

DOI: 10.5846/stxb201910112118

张光茹, 李文清, 张法伟, 崔晓勇, 贺慧丹, 杨永胜, 祝景彬, 王春雨, 罗方林, 李英年. 退化高寒草甸关键生态属性对多途径恢复措施的响应特征. 生态学报, 2020, 40(18): 6293-6303.

Zhang G R, Li W Q, Zhang F W, Cui X Y, He H D, Yang Y S, Zhu J B, Wang C Y, Luo F L, Li Y N. Responses of key ecological attributes to multi-path restoration measures of degraded alpine meadows. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18): 6293-6303.

退化高寒草甸关键生态属性对多途径恢复措施的响应特征

张光茹^{1,4}, 李文清², 张法伟², 崔晓勇⁴, 贺慧丹³, 杨永胜¹, 祝景彬^{1,4}, 王春雨^{1,4}, 罗方林^{1,4}, 李英年^{1,*}

1 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810008

2 洛阳师范学院生命科学学院, 洛阳 471934

3 枣庄学院旅游与资源环境学院, 枣庄 277100

4 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 高寒草甸是青藏高原的主体植被类型, 但退化态势较为严峻, 严重威胁青藏高原生态屏障的战略地位。退化高寒草甸的复健是世界性难题, 治理效果也因退化状态、恢复措施及气候环境而异。以春季休牧、秋季休牧、畜群结构优化、减畜轮牧、围栏封育及翻耕改建等典型多途径恢复措施下的退化高寒草甸为对象, 系统探讨主要生态要素和生态功能的响应特征及潜在过程。结果表明, 典型恢复措施下退化高寒草甸的植被生产力、土壤有机碳密度及土壤饱和持水量等生态要素都得到一定程度的提升, 而恢复效果与实施年限及恢复措施密切相关。围栏封育和翻耕改建下土壤有机碳密度及饱和持水量随恢复年限均表现为对数饱和型的响应特征, 退化高寒草甸固碳持水功能的基本恢复年限约为 6—10 年。春季休牧、秋季休牧、畜群结构优化、减畜轮牧、围栏封育等放牧管理恢复措施应适用于轻度退化至重度退化的高寒草甸, 而翻耕改建则是极度退化高寒草甸的适宜治理措施。由于多途径恢复措施的关注目标不同, 今后研究应集中在恢复措施的组合优化和综合评价等方面。

关键词: 高寒退化草甸; 多途径恢复措施; 关键生态属性; 适宜恢复年限; 生态过程

Responses of key ecological attributes to multi-path restoration measures of degraded alpine meadows

ZHANG Guangru^{1,4}, LI Wenqing², ZHANG Fawei², CUI Xiaoyong⁴, HE Huidan³, YANG Yongsheng¹, ZHU Jingbin^{1,4}, WANG Chunyu^{1,4}, LUO Fanglin^{1,4}, LI Yingnian^{1,*}

1 Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China

2 College of Life Sciences, Luoyang Normal University, Luoyang 471934, China

3 College of Tourism, Resources and Environment, Zaozhuang University, Zaozhuang 277100, China

4 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Alpine meadows are the key vegetation types of the Qinghai-Tibet Plateau and played critical roles in water-holding, carbon sequestration, and biodiversity conservations for China and Asian. Under the combinations of climate change and over-grazing practices, the alpine meadows have been widely experiencing degradation, which have seriously threatened the strategic status of the ecological barrier of the Plateau. Because of the frigid climate and fragile ecosystem,

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0501802); 国家自然科学基金项目 (41877547); 青海省科技基础条件平台项目 (2018-ZJ-T09)

收稿日期: 2019-10-11; **网络出版日期:** 2020-07-11

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

the rehabilitation of degraded alpine meadows has been a worldwide problem. And the restoration effects of degraded alpine meadow ecosystems also vary with the degraded gradations, restoration measures, and natural climatic conditions. The typical multi-path restoration measures such as grazing time management (spring rest-grazing and autumn rest-grazing), grazing intensity management (grazing livestock community optimization, rotation-reduction grazing, and fence enclosure) and tillage reconstructions were surveyed to explore the responses of key ecological variables and their underlying ecological processes of the degraded alpine meadows. The results showed that aboveground biomass, belowground biomass, soil organic carbon, and soil saturated water contents of degraded alpine meadows were clearly promoted under the multi-path restoration measures. The restoration effects varied with treatment durations and specific measures. Comparing with autumn rest-grazing, spring rest-grazing could be a better option of grazing time management for lightly and heavily degraded alpine meadows. The ecological functions of soil carbon sequestration and water holding capacity under fence enclosure and tillage reconstruction showed a positive but saturating logarithmic relationship with treatment durations. And their appropriate durations in ecological restoration of the degraded meadows was about 6—10 years. For heavily degraded alpine meadows, the fence enclosure should be first adopted for 6—10 years and then grazing livestock community optimization and rotation-reduction grazing could be later used for the balance between ecological function and stockbreeding development. Therefore, the restoration measures of grazing time and intensity management should be mainly applied to alpine meadows with lightly and heavily degradation. As for extremely degraded alpine meadows, generally referred to as “black soil beach”, the tillage reconstruction would be an appropriate measure. Soil carbon sequestration and water holding capacity was significantly promoted after 6-year tillage planting treatment. Due to the different initial targets of multi-path restoration measures, future researches should focus on the scientific combinations and comprehensive assessments of restoration measures. Those countermeasures should take the restoration staff and time costs and ecological rehabilitation efforts into full considerations and balance the function of ecology, production, and livelihood of alpine meadow ecosystems.

