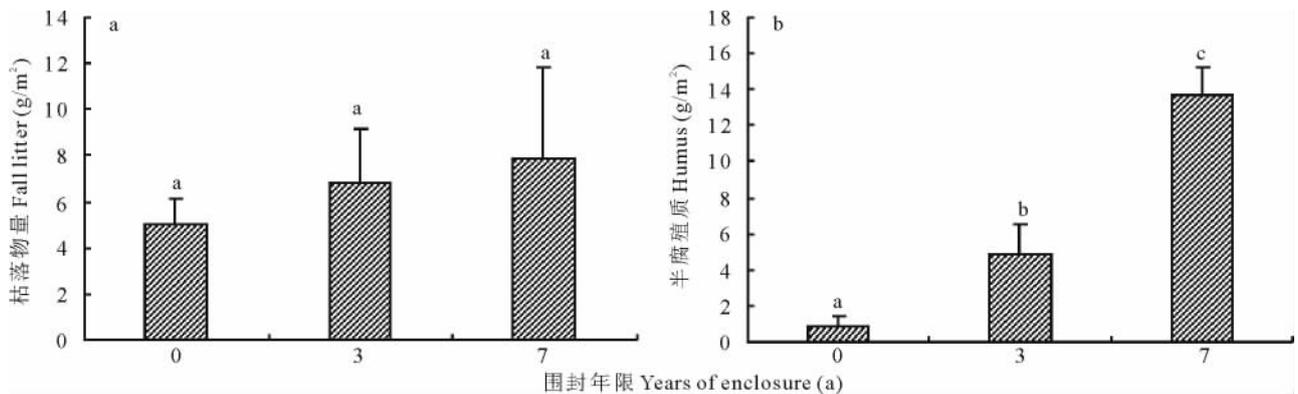


图 3 自然放牧与不同封育年限下枯落物量(a)及半腐殖质量(b)分布

Fig. 3 Distribution of fall litter (a) and humus (b) in grazing land and different year's enclosure plots

半腐殖质量的形成对生态系统具有保持土壤表层免受水、风侵蚀及提高土壤水分等功能,是由多年枯落物转变成的碎屑物以及未分解的家畜粪便组成。由图 3b 可知,随封育年限的延长,半腐殖质量逐渐提高,调查期的 8 月,自然放牧地的半腐殖质量很低,封育年限的延长半腐殖质量提高明显,分别为 0.93,4.91 和 13.70 g/m²,相互间差异显著($P<0.05$)。枯落物及半腐殖质的积累可增加对土壤碳的输入,对土壤固碳能力提高有利,而从多样性和物种分布来看,较高枯落物量及半腐殖质量会抑制植物的再生长及幼苗的生长发育^[12],甚至牺牲了物种多样性的提高。

2.1.4 群落种类组成 调查植物群落种类组成发现(表 1),自然放牧条件下的高寒草原植物群落种有 12 种,分属 10 科,其中莎草科、禾本科均为 2 种,蔷薇科、龙胆科、石竹科、瑞香科、菊科、毛茛科、豆科、玄参科均为 1 种。封育 3 年后植物群落由 18 种植物组成,分属 10 科,其中禾本科、豆科、玄参科均为 3 种,毛茛科、莎草科均为 2 种,石竹科、瑞香科、菊科、龙胆科、蔷薇科均为 1 种。封育 7 年后高寒草原群落植物种类组成有所下降,由 12 种植物组成,分属 9 科,其中莎草科、禾本科、豆科均为 2 种,石竹科、龙胆科、玄参科、瑞香科、菊科、蔷薇科均为 1 种。

从重要值分布看到(表 1),不同封育年限及自然放牧状态下草地群落的优势植物及物种组成存在明显的差异。自然放牧下重要值依次为矮火绒草、狼毒、紫花针茅、黑褐苔草、早熟禾、急弯棘豆;封育 3 年后重要值依次为紫花针茅、早熟禾、矮火绒草、青藏苔草、狼毒、黑褐苔草、二裂委陵菜、西藏血灵芝,与自然放牧相比下降明显,发现封育 3 年后物种显著增加,比自然放牧增加了 6 种左右。封育 7 年后紫花针茅、早熟禾重要值占据很高的比例,其次是苔草、狼毒等,矮火绒草下降明显,像急弯棘豆、肉果草等叶片稍大的植物种甚至消失。

封育可影响到植物种重要值的变化,有些物种重要值增加明显,有些物种重要值急剧下降,有些物种增加,有些反而消失。这种变化与植物的生理生态特征的适应性有关。如矮火绒草较多时一般表征了植被处在退化状态,由表 1 看到,随封育年限的延长其重要值下降明显,在自然放牧状况下重要值高达 21.60,封育 3 年和 7 年后分别下降到 7.75 和 5.55。再如,以紫花针茅和早熟禾为代表的禾草类,在自然放牧状况下重要值分别为 13.95 和 10.02,到封育 7 年升高到 35.01 和 22.31,随封育年限延长重要值的增加表明草地向健康的生态系统发展。但也可以看到,封育时间越长受地表覆盖物增加的影响,有些杂草类物种重要值不仅下降明显,

