

DOI: 10.5846/stxb202108232351

张雅娴, 樊江文, 李愈哲, 项潇智, 张海燕, 王穗子. 短期围栏封育后再利用对草地植物群落的影响. 生态学报, 2023, 43(8): 3295-3306.

Zhang Y X, Fan J W, Li Y Z, Xiang X Z, Zhang H Y, Wang S Z. Effects of grassland reuse after short-term grazing exclusion on plant community. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(8): 3295-3306.

短期围栏封育后再利用对草地植物群落的影响

张雅娴¹, 樊江文^{2,*}, 李愈哲², 项潇智³, 张海燕², 王穗子²

¹ 西南民族大学青藏高原研究院, 成都 610041

² 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局模拟重点实验室, 北京 100101

³ 四川师范大学地理与资源科学学院, 成都 610101

摘要: 短期围栏封育后再适度利用是当前生态治理工程中使用较多的草地恢复措施, 明确其实施效果对后续生态工程的优化调整具有重要意义。目前关于围栏封育和放牧对草地影响的研究较为丰富, 但鲜有研究探讨短期围栏封育后再利用对草地的长期影响。以京津风沙源工程 2002—2005 年间在锡林郭勒地区实施的围栏封育地块为研究对象, 通过配对采样调查和遥感数据分析, 开展围栏封育期和重新放牧利用期连续近 20 年的草地植物群落变化研究。结果表明, 草地植被高度、覆盖度和地上生物量在 3 年的围栏封育期内迅速增加, 重新放牧利用后这些指标虽有所下降但仍显著高于持续放牧草地, 并最终达到稳定状态。2002—2020 年间短期围栏封育后再利用地块的植被覆盖度 (FVC) 整体上呈不显著的增加趋势、净初级生产力 (NPP) 呈显著增加趋势, FVC 和 NPP 呈增加趋势的地块比例在温性草甸草原区、温性荒漠草原区和温性草原区依次减少。总的来说, 3 年的围栏封育后再放牧利用对草地植物群落具有一定的恢复作用。

关键词: 围栏封育; 草地恢复; 群落特征; 锡林郭勒草原; 京津风沙源工程

Effects of grassland reuse after short-term grazing exclusion on plant community

ZHANG Yaxian¹, FAN Jiangwen^{2,*}, LI Yuzhe², XIANG Xiaozhi³, ZHANG Haiyan², WANG Suizi²

¹ Institute of Qinghai-Tibetan Plateau, Southwest Minzu University, Chengdu 610041, China

² Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

³ Institute of Geography and Resources Science, Sichuan Normal University, Chengdu 610101, China

Abstract: Reuse after short-term grazing exclusion (RSTG) is widely used to restore the degraded grassland in ecological engineering. It's vital to understand the effects of RSTG on grassland restoration for optimal adjustment of subsequent projects. There is a growing number of research literature in the effects of grazing exclusion and grazing, while little attention has been devoted to the long-term effects of RSTG on grassland. This study took the grazing exclusion plots of Beijing-Tianjin Sand Source Control Project (2002—2005) in Xilingol as study objects. Based on paired sampling survey and remote sensing data analysis, we studied the variation of grassland plant community in a period of 20 years, including grazing exclusion period and grassland reuse period. Results showed that the height, coverage and aboveground biomass of grassland increased rapidly during 3-year grazing exclusion period, while these indicators, which remained significantly higher than those in continuous grazing plots, decreased slightly and reached a steady state after grassland reuse. There was a non-significantly increasing trend of fractional vegetation cover (FVC) and a significantly increasing trend of net primary productivity (NPP) in RSTG plots during 2002—2020, and the proportion of plots with increasing FVC and NPP decreased

基金项目: 中国科学院战略先导专项 (XDA23060405); 国家自然科学基金项目 (41971276, 42007429); 西南民族大学中央高校基本科研业务费专项资金 (2021NQNCZ25)

收稿日期: 2021-08-23; **网络出版日期:** 2022-12-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fanjw@igsrr.ac.cn

in order of temperate meadow, temperate desert steppe and temperate steppe. Generally, reuse after 3-year grazing exclusion could be beneficial to restore grassland community.

Key Words: grazing exclusion; grassland restoration; community characteristics; Xilingol grassland; Beijing-Tianjin Sand Source Control Project

中国有近 4 亿 hm^2 草地, 约占国土总面积的 40%, 草地生态系统脆弱敏感, 在人类活动和气候变化的双重影响下, 发生严重的退化。大面积的草地退化不仅制约了当地畜牧业和经济社会的发展, 而且破坏草地的生态安全屏障作用^[1]。京津风沙源工程、退耕还林(草)和草原保护政策奖补等一系列全国性生态治理工程都将退化草地的恢复作为重点内容, 围栏封育、飞播牧草、补播草种等退化草地恢复措施在生态工程中普遍应用。其中, 围栏封育通过建设围栏对草地进行封闭, 禁止割草和放牧, 利用群落内部的恢复力稳定性原理, 使退化草地自然恢复, 由于其操作简单、投入少、见效快, 是生态工程中退化草地恢复的主要措施^[2-3]。据农业部统计, 2010 年中国草地围栏封育面积达到 $6.98 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 其中 46% 分布在内蒙古^[4]。以京津风沙源工程为例, 工程初期(2002—2005 年)对约 5.33 万 hm^2 的退化草地进行了围栏封育, 围栏封育面积达工程治理总面积的 31.3%^[5]。因此, 研究围栏封育对退化草地的恢复效果, 对后续生态工程的优化调整和区域生态安全具有重要意义。