Key Words: degraded alpine meadows; multi-path restoration measures; key ecological attributes; appropriate rehabilitation duration; ecological processes

青藏高原在水源涵养、碳素固持、生物多样性维持等方面具有战略性作用,是中国“两屏三带”生态格局中“青藏高原生态屏障”的空间载体^[1]。高寒草甸是青藏高原的主要植被类型,但生态系统较为脆弱,近几十年来,由于全球气候变化和不合理的人类活动,草地退化十分严重,极度退化的“黑土滩”广泛分布,限制其生态功能的发挥,直接威胁到青藏高原乃至中国东部地区的生态安全^[2-3]。中国政府先后在 2005 年和 2013 年实施了《青海三江源自然保护区生态保护和建设总体规划》和《青海三江源生态保护和建设二期工程规划》,高寒草甸生态系统的退化趋势得到初步遏制,区域生态功能有所提升和恢复,但内在关键生态要素的响应特征及生态功能的恢复过程仍有待深入研究^[4-5]。

高寒草甸退化是气候波动、超载放牧及其他不合理人类活动等多种因素共同作用的综合结果,呈现出了“多途径、多稳态、重危害”的空间格局^[6-7],有关退化机理及恢复措施的研究也较多^[8-9],而恢复认知也由复原到初始阶段转变至恢复到气候情景下的稳定状态^[10]。多途径恢复是依据退化程度、恢复目标和经济效益等综合因素采取的生态修复措施^[11]。退化高寒草甸恢复措施主要包括春季休牧^[12]、秋季休牧^[13-14]、畜群结构优化^[2]、减畜轮牧^[15]、围栏封育^[3]等放牧管理和施肥松耙补播^[16]、翻耕改建^[17]等工程措施^[18]。放牧管理主要通过改变放牧时间、牧压强度(家畜种类),保护生理敏感期的植被系统,借助生态系统自身恢复力,以达到生态功能的提升和恢复^[19]。极度退化的“黑土滩”是高寒草地的退化稳态之一^[6,18],原生植被几乎消失,系统恢复力丧失殆尽,多采用工程措施进行干预恢复^[5,19-20]。由于高寒草甸强烈的空间异质性,加之恢复措施时效性的差异^[21],有关退化高寒草甸生态功能对恢复措施响应过程的研究仍显不足,限制了恢复措施的科学认知和治理成效的整体评估。

由于恢复措施的关注目标不同,有的聚焦植被特征,有的针对土壤性状,有的关注固碳持水能力,但均以恢复生态学为理论依据,借助或重建生态系统的恢复力,改善植被-土壤系统的稳定性,从而达到生态功能恢复的最终目标^[2,18]。本文以青藏高原多种典型恢复途径下的退化高寒草甸为对象(表 1),调查植被特征和土壤性状等生态要素,以期理解关键生态功能的响应特征、内在过程及适宜恢复年限,探讨恢复措施的治理成效,为退化高寒草甸生态功能复健以及提升及区域经济可持续发展提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样地概况

本研究在西藏自治区的那曲地区、青海省果洛州、玉树州、黄南州、海北州等青藏高原高寒草甸的集中分布区,调查春季返青期休牧(春季休牧)、秋季成熟期休牧(秋季休牧)、畜群结构优化、减畜轮牧、围栏封育及翻耕改建等典型恢复措施下的土壤性状(土壤容重、土壤有机碳和全氮、土壤饱和含水量)、植被生产力和群落特征及种子库等生态要素。同时,将春季休牧、秋季休牧、畜群结构优化、减畜轮牧、围栏封育等归为放牧管理措施。样点位置、植被概况、退化程度和恢复措施及关注指标等内容详见表 1。

表 1 退化高寒草甸多途径恢复措施的野外观测样点概况

Table 1 The general information of field surveying sites from multi-path restoration measures on degraded alpine meadows					
试验地点 Site	经纬度和海拔 Latitude, longitude, elevation.	植被概况 Plant community	退化程度 Degradation gradients	恢复措施 Restoration measures	重点评估指标 Key assessment index
青海省祁连县默勒镇	37°58'N, 100°12'E, 3650 m	优势种:紫羊茅(<i>Festuca rubra</i>)、垂穗披碱草(<i>Elymus nutans</i>)、高山嵩草(<i>Kobresia pygmaea</i>)、矮嵩草(<i>K. humilis</i>)、冷地早熟禾(<i>Poa crymophlia</i>)、细叶亚菊(<i>Ajania tenuifolia</i>)。	中度退化	春季返青期休牧	植被生产力、土壤性状
青海省门源县风匣口	37°37'N, 101°19'E, 3200 m	优势种:矮嵩草、垂穗披碱草、异针茅(<i>Stipa aliena</i>)、甘肃棘豆(<i>Oxytropis kansuensis</i>)。	轻度退化	秋季成熟期休牧	土壤种子库
青海省门源县风匣口	37°37'N, 101°19'E, 3200 m	优势种:矮嵩草、垂穗披碱草、异针茅、甘肃棘豆。	轻度退化	畜群结构优化	植被生产力、土壤性状
三江源、藏北、甘南、川西、祁连山等 340 个样点	31°11'—37°45'N, 88°28'—102°54'E, 3100—4300 m	优势种:高山嵩草、矮嵩草、垂穗披碱草、紫花针茅(<i>Stipa purpurea</i>)、紫羊茅等。	中度退化	围栏封育,封育年限 0—56 年	土壤性状
青海省黄南州泽库县	35°04'N, 101°29'E, 3687 m	优势种:紫花针茅、高山嵩草、矮嵩草、垂穗披碱草、矮火绒草(<i>Leontopodium nanum</i>)等。	重度退化	减畜轮牧	物种多样性、植被生产力、土壤性状
青海省果洛州玛沁县	34°28'N, 100°12'E, 3900 m	优势种:垂穗披碱草、冷地早熟禾等。	极度退化	翻耕改建	土壤性状

1.2 方法

本研究于 2014—2019 年植被生长季的 7—9 月,在不同恢复措施的高寒草甸样地内,随机选择 3—5 个采样点进行植被特征和土壤性状等生态参数的调查。其中植被群落结构利用 50 cm×50 cm 的样方框(均分 100 格)进行分物种盖度的针刺法调查,并计算 Shannon-Wiener 多样性指数^[19]。植被地上生产力用 50 cm×50 cm 的样方框收获获取,地下根系生产力则用内径 6 cm 的根钻对 0—10、10—20、20—40 cm 深度进行分层取样^[22]。土壤容重、土壤有机碳、土壤全氮和土壤饱和持水量均按照同样深度进行取样,分别用环刀法、重铬酸钾法、凯氏定氮法和环刀浸泡法^[6]进行测定。土壤种子库的取样体积为 10 cm×10 cm×5 cm,在植被枯黄期采集并在室内依据种子标本进行分种鉴定和计数^[14,23]。

典型恢复措施下的关键生态参数差异显著性比较采用单因素方差分析法,主效应的多重比较采用最小显著差法(LSD),基于最小二乘法进行线性回归和非线性回归的参数估计,利用 OriginLab 2016 进行统计计算和画图分析。