表 1 不同封育年限群落物种组成及重要值
Table 1 Species composition and important values in different year's enclosure plots

| 主要物种 Main species | 重要值 Important values | | |
|---------------------------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| | 自然放牧 Grazing | 封育 3 年 Enclosure | 封育 7 年 Enclosure |
| | land | 3 a | 7 a |
| 早熟禾 <i>Poa annua</i> | 10.02 | 17.62 | 22.31 |
| 紫花针茅 <i>Sitpa purpurea</i> | 13.95 | 24.95 | 35.01 |
| 西藏血灵芝 <i>Arenaria oreophila</i> | 4.13 | 1.99 | 2.25 |
| 矮火绒草 <i>Leontopodium nanum</i> | 21.60 | 7.75 | 5.55 |
| 美花草 <i>Callianthum pimpinelloides</i> | 5.12 | 5.39 | |
| 鳞叶龙胆 <i>Gentiana squarrosa</i> | 2.06 | 1.26 | 3.07 |
| 黑褐苔草 <i>Carex atrofusca</i> | 10.23 | 5.58 | 9.21 |
| 狼毒 <i>Stellera chamaejasme</i> | 14.28 | 6.37 | 9.70 |
| 二裂委陵菜 <i>Potentilla bifurca</i> | 4.41 | 1.85 | 1.84 |
| 急弯棘豆 <i>Oxytropis deflexa</i> | 6.54 | 6.43 | |
| 青藏苔草 <i>Carex moorcroftii</i> | 4.82 | 6.62 | 7.46 |
| 短穗兔耳草 <i>Lagotis brachystachya</i> | 2.84 | 1.32 | 0.85 |
| 华马先蒿 <i>Pedicularis oederi</i> | | 2.19 | |
| 黄芪 <i>Astragalus tanguticus</i> | | 1.85 | 1.33 |
| 穗三毛 <i>Trisetum spicatum</i> | | 1.21 | |
| 小花棘豆 <i>Oxytropis glabra</i> | | 4.48 | 1.42 |
| 叠裂银莲花 <i>Anemone imbricata</i> | | 1.61 | |
| 肉果草 <i>Lance tibetica</i> | | 1.54 | |

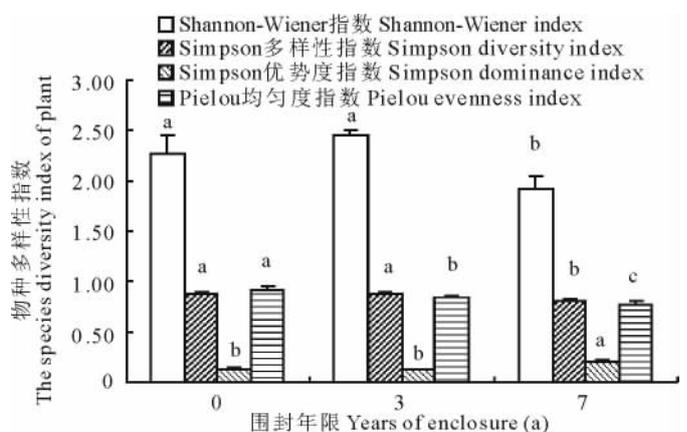


图 4 自然放牧与不同封育年限下物种多样性指数变化
Fig. 4 Change of species diversity index in grazing land and different year's enclosure plots

而且甚至丧失。一般情况下杂草类植被具有较宽的叶片,大多处在第二生长层,随封育时间延长后,较厚的覆盖物导致杂草类植物不能得到充足的光照而失去竞争力,同时那些以种子繁殖的外来种失去侵入(至少受覆盖物存在而不易着床)的可能,而像禾草类这些植物,因叶片较窄,高度高,植物易获得光照而提高了其竞争力后易得到更有利的生长,进而提高了物种重要值。但在自然放牧或短期封育状况下,特别是自然放牧状况下,家畜的啃食、践踏和粪便排放的影响,适口性好的建群种的禾草类易被家畜觅食,抑制了禾草类的生长而降低了物种重要值,同时给其他物种(如杂草类)提供了竞争能力,即表现出中度干扰的理论。然而这种自然放牧格局在重度牧压梯度下将会受到破坏。短期封育虽然避免了放牧影响,但地表半腐殖质量低,大部分物种包括外来种不受家畜的觅食影响,同时竞争也相互间基本平衡,导致杂草类物种种类组成相对丰富且重要值相对平稳。