围栏封育对退化草地的恢复效果受封育年限、地理分布、气候变化等诸多因素影响, 仍存在较大的不确定性。已有大量研究证明退化草地围栏封育后, 植被高度、植被盖度、地上生物量、地表凋落物和地下生物量等植物群落特征有明显恢复, 土壤容重、土壤含水量等土壤物理性质有显著改善^[2-3, 6-7], 但物种多样性、土壤生物和化学性质等的变化仍存在较大争议。近年来, 越来越多的研究发现长期的围栏封育并不能带来更高的生态效益, 甚至会对草地生态系统产生一定程度的负面影响, 如物种多样性下降^[8-9]、毒杂草增加^[10]、野生动物活动受限^[11]、土壤酶活性降低^[2]等。围栏封育也不一定适用于所有退化草地, 研究发现其对退化严重和干旱地区草地的恢复效率低且效果不明显^[4, 12-13]。因此, 对围栏封育的合理年限、区域适宜性等问题尚需要进一步研究和验证。

草地资源作为牧民赖以生存的生产资料, 长期的围封禁牧很大程度上会限制牧区的经济发展, 加重区域生态保护与经济矛盾的矛盾^[14]。研究表明, 适度的放牧利用能够促进资源的有效利用, 从而有利于草地的恢复。一方面根据中度干扰假说适度放牧能够维持和促进草地物种多样性^[15], 另一方面适当的家畜采食和踩踏有利于牧草分蘖, 能够加速叶片更新, 从而提高光合作用, 加之家畜排泄能够提高土壤营养周转速率, 进而对草地产生一定的恢复作用^[16-17]。鉴于此, 短期围栏封育后再适度利用, 可能对草地产生持续性的恢复作用, 更有利于实现生态和经济的双重目标^[3, 14, 18]。目前对围栏封育或放牧管理的研究大多数是采用单一变量的定位控制实验, 鲜少关注围栏封育结束后重新放牧利用的草地恢复情况。鉴于生态工程中围栏封育措施在禁牧 3—5 年后会再进行放牧利用, 因此回答“退化草地短期围栏封育后再利用的长期效果如何? 该措施在不同草地类型中的效果是否存在差异?”等问题具有重要的现实意义。

本研究以京津风沙源工程 2002—2005 年间在锡林郭勒实施的围栏封育草地地块为研究对象, 采用配对调查和遥感手段, 对短期围栏封育后再利用的草地植物群落特征和功能开展连续性、长时间序列的研究, 以期后续工程和其他生态工程中围栏封育措施的优化管理提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究选择京津风沙源工程的主体区域——锡林郭勒为研究区。锡林郭勒地处内蒙古自治区中部, 位于我国北方核心城市群的正北方(图 1), 是距我国北方核心城市群最近的草原牧区和最重要的风沙屏障区。全

区地势自西南向东北渐低,整体海拔分布在 750—1900 m 之间。研究区气候类型属典型的中温带干旱、半干旱型大陆性气候,春季干旱且多风沙,夏季温暖湿润且短暂,秋季霜雪早,冬季寒冷干旱且漫长。多年平均气温 2.7℃,年均降水量 271.5 mm,降水年内分配极不均匀,70% 的年降水量集中在夏季。锡林郭勒位于世界第二大风沙源东北亚地区风沙传输路径上,年均日风速为 3.2 m/s,平均全年大风天数 31 天,70% 的大风天气发生在干燥且地表裸露的春季^[19]。土壤类型以栗钙土分布最广。

锡林郭勒草地总面积近 20 万 km²,占整个锡林郭勒总面积的 90%,自西向东依次分布着温性荒漠草原、温性草原和温性草甸草原三种主要草地类型。依托于丰富的草地资源,自古以来畜牧业就是锡林郭勒主要经济产业,放牧家畜类型以牛和羊为主。2000 年前,为发展经济,锡林郭勒地区家畜数量激增,1999 年达到峰值,50 年间全区载畜量由 292.55 羊单位增加到了 2287.29 羊单位,增加了 15.43 倍,造成草地超载情况越来越严重,由于过度放牧锡林郭勒大面积草地发生剧烈退化^[20]。

2000 年后,为修复退化草地,京津风沙源工程、退牧还草等生态工程在锡林郭勒实施,其中京津风沙源工程是实施时间最长的工程之一(分为 2002—2012 年和 2013—2022 年两期),围栏封育是该工程在锡林郭勒实施面积最大的草地恢复措施。根据《2000—2005 年锡林郭勒盟各旗(县、市)京津风沙源治理工程不同措施分布图》(内蒙古农业大学 2006 年制),京津风沙源一期工程围栏封育地块达 2297 个(图 1),这些地块集中在 2002—2005 年间进行围栏封育,并经过 3 年左右的短期围栏封育后,在 2005—2008 年间解除围封重新放牧利用。