2 结果与分析

2.1 春季返青期休牧

春季返青期休牧是指在冬春草场春季植物萌动发芽到返青展叶期开展休牧行为。在 2019 年 8 月份对青海省祁连县默勒镇春季休牧试验区(表 1)进行植被特征的调查(5 个重复)。结果表明相对自由放牧区,春季休牧区内植被平均高度和盖度分别为(37.4 ± 3.9) cm 和 $93.4\% \pm 6.3\%$ (平均值 $\pm$ 标准差,下同),极显著($P < 0.01$)提高了 50.0%和 29.8%(图 1)。地上生物量为(325.67 ± 63.21) g/m^2 ,也极显著增加了 33.3%,其中禾草类和莎草类等可食牧草生物量分别为(162.31 ± 19.32) g/m^2 和(77.79 ± 12.94) g/m^2 ,极显著($P < 0.01$)提高了 100.0%和 34.4%;杂草类生物量为(85.57 ± 14.44) g/m^2 ,则显著下降了 19.0%($P = 0.02$)。春季休牧区 0—40 cm 地下生物量和土壤含水量分别为 2016.41 g/m^2 和 26.74 cm^3/cm^3 ,极显著($P < 0.01$)提高了 87.3%和 23.4%。其中春季休牧区的 0—10 cm、10—20 cm 地下生物量分别升高 100.7%和 87.3%,但 20—40 cm 的地下生物量则略下降了 6.4%,但差异不显著($P = 0.48$)。因此,春季返青期休牧对高寒草甸地上、地下植被生产力具有明显的提升效果,还可提高表层土壤的水分含量。

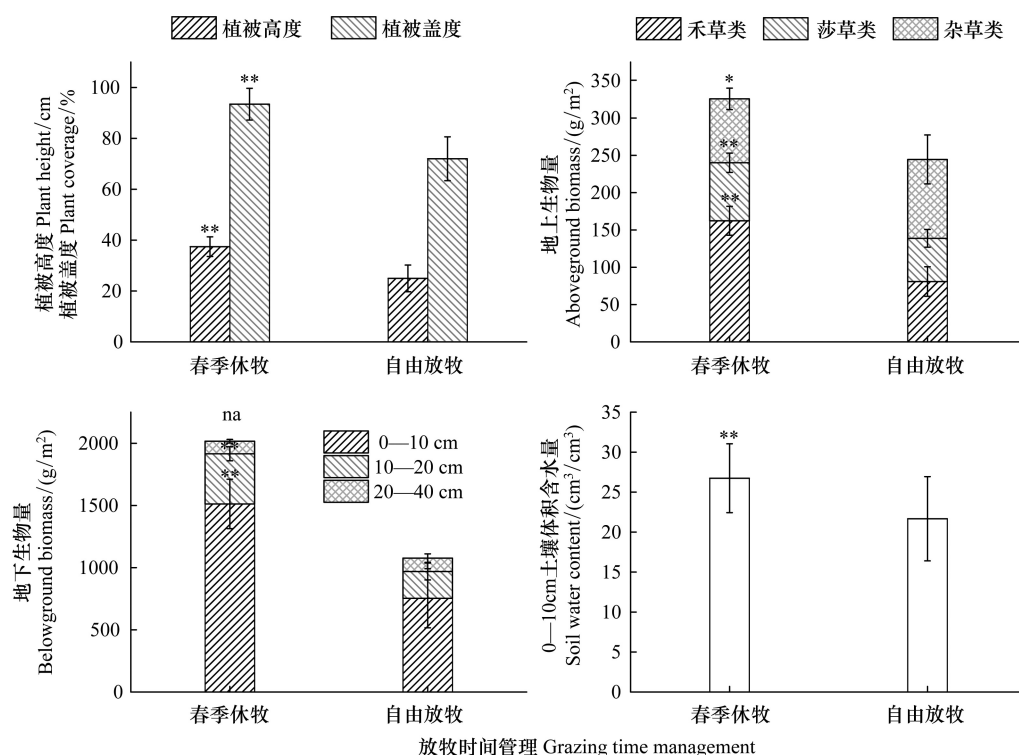


图 1 春季休牧和自由放牧对高寒草甸植被高度、盖度、地上生物量、地下生物量和表层土壤水分的影响

Fig.1 The effects of spring rest-grazing on plant height, canopy coverage, aboveground biomass, belowground biomass and topsoil water content of a degraded alpine meadows

na、* 和 ** 分别表示差异不显著, $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$

2.2 秋季成熟期休牧

秋季成熟期休牧是指在冬春牧场牧草种子成熟期开展的休牧行为。2017 年在青海海北高寒草地生态系统国家野外科学观测研究站(海北站)设计了上年度秋季正常放牧(9 月 10 日进入冬春放牧草场)和家畜迁入冬春草场滞后 40 天(约 10 月 20 日)的秋季成熟期休牧的对比试验,研究土壤种子库的变化特征(表 1)。2018 年 9 月份的调查结果表明秋季成熟期休牧样地内土壤种子库的种子数为(15286 ± 646) 个/ m^2 ,比自由放牧区显著升高 22.6%($P < 0.05$),其中禾本科和莎草科等可食牧草种子数分别为(2626 ± 111) 个/ m^2 和($940 \pm$

40)个/m²,极显著($P<0.01$)提高了99.4%和48.7%;毛茛科、豆科、龙胆科等分别为 5132 ± 217)、 3277 ± 139)、 1741 ± 74)个/m²,显著($P<0.05$)升高了25.4%、10.0%和34.9%,其他科属(包括未鉴定出的)则显著下降了27.4%(图2)。因此,秋季成熟期休牧能提升土壤种子库数量和质量,尤其是禾本科和莎草科等可食牧草的种子数量。

2.3 畜群结构优化

高寒草甸的放牧家畜主要为牦牛和藏系绵羊,畜群结构优化主要通过改变牦牛与绵羊的种群比例及密度以维持和提升草地生态功能。2018年9月初对海北站周边纯牧绵羊和纯牧牦牛的牧户调查发现(放牧强度基本相当且畜群结构多年稳定,5个重复),前者0—10 cm 表层土壤地下生物量、土壤有机质含量、土壤全氮含量、土壤饱和持水量分别较后者显著($P<0.05$)提高4.0%、8.7%、16.3%和15.4%,表层土壤容重显著下降5.5%,但随着土壤层次增加,两者差异降低且差异不显著。在纯牧羊区,地上生物量提高4.0%,0—40 cm 平均土壤容重下降4.7%,但与纯牧牛区的差异不显著(表2)。0—40 cm 平均土壤有机质、全氮含量、饱和持水量则分别显著升高5.9%、16.9%和8.6%,表明纯牧羊区比纯牧牛区的高寒草甸具有较高的土壤碳、氮、水固持功能。