2.1.5 群落多样性 围栏封育后,群落中的植物均匀度、多样性指数和优势度均发生了一定的变化(图4)。由图4看到,从自然放牧开始随封育年限延长,Shannon—Wiener多样性指数先增加后下降;Simpson多样性指数及均匀度均下降;而群落的Simpson优势度则呈上升趋势。方差分析发现自然放牧与3年短期封育下群落多样性指数及优势度间的差异并不显著($P>0.05$),而封育3年与7年间群落多样性指数及优势度则存在显著性差异($P<0.05$),自然放牧、封育3年及7年后群落均匀度的下降则均存在显著性差异($P<0.05$)。虽然封育年限越久,群落的物种多样性越低,但群落的优势度逐年增加。

2.1.6 不同封育年限对高寒草原群落功能群的影响 重要值反映了不同物种在群落中的重要性,其变化关系到群落结构,重要值越高,植物在群落中占比重越大,居优势地位,这也是区分不同物种的重要标准之一。功能群表征了群落中功能相似的所有物种的集合,植物功能群往往作为一个相对统一的整体对生态因子的波动或外界干扰做出反应^[13-15]。植物的功能群组成以及功能群之间的相互作用对群落的生产力及其稳定性更有重要的影响^[14]。根据Hector等^[15]的划分标准,将群落划分为禾本类、莎草类、杂草类3个功能群。

可以发现,自然放牧条件及3年和7年不同封育年限下各功能群所占比例、相对高度(RH)、相对盖度(RC)、相对生物量(RB)及重要值(Ni)存在显著差异(图5)。自然放牧到封育3年再到7年,随封育年限延长禾本类的植物相对盖度、相对生物量和重要值逐渐增加,且自然放牧、3年短期封育及7年长期封育间均存在显著差异($P<0.05$)。莎草类的植物种类相对高度、相对盖度、相对生物量、重要值随着封育年限的增加变化趋势呈现先下降后上升的趋势,且自然放牧下的地上生物量与封育3年及7年的地上生物量存在显著差异($P<0.05$),而封育3年与封育7年之间的地上生物量虽然有所上升,但并不达显著性水平($P>0.05$)。杂草类的植物其相对高度、相对盖度、相对生物量及重要值呈下降趋势,且变化幅度较大,通过方差检验,自然放牧、3年封育及7年封育

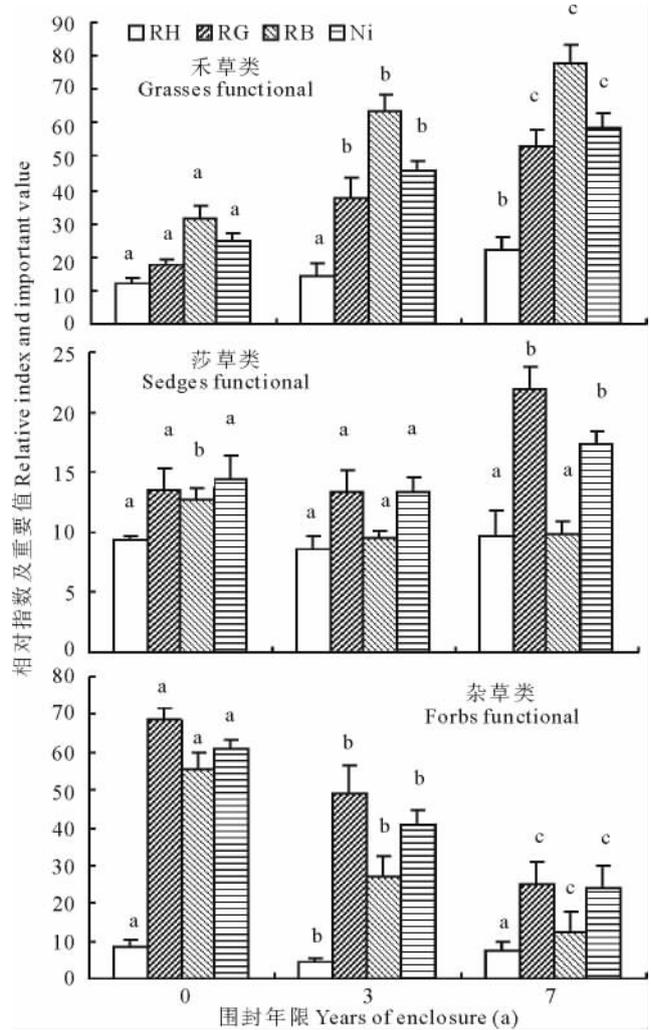


图5 自然放牧和不同封育年限下禾草类、莎草类及杂草类功能群变化

Fig. 5 Change of grasses, sedges, forbs functional group in grazing land and different year's enclosure plots

RH:相对高度 Relative height; RG:相对盖度 Relative coverage; RB:相对生物量 Relative biomass; Ni:重要值 Important value.