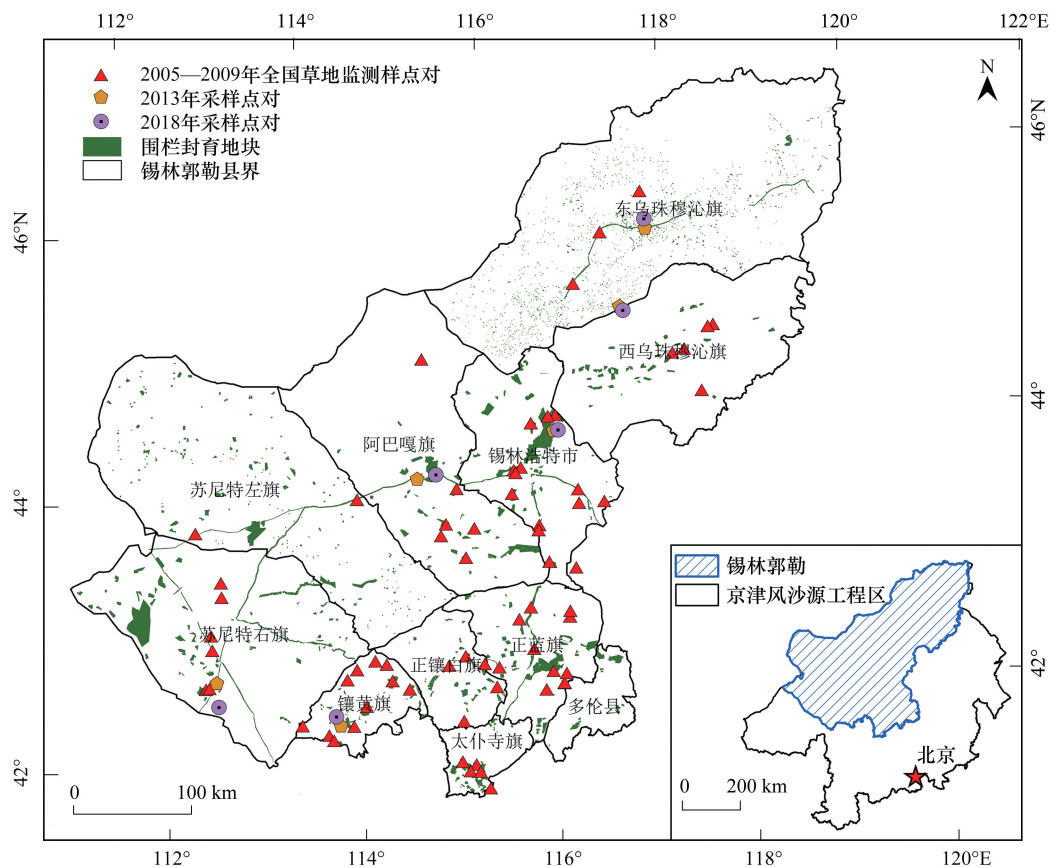


图 1 京津风沙源工程 2002—2005 年间在锡林郭勒实施的围栏封育地块及本研究配对采样样点对空间分布

Fig.1 Spatial distribution of grazing exclusion plots of Beijing-Tianjin Sand Source Control Project (2002—2005) in Xilingol and paired sampling points in this study

1.2 数据来源与处理

1.2.1 采样设计与数据来源

本研究采用配对采样调查的方法,以毗邻短期围栏封育后再利用地块的持续自由放牧草地为参照,成对

设置短期围栏封育后再利用地块内外的采样点,共形成 80 对采样点,其中 68 对采样点数据来源于农业部全国草地监测,12 对采样点数据为课题组采样调查。

农业部全国草地监测数据时间为 2005—2009 年,由原农业部草原总站提供,共计 785 个样点。该数据集详细记录了采样点的位置、调查时间、地块围封开始年份、全球定位系统(GPS)坐标、海拔、地形地貌、坡向坡位、土壤类型、草地类型、地表侵蚀情况、盐碱情况、地表季节性积水情况、利用方式、利用程度、植被覆盖度、植被平均高度、产草量鲜重、产草量干重、可食产草量干重、优势物种和不可食物种等内容。在 ArcGIS 中将 785 个样点与 2000—2005 年京津风沙源工程在锡林郭勒的围栏封育地块的矢量分布图叠加,基于以下原则对样点进行选择:(1)所有记录完整,无缺项;(2)调查时间为 7 月底—8 月中旬;(3)措施内样点位于围栏封育地块内,措施外样点距离围栏封育地块最近边界小于 3 km;(4)措施内外的土壤类型、草地类型、地形地貌、坡向、坡位等地理生态特征一致。根据以上原则,144 个可用样点被选择,按照围栏封育措施内外配对成 68 对样点。课题组采样调查时间为 2013 年和 2018 年的 7 月底—8 月中旬,两年各 6 对(共 12 对)重新放牧利用的围栏封育样点与毗邻持续自由放牧草地样点被调查。样点选择原则和调查内容与收集的农业部全国草地监测数据一致。本研究 80 对采样点分布如图 1 所示。

每个采样点随机选取 3 个地形条件一致且能够代表样地平均状况的 50 cm×50 cm 样方,用于调查采样点的植被状况和地上生物量。记录每个采样点优势物种、地理特征、土壤类型、植被类型、围栏封育时间和重新放牧时间等背景信息。采用目测法确定每个样方的植被覆盖度。用直尺测定样方内每种植物随机 5 株高度,不足 5 株测该物种全部植株高度,取所有测定植株高度的平均值作为样方植被高度。地上生物量采用收获法测定,将样方内所有植物齐地面刈割,保存在信封中,带回到实验室后称其鲜重,然后在 85℃ 恒温烘箱中烘干至恒重后,称其干重并记录。