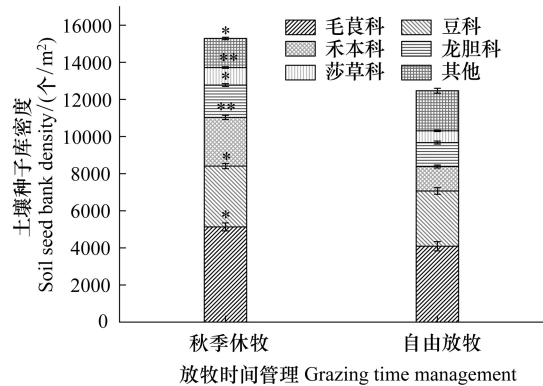


图2 秋季休牧和自由放牧对高寒草甸土壤种子库的影响
Fig.2 The effect of autumn rest-grazing on soil seed bank of degraded alpine meadows

* 和 ** 分别表示 $P<0.05$ 和 $P<0.01$

表2 纯牧羊区、纯牧牛区植被-土壤相关生态参数比较

Table 2 Comparisons of vegetation/soil related ecological parameters in pure shepherd region and pure yak region						
观测指标 Index	放牧方式 Grazing management	土壤层次 Soil depth/cm				平均 Average
		0—10	10—20	20—30	30—40	
土壤有机质	纯牧羊区	131.92±16.54a	78.38±10.96a	54.64±8.81a	29.85±5.45a	73.70a
Soil organic matter/(g/kg)	纯牧牛区	121.36±13.87b	72.44±9.46b	54.38±6.86a	30.27±4.01a	69.61b
土壤全氮	纯牧羊区	6.83±1.24a	3.56±1.03a	2.81±0.99a	1.98±0.78a	3.80a
Soil total nitrogen/(g/kg)	纯牧牛区	5.87±1.38b	2.82±0.97b	2.34±1.04a	1.96±0.82a	3.25b
土壤容重	纯牧羊区	0.68±0.03b	1.12±0.07a	1.15±0.08a	1.14±0.01b	1.02a
Soil bulk density/(g/cm ³)	纯牧牛区	0.72±0.03a	1.14±0.08a	1.17±0.08a	1.23±0.01a	1.07a
土壤饱和持水量	纯牧羊区	62.75±9.65a	55.78±8.23a	51.76±6.76a	49.82±4.38a	220.11a
Soil saturated water content/mm	纯牧牛区	54.36±6.98b	50.74±5.78b	49.35±5.23a	48.27±4.32a	202.72b
地上生物量	纯牧羊区	—	—	—	—	421.95±26.88a
Aboveground biomass/(g/m ²)	纯牧牛区	—	—	—	—	405.69±31.27a

不同放牧方式间的不同字母表示差异显著($P<0.05$)

2.4 围栏封育

围栏封育是三江源退化草甸恢复治理的重要工程措施之一。2014—2018年,选择青藏高原高寒草甸的代表地区(三江源、藏北、甘南、川西、祁连山、那曲等,表1),采集封育0—56年的340余个样点(极少数样点为连续年份取样,每个样点3个重复)0—40 cm 土壤样品,分析土壤固碳持水等生态功能随封育年限的变化状况。结果表明土壤容重、土壤有机质和土壤饱和持水量随封育年限均呈现出对数饱和性,且土壤有机碳的恢复速率相对较快,土壤持水量恢复速率居中,而土壤容重的恢复速率最慢且远小于前者速率(图3)。如果以封育56年的土壤有机质含量和饱和持水量的95%为恢复参照系,则土壤有机质和饱和持水量分别需要5.4年和12.4年。值得说明的是,由于长期封育样地的初始退化状态无法准确判断,研究结果是在没有准确区分

退化状态(中度、重度)的一致性结论,暗示长期(>10 年)封育对高寒草甸碳水功能的影响与退化状态的关系较弱,而封育 6—10 年是土壤碳素固持和水源涵养功能的适宜恢复年限。

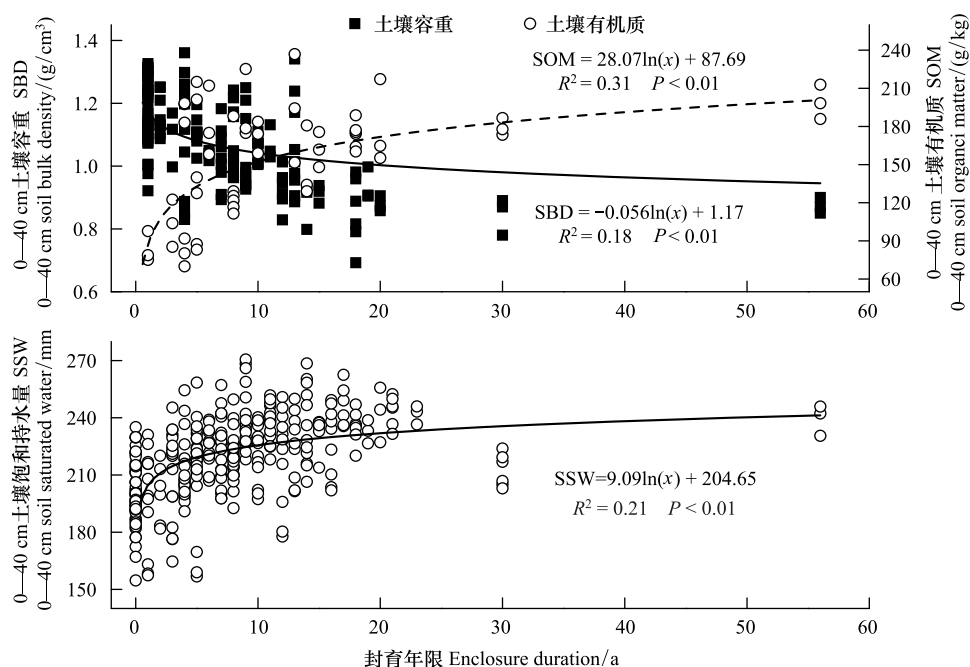


图3 高寒草甸 0—40cm 平均土壤容重、有机质含量和饱和持水量随封育年限的变化

Fig.3 Changes of average bulk density (SBD), organic matter content (SOM) and soil saturated water holding capacity (SSW) of 0–40 cm soil in alpine meadows along with fencing enclosure duration