下的草地群落中,杂草类植物其相对盖度、生物量及重要值均呈现显著性降低($P < 0.05$)。这是因为禾草类及莎草类优良牧草,在自然放牧状态下受到牲畜的采食干扰最为强烈,当封育开始因免遭牲畜的采食干扰,其相对高度、相对盖度、相对生物量及重要值开始增加,说明禾草类及莎草类这些植物在封育过程中有较强的竞争力及恢复能力。而杂草类功能群植物则恰好相反,自然放牧下由于牲畜削弱了禾草类及莎草类植物的竞争能力,同时杂草类植物本身的不适口性甚至一些为有毒类杂草。因此杂草类在自然放牧下更具有优势及强的竞争力。当封育开始,禾草类及莎草类竞争力提升,杂草类植物的生长受到抑制,随着封育年限的增长,杂草类植物越来越少,某些种甚至消失。

2.2 高寒草原群落维持特征对封育年限的反应

封育的目的是为了让受到破坏的草地生态系统得到恢复,并能够再次被科学、合理的发挥草地生态系统的生产功能。上述结果不难看出,短期封育可提高物种丰富度和生物量,但较长时间围栏封育并没有提高生物量和物种多样性,甚至起到抑制效果。当然长期封育可能因枯落物增加有利于土壤碳的固定,在免遭家畜践踏及提高土壤有机质的同时,降低了土壤容重后对土壤湿度有所提高,对保持较高的水分贮存有利。一个地区的生态系统得到健康发展将包含多种丰富的生态功能,以获得最大的利益。这里我们针对植被不同生态参数进行有关统计处理,以了解封育过程中对群落不同特征的最大利益化。其处理方法系根据各类群落参数进行直线或曲线方程进行说明。

通过封育年限与植被平均高度、总盖度、物种多样性及生物量之间关系统计发现(图 6),植被平均高度随封育年限延长呈现直线回归关系,表明随封育年限延长,至少在目前的封育年限内对平均高度是直线升高的。但从群落总盖度、生物量及物种种类组成来看,随封育年限延长,这些特征参数呈现一元二次的曲线变化关系。这种关系表明了群落总盖度、生物量及物种种类组成在封育年限序列(x)上存在最大(佳)封育年份。其处理方法则是对一元二次方程求导后求解最大值即可。

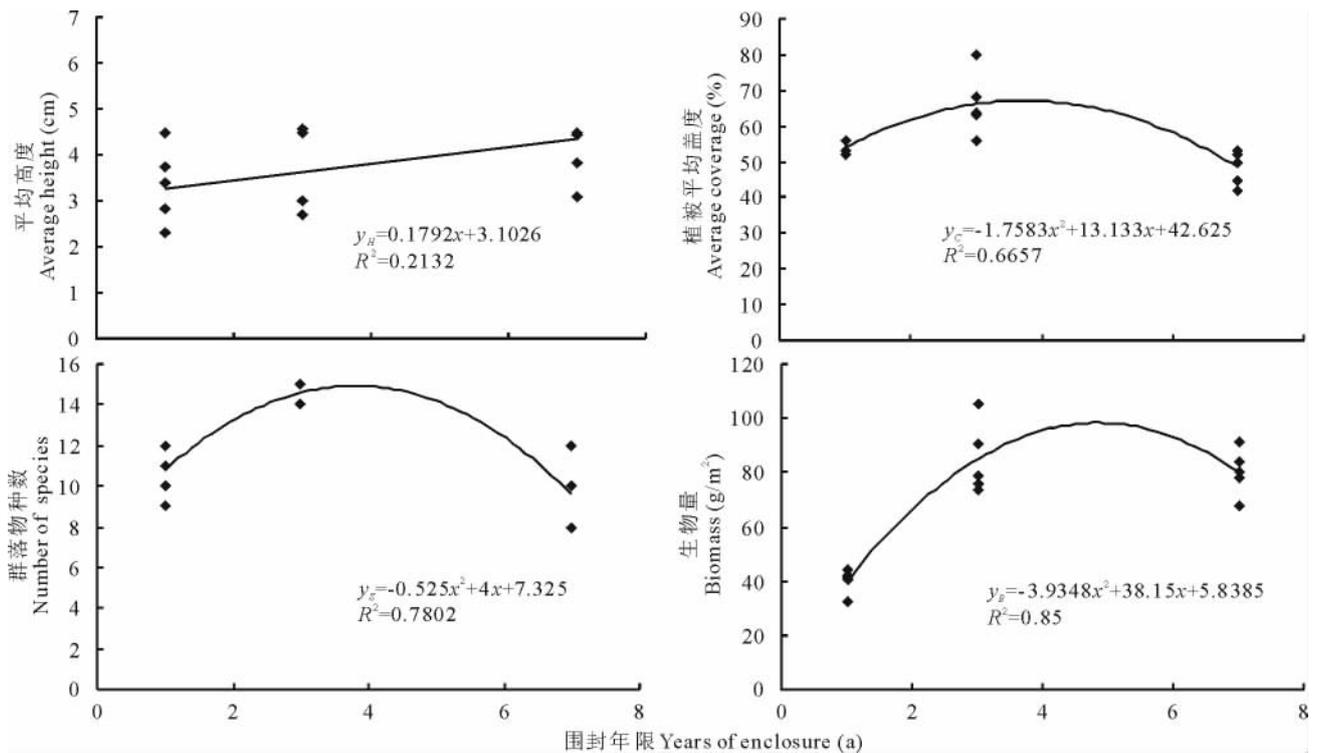


图 6 封育时间与植被平均高度、盖度、物种多样性及生物量之间的关系

Fig. 6 Relationship of average height, vegetation coverage, species diversity index, above-ground biomass with the years of enclosure