根据调查地块围栏封育开始年份和调查年份,将 80 对采样点划分为围栏封育第 1 年(G1,9 对)、围栏封育第 2 年(G2,4 对)、围栏封育第 3 年(G3,6 对)、重新放牧利用第 1 年(R1,7 对)、重新放牧利用第 2 年(R2,11 对)、重新放牧利用第 3 年(R3,13 对)、重新放牧利用第 4 年(R4,10 对)、重新放牧利用 5—6 年(R5—6,9 对)、重新放牧利用 7—11 年(R7—11,6 对)、重新放牧利用 12 年及以上(R12,5 对),共 10 个年份组。

1.2.2 遥感数据来源与处理

受人力物力等的限制,采样调查的围栏封育地块数量有限,且时效性差。为了分析短期围栏封育后再利用措施连续、长时间序列对草地的影响,比较不同草地类型区措施效果差异,本研究选用植被覆盖度(FVC)和净初级生产力(NPP)两个遥感参数进行补充调查。其中,FVC 表征草地植被覆盖度的动态变化,NPP 是反映草地生产功能的关键指标^[21],通过植被结构性指标 FVC 和功能性指标 NPP 共同反映短期围栏封育后再利用措施的综合效应,并与地面采样调查形成对照。

FVC 采用像元二分模型计算^[22-23]:

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \quad (1)$$

式中,FVC 为植被覆盖度,NDVI_{max}和NDVI_{min}分别为区域内最大和最小的年归一化植被指数(NDVI)值。由于不可避免存在噪声,NDVI_{min}和NDVI_{max}取 5%—95%置信度范围内的最大值与最小值。2002—2020 年 NDVI 数据来源于美国航空航天局数据中心的 MOD13A1 数据集(<http://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>),其空间分辨率 500 m×500 m、时间分辨率 16 d。每年的 23 期影像,采用最大值合成法计算得到年 NDVI 数据。

2002—2020 年间 NPP 数据来源于美国航空航天局数据中心的 MOD17A3 数据集(<http://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>),其空间分辨率 500 m×500 m、时间分辨率为年。

1.2.3 辅助数据

本研究所用 2002—2020 年降水和温度空间数据是通过 ANUSPLIN 软件进行空间插值所得,其中插值所需站点数据为中国气象数据网(<http://data.cma.cn>)中国地面气候资料日值数据集(V3.0)。草地类型分布数

据来源于《1:100 万中国草地资源图》。围栏封育地块空间分布数据来源于《2000—2005 年锡林郭勒盟各旗(县、市)京津风沙源治理工程不同措施分布图》(内蒙古农业大学 2006 年制)。

1.3 数据分析

短期围栏封育后再利用措施对每个采样调查指标(植被高度、覆盖度和地上生物量)的影响用相对变化率 RC_i 进行定量分析^[2,12,24],其计算公式为:

$$RC_i = \frac{W_{i内} - W_{i外}}{W_{i外}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, RC_i 为指标 i 的相对变化率, $RC_i > 0$ 说明措施使指标 i 有所恢复, $RC_i = 0$ 说明措施对指标 i 没有影响, $RC_i < 0$ 说明措施使指标 i 退化; $W_{i内}$ 和 $W_{i外}$ 分别表示措施内和外指标 i 的值。

本研究采用配对 t 检验对短期围栏封育后再利用措施内外植被高度、覆盖度和地上生物量等指标进行差异性检验,采用一元线性回归分析对围栏封育期和重新放牧利用期各指标 RC 进行趋势检验。所有显著性检验均在 95% 水平,在 SPSS 23.0 软件中进行。

遥感指标 FVC 和 NPP 空间分析在 ArcGIS 10.3 软件中进行。采用一元线性回归法进行 2297 个短期围栏封育后再利用地块逐地块 2002—2020 年间 FVC 和 NPP 的变化趋势分析^[25]:

$$\text{slope} = \frac{n \times \sum_{j=1}^n j \times y_j - \sum_{j=1}^n j \sum_{i=1}^n y_i}{n \times \sum_{j=1}^n j^2 - (\sum_{j=1}^n j)^2} \quad (3)$$

式中, slope 为一元线性回归方程的斜率, slope = 0 表示指标 FVC 或 NPP 没有变化, slope > 0 表示指标 FVC 或 NPP 呈增加趋势, slope < 0 表示呈减小趋势; n 为年数, j 为年份, y_j 为第 j 年短期围栏封育后再利用地块内指标 y (FVC 或 NPP) 的平均值。采用 t 检验对 slope 进行显著性检验, $P \leq 0.01$ 为极显著变化, $0.05 < P < 0.01$ 为显著变化, $P \geq 0.05$ 为不显著变化。

2 结果与分析

2.1 短期围栏封育后再利用措施对优势物种影响的年际变化

围栏封育样地经围栏封育和重新放牧利用后草地群落优势物种发生更替,与毗邻的连续自由放牧参照样地相比有明显差异(表 1)。短期围栏封育期间,围栏封育样地内羊草和大针茅等适口性牧草作为优势物种出现频率较高,冷蒿和二裂委陵菜等耐牧性草种作为优势物种也有出现但频率相对较低。同时期,持续放牧样地的主要优势物种由大针茅和羊草变为冷蒿。重新放牧利用后,围栏封育样地主要优势物种仍以羊草、大针茅、克氏针茅和冰草等适口性好的物种为主,而持续自由放牧草地群落优势物种年际变化较大,冷蒿、止血马唐和猪毛菜等耐牧性草种作为优势物种出现频率始终较高。