2.5 减畜轮牧

减畜轮牧是在严格控制草地载畜量的前提下,根据牧草生长的周期性差异,充分利用夏秋草场,保护冬春草场的措施。青海省黄南州泽库县自 2005 年开始大规模实施减畜轮牧(表 1)。2019 年在泽库县选择不同实施年限的减畜轮牧管理区,参照高寒草甸退化等级的植被群落特征^[19,24],设置极度退化、恢复初期、恢复中期、恢复后期、恢复末期等 5 个自然恢复梯度(表 3),进行植被特征和土壤性状的研究(土壤、植被采样 3 个重复)。调查结果表明,植被多样性指数、生产力及土壤理化性状和持水性能均随着恢复年限而逐渐升高(表 3)。其中,地上生物量、0—10 cm 土壤全氮含量则在恢复中期(12—15 年)显著改善,而后随恢复年限略微升高,但基本呈现出饱和状态。但 0—40 cm 地下生物量、0—10 cm 土壤有机碳和土壤饱和持水量则在恢复后期(15—20 年)相对极度退化分别显著升高约 150.4%、77.3%和 16.2%,除地下生物量继续显著增加为外,后两个指标也基本稳定饱和(表 3)。Shannon-Wiener 指数仅在恢复末期(>20 年)显著高于极度退化期约 47.7%。因此,退化高寒草甸经过 10 年的减畜轮牧,植被地上部分先恢复,植被地下部分和土壤固碳持水性开始依次改善,群落多样性最后恢复且可能耗时较长。

2.6 翻耕改建

翻耕改建是指在“黑土滩”等杂毒草丛生或近似裸露的极度退化草地,通过翻耕改建人工草地以达到生态功能的快速提升和恢复的措施。2015 年 8 月,在三江源高寒草甸极度退化样地(黑土滩,CK)与人工建植 2 龄、4 龄、6 龄、12 龄等恢复序列样地采集土壤样品(3 个重复),分析其土壤性状和持水能力的响应特征。单因素方差分析的结果表明不同建植年龄间 0—40 cm 土壤有机碳密度差异显著($P < 0.01$),相对 CK 均有所增加(图 4),但仅有建植 12 龄的壤有机碳密度极显著升高约 53.8%($P < 0.001$)。土壤全氮密度虽然有所增加,但增加幅度最大不超过 11%,相对 CK 差异均不显著($P > 0.12$),不同建植年龄间 0—40 cm 土壤全氮密度差异不显著($P = 0.43$)。不同建植年龄间 0—10 cm、10—20 cm、20—40 cm 及 0—40 cm 土壤饱和含水量差异均显

著($P<0.05$)。其中翻耕改建的人工草地分层和整体的土壤饱和持水量相对 CK 均显著增加,表现出随封育年限增加的趋势。0—10 cm 和 10—20 cm 土壤饱和持水量表现为 2 龄<6 龄<4 龄<12 龄,其中 0—10cm 土壤饱和持水量仅 2 龄与 12 龄之间差异显著($P=0.05$)。20—40 cm 及 0—40 cm 的土壤饱和持水量表现为 2 龄<4 龄<12 龄<6 龄趋势,但建植 6 龄与 12 龄无显著差异($P=0.62$)。因此,翻耕改建下的土壤固碳持水能力的适宜恢复年限应该在 6 龄左右。

表 3 减畜轮牧下退化高寒草甸不同恢复阶段的生态参数变化特征

Table 3 Variations of ecological parameters along with the restoration stages of degraded alpine meadows under the rotation-reduction grazing managements

观测指标 Index	极度退化 Severely degradation	恢复初期 Restoration stage I	恢复中期 Restoration stage II	恢复后期 Restoration stage III	恢复末期 Restoration stage IV
植被表现特征 Plant coverage and community features	植被盖度<6%,维持约 6—10 年,植物以阔叶杂草类为主。	植被盖度 6%—15%,恢复年限为 8—10 年。植物以阔叶杂草类为主。	植被盖度 15%—30%,恢复年限为 12—15 年。植物种类增加,以杂类草为主,偶见早熟禾、苔草(莎草)类植物。	植被盖度 30%—50%,恢复年限为 15—20 年。植物以杂类草为主,早熟禾盖度增多,但禾草类和苔草(莎草)类盖度仍分别在 10%以下。	植被盖度 50%—80%,恢复年限>20 年。植物种类增加,禾草和莎草盖度约 50%。常见种为针茅、早熟禾、小嵩草、苔草等
Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener index	1.72±0.08b	1.68±0.05b	1.97±0.11b	1.89±0.12b	2.54±0.05a
地上生物量 Aboveground biomass/(g/m ²)	55.39±6.19b	71.09±23.38b	144.16±31.93a	167.15±15.51a	200.73±19.55a
0—40 cm 地下生物量 0—40 cm Belowground biomass/(g/m ²)	361.60±26.56cd	314.49±113.93d	705.94±161.88bc	908.97±138.12b	1394.64±70.84a
0—10 cm 土壤有机碳 0—10 cm Soil organic carbon/(g/kg)	23.18±2.84b	22.28±3.14b	32.01±3.38ab	41.10±3.97a	41.96±4.55a
0—10 cm 土壤全氮 0—10 cm Soil total nitrogen/(g/kg)	2.71±0.35c	3.08±0.5bc	4.07±0.41ab	4.96±0.41a	5.20±0.44a
0—40 cm 土壤饱和持水量 0—40 cm Soil saturated water/mm	160.52±6.32b	165.88±1.73b	164.95±1.49b	186.60±2.13a	183.71±1.95a

不同恢复阶段间的不同字母表示差异显著($P<0.05$)

3 讨论

普遍认为长期不合理放牧行为是高寒草甸退化的主要诱因^[3,9,18],具体表现为植被生长敏感期放牧和超载放牧,导致草地生态过程紊乱、功能失衡及系统退化^[3,25]。但中度干扰理论和放牧管理都表明适度放牧能够增加牧草产量,利于草场植被的多样性和系统的稳定性的维持^[26]。实施放牧时间和放牧强度的优化管理,是轻度乃至重度退化草甸植被恢复的合理途径。至于极度退化高寒草甸,系统恢复力丧失殆尽,即使 50—100 年植被也难以自我复健,通过翻耕改建人工草地以达到退化系统生态功能的快速提升和恢复,还可缓解乃至解决草畜矛盾^[17,27]。