通过对群落总盖度($y_C = -1.7583x^2 + 13.133x + 42.625, R = 0.8159, P < 0.001$)、生物量($y_B = -3.9348x^2 + 38.15x + 5.8385, R = 0.9220, P < 0.01$)及物种种类组成($y_S = -0.525x^2 + 4x + 7.325, R = 0.8833, P < 0.001$)与封育年限的一元二次方程求导并求出最大值发现,群落总盖度、生物量及物种种类组成在封育年限的系列上最大值分别出现在 3.17, 4.74 和 3.26 年,即表明对于藏北申扎高寒草原草地封育达 3 到 5 年后群落总盖度、生物量及种类组成达到最理想状态,超过该封育年限对这些参数的提高将带来不利影响。也就是说对于申扎高寒草原从群落总盖度、生物量及种类组成来讲,封育年限达 3~5 年最佳。

3 讨论

青藏高原因其特殊的地理位置及气候环境影响,生态系统极其脆弱,特别是近 30 多年来人类放牧和生产活动的影响,由于过度放牧导致大部分草场出现不同程度的退化,生态环境破坏日趋严重。对此,国家投入大量资金进行生态环境治理和生态工程建设。目前,生态环境保护取得一定的效果,植被开始得到恢复,植被盖度、生物量和物种多样性有明显的增加,草地生产力得到一定的提高^[16-18]。封育不仅提高了一定的种子库,对植被恢复起到一定的效果^[19],但就封育的实效性如何,具有很大的争议。马玉寿等^[20]、周华坤等^[21]研究认为围栏封育对轻度、中度退化高寒草甸的恢复有很好的效果。刘刚等^[22]研究表明,封育会减少物种多样性。Meissner 和 Facelli^[23]对南澳大利亚低矮灌丛植被的研究表明封育对植物多样性没有显著的影响。Middleton 和 Thomas^[24]认为围栏封育对退化的草地生态系统具有很好的修复效果。

通过短期封育不论是从地上生物量、植被平均高度、盖度,还是物种组成及群落物种多样性,均起到生态系统的恢复作用,这与都耀庭和张东杰^[25]、韩天虎等^[26]、李愈哲等^[27]的研究结果相同。围栏封育减少了外界对群落的干扰,特别是来自牲畜踩踏和过度觅食带来的干扰,其地上生物量与自然放牧状态下地上生物量相比有显著增加。本研究中,短期封育地上生物量显著增加($P < 0.05$),长期封育则呈不显著增加($P > 0.05$)。这是由于封育年限越久,因受低温干燥环境的影响,枯落物及半腐殖质分解、消耗缓慢,导致大量堆积,进而降低植物对草地空间资源及光能的利用能力^[28]。其次,供植物生长的资源有限,随封育年限的延长生物量不可能无限增加。封育 7 年后植物群落的某些特征值表现出有所减低的趋势。但不可否认的是封育将有利于草地持水能力的增加。通过 TDR 测定相应样地水分含量发现,不论是土壤表层还是较深的 20~40 cm,封育 7 年后土壤最大持水量均得到增加,而未封育的自然放牧地较小。对自然放牧和封育 7 年土壤 0~12 cm 土层的土壤湿度(约 12 mm 降水量 2 h 后的观测值)观测发现,自然放牧植被下的土壤湿度(体积含水率)平均为 19%,而封育 7 年的达到 25%,表明封育后高寒草地地表半腐殖质增厚、土壤硬实度下降,土壤容重提高,进而提高了水源涵养功能^[29]。不仅如此,因留存于地表枯落物的增多势必导致土壤有机碳的提高,有利于提高土壤的固碳能力^[30]。