2.2 短期围栏封育后再利用措施对植被群落特征影响的年际变化

短期围栏封育后再利用对草地植被覆盖度有显著恢复作用(图 2)。与持续自由放牧样地相比,围栏封育期间植被覆盖度迅速增加,到第 3 年围栏封育地块植被覆盖度达到了 65.50%,较第 1 年增加了 33.13%,但措施内外的植被覆盖度差异并没有达到显著水平。重新放牧利用后,围栏封育样地植被覆盖度开始显著高于毗邻的持续自由放牧样地($P < 0.05$)。围栏封育第 3 年,植被覆盖度的相对变化率达到峰值。重新放牧利用相对变化率有所下降但始终大于 0,且在重新放牧利用第 2 年,达到相对稳定,之后相对变化率稳定在 60% 左右。

短期围栏封育后再利用对草地植被高度也有显著恢复作用(图 2)。措施实施后,围栏封育样地植被高度始终高于持续自由放牧样地,并在重新放牧利用第 1 年后达到显著水平($P < 0.05$)。重新放牧利用第 1 年,植被高度的相对变化率达到峰值(162.89%)。重新放牧利用第 2 年植被高度相对变化率开始迅速下降,保持在 80% 上下波动。

表 1 短期围栏封育后再利用样地与毗邻持续自由放牧样地的优势物种年际变化

Table 1 Interannual variation of dominant species at reuse after short-term grazing exclusion plots and continuous grazing plots

时间 Time	采样点对数 Number of paired sampling points	围栏封育样地 Grazing exclusion plots		持续自由放牧样地 Continuous grazing plots	
		主要优势物种 Main dominant species	出现频率/% Frequency	主要优势物种 Main dominant species	出现频率/% Frequency
G1	9	羊草 <i>L. chinensis</i>	55.56	大针茅 <i>S. grandis</i>	66.67
		冷蒿 <i>A. frigida</i>	44.44	糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	55.56
		糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	33.33	羊草 <i>L. chinensis</i>	22.22
		大针茅 <i>S. grandis</i>	22.22		
G2	4	大针茅 <i>S. grandis</i>	75	冷蒿 <i>A. frigida</i>	75
		羊草 <i>L. chinensis</i>	75		
		冷蒿 <i>A. frigida</i>	75		
G3	6	羊草 <i>L. chinensis</i>	66.67	冷蒿 <i>A. frigida</i>	50
		大针茅 <i>S. grandis</i>	33.33	糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	33.33
		苔草 <i>C. korshinskyi</i>	33.33		
		二裂委陵菜 <i>Potentilla bifurca</i>	33.33		
R1	7	羊草 <i>L. chinensis</i>	100	羊草 <i>L. chinensis</i>	100
		冷蒿 <i>A. frigida</i>	42.86	冷蒿 <i>A. frigida</i>	57.14
		冰草 <i>Agropyron cristatum</i>	28.57	大针茅 <i>S. grandis</i>	28.57
		大针茅 <i>S. grandis</i>	28.57		
R2	11	羊草 <i>L. chinensis</i>	77.78	糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	55.56
		冷蒿 <i>A. frigida</i>	77.78	羊草 <i>L. chinensis</i>	55.56
		大针茅 <i>S. grandis</i>	44.44	大针茅 <i>S. grandis</i>	22.22
				冷蒿 <i>A. frigida</i>	22.22
R3	13	羊草 <i>L. chinensis</i>	41.67	羊草 <i>L. chinensis</i>	33.33
		克氏针茅 <i>S. krylovii</i>	41.67	冷蒿 <i>A. frigida</i>	33.33
		冷蒿 <i>A. frigida</i>	33.33	克氏针茅 <i>S. krylovii</i>	33.33
R4	10	大针茅 <i>S. grandis</i>	50	羊草 <i>L. chinensis</i>	60
		冰草 <i>Agropyron cristatum</i>	40	大针茅 <i>S. grandis</i>	50
		羊草 <i>L. chinensis</i>	40	冰草 <i>Agropyron cristatum</i>	30
		糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	30		
R5—6	9	羊草 <i>L. chinensis</i>	55.56	大针茅 <i>S. grandis</i>	66.67
		大针茅 <i>S. grandis</i>	22.22	羊草 <i>L. chinensis</i>	22.22
		冰草 <i>Agropyron cristatum</i>	22.22	冷蒿 <i>A. frigida</i>	22.22
R7—11	6	羊草 <i>L. chinensis</i>	33.33	羊草 <i>L. chinensis</i>	33.33
		克氏针茅 <i>S. krylovii</i>	33.33	猪毛菜 <i>Salsola collina</i>	33.33
		糙隐子草 <i>C. squarrosa</i>	33.33	大针茅 <i>S. grandis</i>	33.33
R12	5	大针茅 <i>S. grandis</i>	60	羊草 <i>L. chinensis</i>	80
		羊草 <i>L. chinensis</i>	60	猪毛菜 <i>Salsola collina</i>	60
		猪毛菜 <i>Salsola collina</i>	40	止血马唐 <i>Digitaria ischaemum</i>	40

表中 G1、G2、G3 分别表示围栏封育第 1、2、3 年，R1、R2、R3、R4、R5—6、R7—11 和 R12 分别表示重新放牧利用第 1、2、3、4、5—6、7—11 年和 12 年及以上；表中展示物种为调查当年所有样地中出现频率最高的几个优势物种