3.1 放牧时间管理措施

春季返青期休牧和秋季成熟期休牧是退化草甸放牧时间管理的重要恢复措施。牧草返青期是“忌牧期”但也是超载过牧最严重的时期之一^[12,28]。而返青期休牧可以显著提高牧草高度、盖度和植被地上、地下生产力。因为返青期植被生长主要依靠根部营养储备,此时家畜连续过度采食导致植物光合能力降低及根系营养的快速消耗^[29-30]。而休牧后植被得到了充分的生长发育,特别是返青期较早的禾本科、莎草科等优良牧草迅

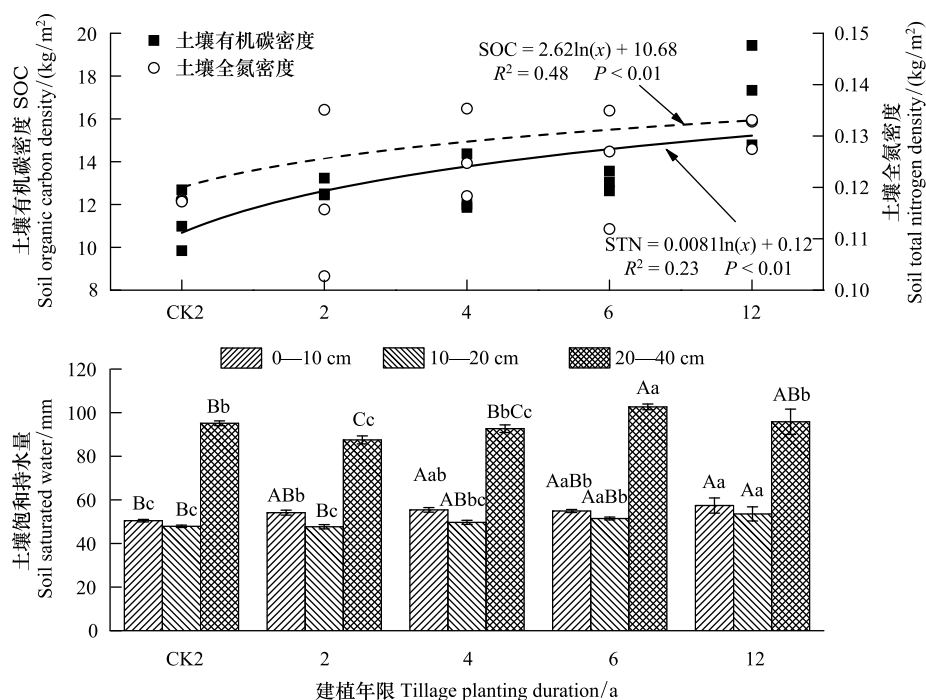


图4 翻耕建植人工草地土壤有机碳与全氮、土壤持水性能随建植龄的变化

Fig.4 Changes of soil organic carbon density (SOC), total nitrogen (STN) and soil water holding capacity (SWH) of artificial grassland with tillage planting duration

不同年龄间的不同大写和小写字母表示差异显著水平为 $P < 0.01$ 和 $P < 0.05$

速生长,群落高度、盖度和生物量快速提高,同时削弱了低矮杂类草光照、养分等资源的获取能力而抑制其生长,草地产量和质量及生态功能得以改善^[28,31],已成为缓解天然草地放牧压力和退化高寒草甸的重要恢复措施之一^[12,32]。

成熟期休牧能提高种子库密度,特别是禾草植物等优良牧草的种子数量,表明秋季休牧可显著提高土壤种子库的数量及质量^[33-34]。这主要由于家畜喜食禾草类种子,成熟期休牧削弱了家畜的选择性采食效应,更利于种子的成熟和散落^[35]。同时有研究发现植被的生理调节相比种子库对延迟放牧的响应更加直观,例如秋季成熟期休牧更利于植被地上营养物质转移至地下根系部分,便于植物来年的萌发和生长^[36]。因此,秋季成熟期休牧利于高寒草甸植被的更新繁殖和群落维持能力^[34,37]。但是土壤种子库的大部分种子因休眠储藏在土壤中,短时间改变对土壤有效种子库及植被群落的影响微弱^[38],且高寒植物多以无性营养繁殖为主,加之土壤种子的野外萌发率仅为3%左右^[23],土壤种子库对退化草甸的恢复作用尚待进一步评估^[14]。但秋季是家畜抓膘增重的关键时期^[2],同时春季休牧措施提高植被生产力效果略优于秋季休牧措施^[12],综合经济效益和生态效益,本研究建议春季返青期休牧是轻度和中度退化高寒草甸较为适宜的放牧时间管理的恢复措施。

3.2 放牧强度管理措施

草场载畜量剧增是草地退化的一个主要原因^[2,39],畜群结构优化、减畜轮牧和围栏封育等放牧强度调控方法是退化草地恢复的重要措施。畜群结构优化下的高寒草甸具有相对较高的碳水生态功能,这主要与家畜的采食习性有关。虽然牦牛便于粗放管理,但其用舌头“卷食”的觅食习性却将植被地上部分“舔净”,地表近似裸露,易受风蚀、水蚀和冻融侵蚀的影响,土壤碳氮水的固持能力下降,草地更易退化^[2]。尽管绵羊的管理相对耗时耗力,但其牙齿“啃食”的采食方式可留存一定的“草茬”,利于土壤系统热量和水分的保持及植被次年的萌发和生长,加之同等牧压下对土壤践踏作用相对较弱,可缓解乃至逆转草地退化态势^[32]。但牦牛和绵

羊的管理成本、经济收益差别较大,后续研究需要从时间效益、经济效益和生态效益上综合评价畜群结构优化的恢复效果。值得说明的是,优化调节畜群结构的恢复措施的先决条件之一是放牧强度科学合理。

围栏封育使牧草在禁牧期能有足够的物质积累进行生长和繁育,从而恢复草地的生产、生态功能,是退化高寒草甸恢复的最为广泛的途径之一^[2,40-41]。本研究发现围栏封育下退化高寒草甸的土壤有机碳和持水量的适宜恢复年限分别为 5.4 年和 12.4 年,这与封育 6—10 年后土壤固碳持水等功能属性变化平稳的结论基本一致^[21,40]。这主要由于围封封育消除了家畜践踏和选择性采食效应^[42],改变了植物的生长策略及种间关系,影响了植物地上群落结构和地下根系特征及土壤团聚体的稳定性,从而降低土壤容重和提高土壤碳水功能^[40]。这样的恢复过程也可能是土壤固碳功能恢复年限比持水功能短的原因,因为前者和植被根系相关,而后者则主要受土壤结构调控,植被根系生长策略的改变是土壤结构变化的基础^[20]。