围栏封育在追求生产力恢复的同时不能忽略群落的组成,物种多样性的保护也至关重要,Elton^[31]、Odum^[32]认为群落多样性能够促进生态系统的稳定性。放牧是一种复杂的干扰方式,对植物群落既有积极作用,也有消极作用^[33-35]。自然放牧状态下,由于牛羊的采食,抑制了如紫花针茅、早熟禾这一类具有较好适口性和较高营养价值的优势种生长,降低了对有限资源的竞争,给非优势种(如牲畜不喜食的有毒类杂草)的生存拓宽了生长空间,为其他物种的侵入和生长提供可能性,因此植物种类相对较多。短期封育消除了放牧干扰影响,植物休养生息得到延长,有效改善群落结构,为群落提供稳定的生存环境,群落内物种达到一定数量后,对资源的利用达到平衡,种间资源竞争平稳,群落趋于稳定,物种多样性增加。封育年限越久,枯落物及半腐殖质量增大,群落植物特别是那些叶片较宽大的对光照依赖性强的杂草类植物因得不到充足的光能其生长受到抑制,甚至不能发芽,可造成多样性衰减。另外围栏封育在排除牲畜对群落的干扰同时,也减弱了牲畜对植物繁殖的作用,减少其他物种的侵入,因此封育年限越久,植物种类将减少。因此,在生态建设中,要选择经济、合理的封育年限,长期封育并不是最佳的保护草地的措施。

封育年限的选择因当地气候条件、草地类型及牲畜载畜量的情况而异。围绕封育年限与植被平均高度、盖度、物种多样性及生物量间的关系表明,藏北申扎高寒草原草地封育 3 到 5 年为最佳,这与单桂莲等^[36]对内蒙古典型草原群落结构和物种多样性研究中,综合考虑群落结构、产量及物种多样性,认为 14 年是较适宜的封育年限

有所不同。与苗福泓等^[7]认为高寒草甸适宜封育时间是 4 年基本相仿。也就是说,藏北申扎高寒草原封育 3~5 年后仍然更换为适度放牧的开放系统为好。为使草场不受放牧压力的影响,并考虑地上生物量既满足牲畜生产的需求,又考虑草地不受破坏,使土壤达到较平衡的固碳能力,放牧承载力应有科学的计算,即采取 50% 被觅食, 50% 可留存于地表原则^[37],这样既利于当地牧民生活的畜牧业发展,也利于生态系统的健康和稳定。对于研究地的申扎高寒草原,若依现阶段该类地区地上生物量 800 kg/hm²,并且一只羊单位日食量按 1.810 kg(干重)^[38]以及冬季放牧 6 个月时间来计算,其最佳的放牧强度为 1.23 只羊单位/hm²。

Reference:

- [1] Xie G D, Lu C X, Leng Y F, *et al.* Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resource*, 2003, 18(2): 189-196.
- [2] Zhong X H, Liu S Z, Wang X D, *et al.* A research on the protection and construction of the state ecological safe shelter zone on the Tibetan Plateau. *Journal of Mountain Science*, 2006, 24(2): 129-136.
- [3] Wang J B, Zhang D G, Cao G M, *et al.* Regional characteristics of the alpine meadow degradation succession on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Prataculturae Sinica*, 2013, 22(2): 1-10.
- [4] Liu X Y, Wang W. Evaluation of rangeland ecosystem sustainability of the Northern Tibetan Region, China. *Journal of Natural Science*, 2013, 28(7): 1209-1220.
- [5] Li Y Y, Dong S K, Li X Y, *et al.* Effect of enclosure on vegetation photosynthesis and biomass of degraded grasslands in headwater area of Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Agrestia Sinica*, 2012, 20(4): 622-625.
- [6] Liu X M, Nie X M. Effects of enclosure on the quantitative characteristics of alpine vegetation. *Pratacultural Science*, 2012, 29(1): 112-116.
- [7] Miao F H, Guo Y J, Miao P F, *et al.* Influence of enclosure on community characteristics of alpine meadow in the Northeastern edge region of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Prataculturae Sinica*, 2012, 21(3): 11-16.
- [8] Li C, Zhai G Q, Xu F, *et al.* Resources in grassland of Northern Tibet and its evolutionary trend—a case study of the Zainza area. *Geological Bulletin of China*, 2003, 22(11): 991-998.
- [9] Wang J S, Zhang X Z, Zhao Y P, *et al.* Spatio-temporal pattern of climate changes in Northern Tibet's Qiangtang Plateau. *Resources Science*, 2008, 30(12): 1852-1858.
- [10] Huang C Y. *Soil Science*[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 98-118.
- [11] Ma K P, Liu Y M. Methods of measuring community diversity. *Chinese Biodiversity*, 1994, 2(4): 231-239.
- [12] Cheng J M, Zou H Y, Akio H. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland. *Research of Soil and Water Conservation*, 1998, 5(1): 36-54.
- [13] Wang Z W, Xing F, Zhu T C, *et al.* The responses of functional group composition and species diversity of *Leymus chinense* grassland to flooding disturbance on Songnen Plain, Northern China. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2002, 26(6): 708-716.
- [14] Bai Y F, Chen Z Z. Effects of long-term variability of plant species and functional groups on stability of a *Leymus chinensis* community in the Xilin River Basin, Inner Mongolia. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2000, 24(6): 641-647.
- [15] Hector A, Schmid B, Beierkuhnlein C, *et al.* Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 1999, 286: 1123-1127.
- [16] Li W H, Zhao X Q, Zhang X Z, *et al.* Change mechanism in main ecosystems and its effect of carbon source/sink function on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Chinese Journal of Nature*, 2013, 35(3): 172-178.
- [17] Shao Q Q, Liu J Y, Huang L, *et al.* Integrated assessment on the effectiveness of ecological conservation in Sanjiangyuan National Nature Reserve. *Geographical Research*, 2013, 32(9): 1645-1656.
- [18] Liu J Y, Shao Q Q, Fan J W. Ecological construction achievements assessment and its revelation of ecological project in Three Rivers Headwaters Region. *Chinese Journal of Nature*, 2013, 35(1): 40-46.
- [19] Li F R, Zhao L Y, Wang S F, *et al.* Effects of enclosure management on the structure of soil seed bank and standing vegetation in degraded sandy grasslands of eastern Inner Mongolia. *Acta Prataculturae Sinica*, 2003, 12(4): 90-99.
- [20] Ma Y S, Lang B N, Wang Q J. Review and prospect of the study on 'Black Soil Type' deteriorated grassland. *Pratacultural Science*, 1999, 16(2): 5-9.
- [21] Zhou H K, Zhou L, Zhao X Q, *et al.* Degradation process and integrated treatment of "black soil beach" grassland in the source regions of Yangtze and Yellow Rivers. *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(5): 51-55.
- [22] Liu G, Zhang K B, Li R, *et al.* Studies on the management of the enclosed pasture—Taking Yanchi county of Ningxia as an example. *Research of Soil and Water Conservation*, 2007, 14(2): 252-254.
- [23] Meissner R A, Facelli J M. Effect of sheep enclosure on the soil seed bank annual vegetation in chenopod shrub lands of South Australia. *Journal of Arid Environment*, 1999, 42: 117-128.
- [24] Middleton N J, Thomas D S G. *World Atlas of Desertification* (2nd edition)[M]. London: Edward Arnold, 1998: 5-12.
- [25] Du Y T, Zhang D J. Effect of enclosure and grazing prohibition on the improvement of deteriorated grassland in alpine area. *Pratacultural Science*, 2007, 24(7): 22-24.
- [26] Han T H, Zhao Z, Wang A L, *et al.* Studies community composition and productivity in eastern edge of Qinghai-Tibetan *Stipa aliena* grass-