2.3 短期围栏封育后再利用措施对地上生物量影响的年际变化

短期围栏封育后再利用对草地的地上生物量有显著的持续增加作用(图 2)，重新放牧利用 12 年以后，地上生物量由围栏封育第 1 年的 104.37 g/m²增加到了 223.22 g/m²，增加了 113.87%。而持续放牧样地地上生物量在十几年间呈波动变化，维持在 70—100 g/m²。自围栏封育第 2 年开始，围栏封育样地地上生物量显著高于毗邻持续放牧样地($P<0.05$)。与持续放牧样地相比，围栏封育第 3 年地上生物量的相对变化率显著增

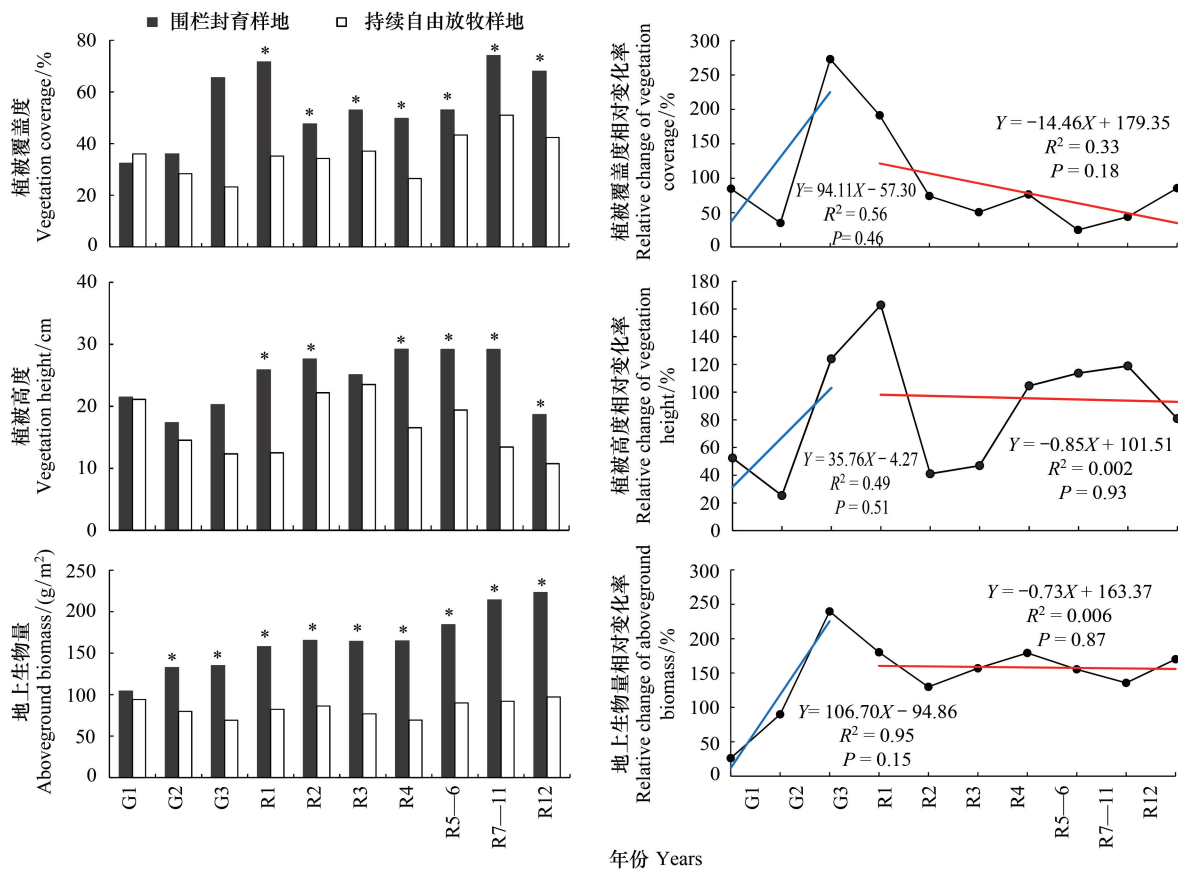


图2 短期围栏封育后再利用对草地植被覆盖度、高度和地上生物量影响的年际变化

Fig.2 Interannual variation of effects of grassland reuse after short-term grazing exclusion on vegetation cover, height and aboveground biomass

图中 G1、G2、G3 分别表示围栏封育第 1、2、3 年, R1、R2、R3、R4、R5—6、R7—11 和 R12 分别表示重新放牧利用第 1、2、3、4、5—6、7—11 年和 12 年及以上; * 表示配对 t 检验结果呈显著差异

加并达到峰值 (239.58%)。重新放牧利用后虽有所下降但仍维持在较高水平, 年均变化率达 158.23%。

2.4 短期围栏封育后再利用措施对 FVC 影响的时空变化差异

对短期围栏封育后再利用所有地块 FVC 的逐地块变化趋势分析发现, 自 2002 年短期围栏封育后再利用措施实施以来, 措施内 FVC 以每年 0.09% 的速率呈不显著增加趋势 ($P > 0.05$), 显著高于全锡林郭勒草地 FVC 的平均增加趋势 (0.0007%/a)。逐地块统计分析发现, 2002—2020 年间各地块的 FVC 变化趋势以不显著增加和不显著减少为主, 分别占总地块数量的 52.21% 和 42.74%; 仅 3.37% 的地块呈显著增加趋势, 1.68% 的地块 FVC 呈显著减少趋势 (图 3)。锡林郭勒三种主要草地类型中, 温性草甸草原区 FVC 呈增加趋势的地块比例最高, 达 60.00%; 相对来说, 温性草原区短期围栏封育后再利用措施对 FVC 恢复效果较差, 51.05% 的地块 FVC 呈减少趋势 (表 2)。