减畜轮牧也是国家三江源生态治理工程的重要恢复措施之一^[2]。本研究发现减畜轮牧下,其生态恢复过程与围栏封育较为相似,牧草产量、土壤理化性状和土壤持水性能及植被多样性指数依次恢复,这与内蒙古典型草原^[43]和其他高寒草甸^[24,32]的研究结果基本一致。尽管相对围栏封育,其土壤碳水恢复年限较长(>20 年),但有利于牧民生活维持和游牧文化传承。因此,中度乃至重度退化高寒草甸的放牧强度管理的适宜恢复方式可以首先进行围栏封育至 6—10 年,再结合畜群结构优化进行减畜轮牧,以保障高寒草甸良性发展,实现生产、生态功能的双赢。

3.3 翻耕改建恢复措施

翻耕改建是“黑土滩”的广泛治理措施^[2]。随着翻耕改建的人工草地建植年龄延长,下界面微气候环境及植被生理活动改善,土壤有机碳和全氮得到一定程度提高,持水能力显著增加,特别是建植 6 龄后土壤持水能力基本恢复,这与研究组早期的研究结果一致^[20-21]。由于人工草地植物种类单一,群落稳定性较差,在 3 年左右会迅速退化,引起“黑土滩”的二次发生^[5],但人工草地植被-土壤系统的稳定性和生态功能逐渐增强^[44],且长期封育(>10 年)的人工草地可出现斑块化嵩草草甸,具有演替为原生植被禾草-莎草群落的可能^[24]。虽然翻耕改建人工草地前期成本较高,但可极大减轻天然草地放牧压力,还可为集约化生态畜牧业可持续发展的提供重要物质基础^[2,5]。

4 结论与展望

放牧(时间和强度)管理的恢复措施,多针对轻度退化至重度退化的高寒草甸,如围栏封育、季节(春季、秋季)休牧、减畜轮牧和畜群结构优化等措施对提高植被生产力、改善系统固碳持水生态功能及植物多样性具有明显的效果。所需恢复年限和放牧压力削减程度密切相关,如围栏封育一般需要 6—10 年,而减畜轮牧则需要 20 年左右。翻耕改建则是极度退化草甸(“黑土滩”)的适宜恢复措施,而 6 年左右则是适宜建植年限,土壤固碳和持水等生态功能快速提高。

退化高寒草甸治理因气候环境、退化程度不同可采用多种措施,虽然恢复措施所关注的生态功能略有差异,但应遵循“分区-分类-分级-分段”的恢复策略^[5]。因此,综合时间效益和生态效益,在区域退化高寒草甸恢复治理时,针对极度退化地区应采取翻耕改建人工草地以快速恢复生态功能,而重度至轻度退化地区可先采用围栏封育,再进行畜群结构优化和减畜轮牧及春季休牧等恢复措施以保护天然草地,且翻耕改建的人工草地和恢复保护的天然草地在时间和空间上相辅相成,缓解畜牧业发展的饲草瓶颈,从而保障区域生态和生产、生活功能的均衡^[2]。今后的研究中应该综合恢复成本和恢复时效,应用综合评价方法(如专家评估法)进行恢复措施的生态、生产、生活效益的全面评估,选择适宜恢复措施乃至多种恢复措施的科学组合,以破解退化高寒草甸的复健难题。

参考文献(References):

- [1] 孙鸿烈,郑度,姚檀栋,张德铨. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设. 地理学报, 2012, 67(1): 3-12.