- land. *Acta Prataculturae Sinica*, 2007, 16(6): 62-66.
- [27] Li Y Z, Fan J W, Zhang L X, *et al.* The impact of different land use and management on community composition, species diversity and productivity in a typical temperate grassland. *Pratacultural Science*, 2013, 22(1): 1-9.
- [28] Zuo W Q, Wang Y H, Wang F Y, *et al.* Effects of enclosure on the community characteristics of *Leymus chinensis* in degenerated steppe. *Pratacultural Science*, 2009, 18(3): 12-19.
- [29] Wang H, Guo Z G, Xu X H, *et al.* Response of vegetation and soils to desertification of alpine meadow in upper basin of the Yellow River, China. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2007, 50:491-501.
- [30] Wang S, Wilkes A, Zhang Z, *et al.* Management and land use change effects on soil carbon in northern China's grassland; a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 142: 329-340.
- [31] Elton C S. *Ecology of Invasions by Animal and Plant*[M]. London: Chapman and Hall, 1977: 50-72.
- [32] Odum E P. *Fundamentals of Ecology*[M]. Philadelphia: Saunders, 2004: 132-157.
- [33] Wang S P, Wang Y F, Chen Z Z. Effect of climate change and grazing on populations of *Cleistogenes squarrosa* in Inner Mongolia steppe. *Acta Phytocologica Sinica*, 2003, 27(3): 337-343.
- [34] Han W J, Chun L, Hou X Y, *et al.* Species composition of a *Leymus chinensis*+frobs community and standing biomass under over-grazed environment. *Pratacultural Science*, 2009, 26(9): 195-199.
- [35] Wang X, Song N P, Yang X G, *et al.* The response of grassland plant diversity to soil factors under grazing disturbance. *Pratacultural Science*, 2013, 22(5): 27-36.
- [36] Shan G L, Xu Z, Ning F, *et al.* Influence of enclosure year on community structure and species diversity on a typical steppe. *Acta Prataculturae Sinica*, 2008, 17(6): 1-8.
- [37] Xin Y J, Du T Y, Xin Y C. The evaluation of carrying capacity of grassland in Qinghai. *Qinghai Prataculture*, 2011, 20(4): 13-22.
- [38] Pi N L. Energy dynamics of the population of sheep in the alpine meadow ecosystem I. Measurement of daily dry matter intake and excreta of Tibetan sheep. *Alpine Meadow Ecosystem*[M]. Lanzhou: Gansu People's Publishing House, 1982:67-72.