在两期京津风沙源工程的实施期间, 短期围栏封育后再利用措施对 FVC 的恢复效果并不明显, FVC 呈减少趋势地块的比例较高。相比于一期工程 (2002—2012 年), 二期工程 (2013—2020 年) FVC 呈增加趋势的地块比例有所增加, 比例提高了 3.60%, 主要是不显著增加的比例由 52.79% 提高到了 56.27%, 这些地块主要分布在锡林郭勒西部的温性荒漠草原区 (图 3)。逐斑块比较两期工程 FVC 变化趋势的转变情况, 较一期工程, 二期工程期间, 90.88% 的地块 FVC 变化趋势没有显著改变, 2.03% 显著转好, 4.18% 保持增加趋势, 1.92% 仍处于减少趋势, 仅 0.99% 显著变差。

表 2 不同草地类型区短期围栏封育后再利用地块 2002—2020 年 FVC 变化情况/%

Table 2 FVC trends of grassland reuse after short-term grazing exclusion at different grassland types during 2002—2020

草地类型 Grassland types	极显著增加 Extremely significant increase	显著增加 Significant increase	不显著增加 Non-significant increase	不显著减少 Non-significant decrease	显著减少 Significant decrease	极显著减少 Extremely significant decrease
温性草原区 Temperate steppe	1.26	1.96	45.73	49.51	1.40	0.14
温性草甸草原区 Temperate meadow	0.88	3.01	56.71	37.77	1.00	0.63
温性荒漠草原区 Temperate desert steppe	0.98	0.98	55.61	40.00	2.43	0

FVC: 植被覆盖度 Fractional vegetation cover

2.5 短期围栏封育后再利用措施对 NPP 影响的时空变化差异

对短期围栏封育后再利用所有地块 NPP 的逐地块变化趋势分析发现,自 2002 年短期围栏封育后再利用措施实施以来,措施内 NPP 以每年 3.75 gC/m^2 的速率呈显著增加趋势 ($P<0.05$),高于全锡林郭勒草地 NPP 的平均增加趋势 ($2.61\text{ gC m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)。逐地块统计分析发现,99.30%的地块 NPP 在 2002—2020 年间呈增加趋势,其中 54.64%的地块 NPP 呈显著增加趋势,仅 0.70%的地块的 NPP 呈减少趋势(图 3)。锡林郭勒三种主要草地类型短期围栏封育后再利用地块 NPP 呈增加趋势的比例均超过了 98%,其中温性草甸草原区 NPP 呈显著增加的比例最高,达 72.40%(表 3)。

表 3 不同草地类型区短期围栏封育后再利用地块 2002—2020 年 NPP 变化情况/%

Table 3 NPP trends of grassland reuse after short-term grazing exclusion at different grassland types during 2002—2020

草地类型 Grassland types	极显著增加/% Extremely significant increase	显著增加/% Significant increase	不显著增加/% Non-significant increase	不显著减少/% Non-significant decrease	显著减少/% Significant decrease	极显著减少/% Extremely significant decrease
温性草原区 Temperate steppe	12.64	22.33	63.77	1.26	0	0
温性草甸草原区 Temperate meadow	35.26	37.14	27.23	0.25	0	0.12
温性荒漠草原区 Temperate desert steppe	18.63	35.29	46.08	0	0	0

NPP: 净初级生产力 Net primary productivity

在两期京津风沙源工程的实施期间,短期围栏封育后再利用措施对 NPP 有明显的恢复效果,且恢复效果稳定性较好。一期工程期间(2002—2012 年),92.64%地块的 NPP 呈现增加趋势,7.36%的地块呈减少趋势。二期工程(2013—2020 年)较一期工程,NPP 增加趋势变缓,以不显著变化为主,虽有 46.99%的地块 NPP 呈现不显著的减少趋势,但仍有 51.37%的地块保持增加趋势不变,5.08%的地块显著转好,43.26%的地块波动变化,仅 0.29%的地块有变差趋势(图 3)。

3 讨论

本研究通过地面调查和遥感手段的长时序研究发现,锡林郭勒地区 2002—2005 年间实施的短期围栏封育后再适度利用的工程措施,能够使退化草地植物群落得到一定程度的恢复并最终达到稳定状态,具体表现为:植被高度、覆盖度和地上生物量在 3 年的围栏封育期内迅速增加,重新放牧利用后这些指标虽有所下降但仍显著高于持续放牧草地(图 2);2002—2020 年短期围栏封育后再利用地块的 FVC 整体上呈不显著的增加趋势,NPP 整体上呈显著增加趋势(图 3),且措施地块的 FVC 和 NPP 每年增加速率均高于锡林郭勒草地平均速率。这可能是因为退化草地经过短期的排除放牧干扰后,使植株较高的适牧性物种得以恢复,植被覆盖