- [2] 赵新全. 三江源区退化草地生态系统恢复与可持续管理. 北京: 科学出版社, 2011.
- [3] Kang L, Han X G, Zhang Z B, Sun O J. Grassland ecosystems in China: review of current knowledge and research advancement. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 2007, 362(1482): 997-1008.
- [4] 邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 黄麟, 曹巍, 徐新良, 葛劲松, 吴丹, 李志强, 巩国丽, 聂学敏, 贺添, 王立亚, 邴龙飞, 李其江, 陈卓奇, 张更权, 张良侠, 杨永顺, 杨帆, 周万福, 刘璐璐, 祁永刚, 赵国松, 李愈哲. 三江源生态保护和建设一期工程生态成效评估. *地理学报*, 2016, 71(1): 3-20.
- [5] 尚占环, 董全民, 施建军, 周华坤, 董世魁, 邵新庆, 李世雄, 王彦龙, 马玉寿, 丁路明, 曹广民, 龙瑞军. 青藏高原“黑土滩”退化草地及其生态恢复近 10 年研究进展—兼论三江源生态恢复问题. *草地学报*, 2018, 26(1): 1-21.
- [6] Li J, Zhang F W, Lin L, Li H Q, Du Y G, Li Y K, Cao G M. Response of the plant community and soil water status to alpine *Kobresia* meadow degradation gradients on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Ecological Research*, 2015, 30(4): 589-596.
- [7] Zhou H K, Zhao X Q, Tang Y H, Gu S, Zhou L. Alpine grassland degradation and its control in the source region of the Yangtze and Yellow Rivers, China. *Grassland Science*, 2005, 51(3): 191-203.
- [8] 曹广民, 林丽, 张法伟, 李以康, 韩道瑞, 龙瑞军. 青藏高原高寒矮嵩草甸稳定性的维持、丧失与恢复. *草业科学*, 2010, 27(8): 34-38.
- [9] Harris R B. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments*, 2010, 74(1): 1-12.
- [10] Chapin III F S, Matson P A, Vitousek P M. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2nd ed. New York, USA: Springer-Verlag, 2011: 142-145.
- [11] Bullock J M, Aronson J, Newton A C, Pywell R F, Rey-Benayas J M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 2011, 26(10): 541-549.
- [12] 马玉寿, 李世雄, 王彦龙, 孙小弟, 景美玲, 李松阳, 李林栖, 王晓丽. 返青期休牧对退化高寒草甸植被的影响. *草地学报*, 2017, 25(2): 290-295.
- [13] Tracy B F, Sanderson M A. Seedbank diversity in grazing lands of the northeast United States. *Journal of Range Management*, 2000, 53(1): 114-118.
- [14] 尚占环, 龙瑞军, 马玉寿, 张黎敏, 施建军, 丁玲玲. 黄河源区退化高寒草地土壤种子库: 种子萌发的数量和动态. *应用与环境生物学报*, 2006, 12(3): 313-317.
- [15] Han J G, Zhang Y J, Wang C J, Bai W M, Wang Y R, Han G D, Li L H. Rangeland degradation and restoration management in China. *The Rangeland Journal*, 2008, 30(2): 233-239.
- [16] 张永超, 牛得草, 韩潼, 陈鸿洋, 傅华. 补播对高寒草甸生产力和植物多样性的影响. *草业学报*, 2012, 21(2): 305-309.
- [17] 马玉寿, 张自和, 董全民, 施建军, 王彦龙, 盛丽. 恢复生态学在“黑土型”退化草地植被改建中的应用. *甘肃农业大学学报*, 2007, 42(2): 91-97.
- [18] Li X L, Gao J, Brierley G, Qiao Y M, Zhang J, Yang Y W. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau: implications for rehabilitation. *Land Degradation & Development*, 2013, 24(1): 72-80.
- [19] 张法伟, 王军邦, 林丽, 李以康, 杜岩功, 曹广民. 青藏高原高寒矮嵩草甸植被群落特征对退化演替的响应. *中国农业气象*, 2014, 35(5): 504-510.
- [20] He H D, Li H Q, Zhu J B, Wei Y X, Zhang F W, Yang Y S, Li Y N. The asymptotic response of soil water holding capacity along restoration duration of artificial grasslands from degraded alpine meadows in the Three River Sources, Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Ecological Research*, 2018, 33(5): 1001-1010.
- [21] 贺慧丹, 李红琴, 祝景彬, 杨永胜, 未亚西, 李英年. 黄河源高寒草甸封育条件下的土壤持水能力. *中国草地学报*, 2017, 39(5): 62-67.
- [22] 祝景彬, 贺慧丹, 李红琴, 杨永胜, 未亚西, 罗谨, 李英年. 高寒草甸草地土壤贮水量对牧压梯度的响应. *中国草地学报*, 2018, 40(4): 88-94.
- [23] 邓自发, 谢晓玲, 周兴民. 高寒草甸矮嵩草种群繁殖对策的研究. *生态学杂志*, 2001, 20(6): 68-70.
- [24] 李以康, 林丽, 张法伟, 梁东营, 王溪, 曹广民. 嵩草甸退化和恢复过程中主要牧草演替和地表特征变化. *草业学报*, 2010, 19(5): 179-185.
- [25] 李金花, 李镇清, 任继周. 放牧对草原植物的影响. *草业学报*, 2002, 11(1): 4-11.
- [26] Sala O E, Paruelo J M. Ecosystem services in grasslands//Daily G C eds. *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, D.C.: Island Press, 1997: 237-252.
- [27] 孙磊, 魏学红, 郑维列. 藏北高寒草地生态现状及可持续发展对策. *草业科学*, 2005, 22(10): 10-12.
- [28] 朱立博, 曾昭海, 赵宝平, 王旭, 胡跃高, 海棠. 春季休牧对草地植被的影响. *草地学报*, 2008, 16(3): 278-282.
- [29] Nie Z N, Zollinger R P. Impact of deferred grazing and fertilizer on plant population density, ground cover and soil moisture of native pastures in

- steep hill country of southern Australia. *Grass and Forage Science*, 2012, 67(2): 231-242.
- [30] Buttolph L P, Coppock D L. Influence of deferred grazing on vegetation dynamics and livestock productivity in an Andean pastoral system. *Journal of Applied Ecology*, 2004, 41(4): 664-674.
- [31] 王巧玲, 花立民, 王贵珍, 刘丽. 春季延迟放牧对高寒草甸草地群落特征及生产力的影响. *草地学报*, 2015, 23(5): 1068-1072.
- [32] 贺有龙, 周华坤, 赵新全, 来德珍, 赵建中. 青藏高原高寒草地的退化及其恢复. *草业与畜牧*, 2008, (11): 1-9.
- [33] Mayor M D, Bóo R M, Peláez D V, Elia O R. Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover. *Journal of Arid Environments*, 2003, 53(4): 467-477.
- [34] Sternberg M, Gutman M, Perevolotsky A, Kigel J. Effects of grazing on soil seed bank dynamics: an approach with functional groups. *Journal of Vegetation Science*, 2003, 14(3): 375-386.
- [35] 马妙君, 周显辉, 吕正文, 杜国祯. 青藏高原东缘封育和退化高寒草甸种子库差异. *生态学报*, 2009, 29(7): 3658-3664.
- [36] Li H, Zhang F, Li Y, Zhao X, Cao G. Thirty-year variations of above-ground net primary production and precipitation-use efficiency of an alpine meadow in the north-eastern Qinghai-Tibetan Plateau. *Grass and Forage Science*, 2016, 71(2): 208-218.
- [37] De Deyn G B, Van der Putten W H. Linking aboveground and belowground diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 2005, 20(11): 625-633.
- [38] Parlak A Ö, Gökkuş, A, Demiray H C. Soil seed bank and aboveground vegetation in grazing lands of southern Marmara, Turkey. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 2011, 39(1): 96-106.
- [39] 李辉霞, 刘淑珍. 西藏自治区北部草地退化驱动力系统分析——西藏自治区那曲县试验区. *水土保持研究*, 2005, 12(6): 215-217.
- [40] 何念鹏, 韩兴国, 于贵瑞. 长期封育对不同类型草地碳贮量及其固持速率的影响. *生态学报*, 2011, 31(15): 4270-4276.
- [41] 周华坤, 周立, 赵新全, 刘伟, 严作良, 师燕. 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.
- [42] 沈景林, 谭刚, 乔海龙, 张娟华, 孟杨. 草地改良对高寒退化草地植被影响的研究. *中国草地*, 2000, (5): 49-54.
- [43] 刘忠宽, 汪诗平, 陈佐忠, 王艳芬, 韩建国. 不同放牧强度草原休牧后土壤养分和植物群落变化特征. *生态学报*, 2006, 26(6): 2048-2056.
- [44] Gao X X, Dong S K, Xu Y D, Wu S N, Wu X H, Zhang X, Zhi Y L, Li S, Liu S L, Li Y, Shang Z H, Dong Q M, Zhou H K, Stufkens P. Resilience of revegetated grassland for restoring severely degraded alpine meadows is driven by plant and soil quality along recovery time: a case study from the Three-river Headwater Area of Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 279: 169-177.