参考文献:

- [1] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [2] 钟祥浩, 刘淑珍, 王小丹, 等. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设. *山地学报*, 2006, 24(2): 129-136.
- [3] 王建兵, 张德罡, 曹广民, 等. 青藏高原高寒草甸退化演替的分布特征. *草业学报*, 2013, 22(2): 1-10.
- [4] 刘兴元, 王玮. 藏北草地生态系统可持续发展能力评价. *自然资源学报*, 2013, 28(7): 1209-1220.
- [5] 李媛媛, 董世魁, 李小艳, 等. 围栏封育对三江源区退化高寒草地植物光合作用及生物量的影响. *草地学报*, 2012, 20(4): 622-625.
- [6] 刘雪明, 聂学敏. 围栏封育对高寒草地植被数量特征的影响. *草业科学*, 2012, 29(1): 112-116.
- [7] 苗福泓, 郭雅婧, 廖鹏飞, 等. 青藏高原东北边缘地区高寒草甸群落特征对封育的响应. *草业学报*, 2012, 21(3): 11-16.
- [8] 李才, 翟庆国, 徐锋, 等. 藏北草地资源及其演化趋势——以申扎地区为例. *地质通报*, 2003, 22(11): 991-998.
- [9] 王景升, 张宪洲, 赵玉萍, 等. 藏北羌塘高原气候变化的时空格局. *资源科学*, 2008, 30(12): 1852-1858.
- [10] 黄昌勇. *土壤学*[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 98-118.
- [11] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法. *生物多样性*, 1994, 2(4): 231-239.
- [12] 程积民, 邹厚远, Akio H. 围封割刈放牧对草地植被的影响. *水土保持研究*, 1998, 5(1): 36-54.
- [13] 王正文, 邢福, 祝廷成, 等. 松嫩平原羊草草地植物功能群组成及多样性特征对水淹干扰的响应. *植物生态学报*, 2002, 26(6): 708-716.
- [14] 白永飞, 陈佐忠. 内蒙古锡林河流域羊草草原植物种群和功能群的长期变异性及其对群落稳定性的影响. *植物生态学报*, 2000, 24(6): 669-676.
- [16] 李文华, 赵新全, 张宪洲, 等. 青藏高原主要生态系统变化及其碳源/碳汇功能作用. *自然杂志*, 2013, 35(3): 172-178.
- [17] 邵全琴, 刘纪远, 黄麟, 等. 2005—2009年三江源自然保护区生态保护和建设工程生态成效综合评估. *地理研究*, 2013, 32(9): 1645-1656.
- [18] 刘纪远, 邵全琴, 樊江文. 三江源生态工程的生态成效评估与启示. *自然杂志*, 2013, 35(1): 40-46.
- [19] 李锋瑞, 赵丽娅, 王树芳, 等. 封育对退化沙质草地土壤种子库与地上群落结构的影响. *草业学报*, 2003, 12(4): 90-99.
- [20] 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. *草业科学*, 1999, 16(2): 5-9.
- [21] 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. *生态学杂志*, 2003, 22(5): 51-55.
- [22] 刘刚, 张克斌, 李瑞, 等. 人工封育草场管理研究——以宁夏盐池县为例. *水土保持研究*, 2007, 14(2): 252-254.
- [25] 都耀庭, 张东杰. 禁牧围封措施改良高寒地区退化草地的效果. *草业科学*, 2007, 24(7): 22-24.
- [26] 韩天虎, 赵忠, 王安禄, 等. 青藏高原东缘异针茅草地群落组成及生产力研究. *草业学报*, 2007, 16(6): 62-66.
- [27] 李愈哲, 樊江文, 张良侠, 等. 不同土地利用方式对典型温性草原群落物种组成和多样性以及生产力的影响. *草业科学*, 2013, 22(1): 1-9.
- [28] 左万庆, 王玉辉, 王玉玉, 等. 围栏围封措施对退化羊草草原植物群落特征影响研究. *草业科学*, 2009, 18(3): 12-19.
- [33] 汪诗平, 王艳芬, 陈佐忠. 气候变化和放牧活动对糙隐子草种群的影响. *植物生态学报*, 2003, 27(3): 337-343.
- [34] 韩文军, 春亮, 侯向阳, 等. 过度放牧对羊草杂类草群落种的构成和现存生物量的影响. *草业科学*, 2009, 26(9): 195-199.
- [35] 王兴, 宋乃平, 杨新国, 等. 放牧扰动下草地植物多样性对土壤因子的响应. *草业科学*, 2013, 22(5): 27-36.
- [36] 单贵莲, 徐柱, 宁发, 等. 围封年限对典型草原群落结构及物种多样性的影响. *草业学报*, 2008, 17(6): 1-8.
- [37] 辛有俊, 杜铁瑛, 辛玉春. 青海草地载畜量计算方法与载畜压力评价. *青海草业*, 2011, 20(4): 13-22.
- [38] 皮南林. 高寒草甸生态系统绵羊种群能量动态的研究 I. 藏系绵羊日食量及粪尿量的测定. *高寒草甸生态系统*[M]. 兰州: 甘肃人民出版社, 1982: 67-72.