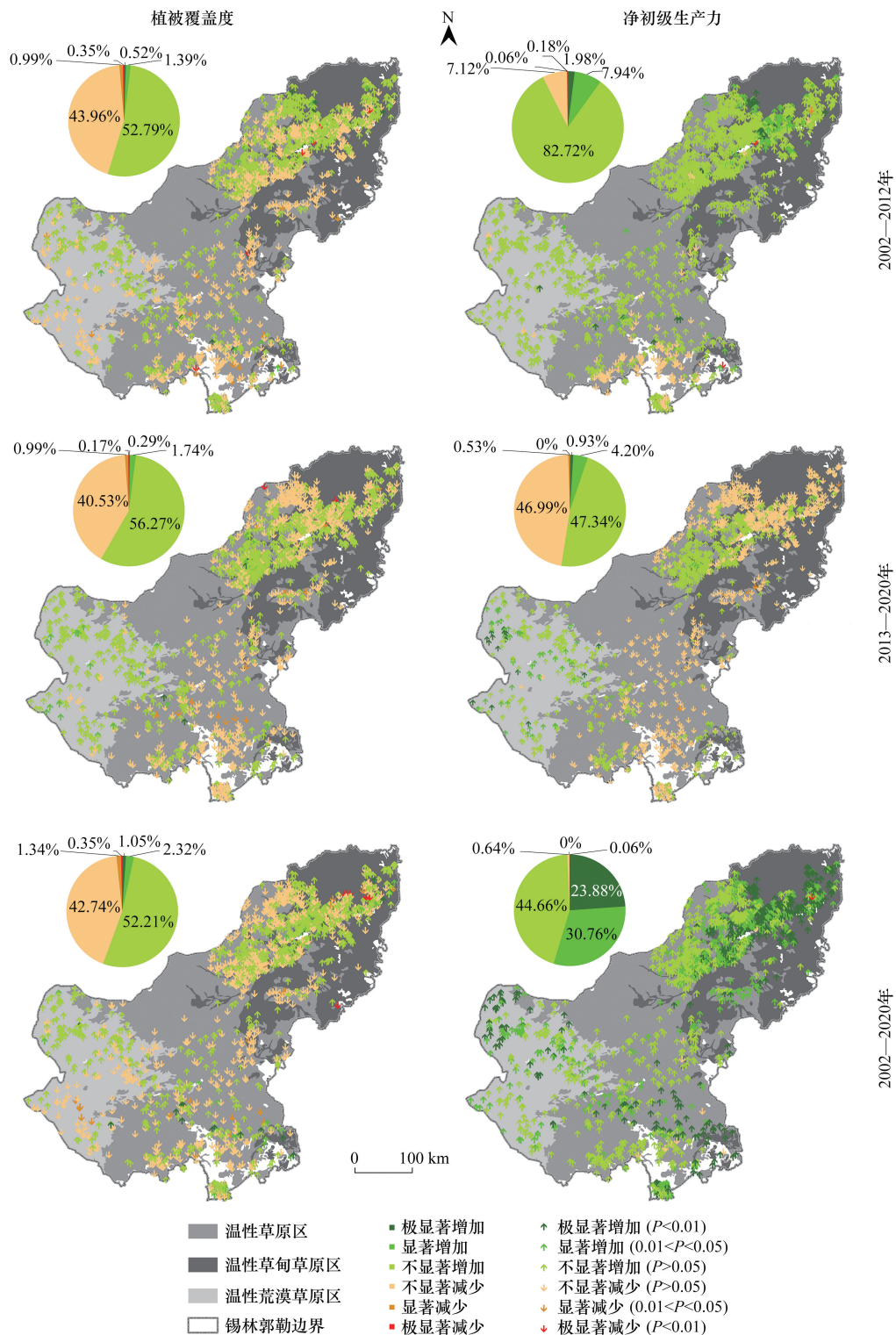


图3 2002—2020年间不同时期短期围栏封育后再利用地块FVC和NPP变化趋势的空间分布

Fig.3 Spatial distribution of FVC and NPP trends of grassland reuse after short-term grazing exclusion plots at different periods during 2002—2020

FVC: 植被覆盖度 Fractional vegetation cover; NPP: 净初级生产力 Net primary productivity; 箭头表示短期围栏封育后再利用地块在 2002—2020 年间的 FVC 或 NPP 变化趋势

度、地表凋落物和立枯物由于牲畜采食作用的减少而增加^[26],土壤容重由于践踏作用的减少而减小,有利于草地恢复,使地上生物量迅速累积^[27]。经过封育期植被恢复和地表养分的累积,再进行适度放牧刺激牧草分蘖,促使老组织的移除,增加植物组织对光的吸收,使光合作用增强^[28],草地生产力进一步提高。同时适度放牧增加地表有机质的物理破碎,使凋落物更有效分解和融入土壤^[29],从而使土壤营养在重新放牧利用后仍能维持较高水平的草地生产。

短期围栏封育后再利用对 FVC 和 NPP 有一定的增益效果,其效果在不同草地类型区存在差异,表现为温性草甸草原、温性荒漠草原、温性草原 3 种草地类型的 FVC 和 NPP 呈增加趋势的地块比例依次减少(表 2、表 3),这可能与不同草地类型区水热条件差异和植被类型差异有关。本研究统计分析了 2002—2020 年锡林郭勒 3 种草地类型区的生长季降水量和生长季日均温的年际变化情况(图 4),先前的研究发现降水是锡林郭勒草地生态系统的主要限制因素^[6,30],本研究发现虽然短期围栏封育效果与降水有关,但并不是降水量越大效果越好。温性草甸草原区生长季降水量显著增加(图 4),这可能是造成温性草甸草原区短期围栏封育后再利用地块 FVC 和 NPP 呈增加趋势的比例最高的主要原因。而温性荒漠草原区和温性草原区 19 年间生长季日均温和生长季降水量都处于稳定波动状态(图 4),这两个草地类型区短期围栏封育后再利用地块 FVC 和 NPP 效果差异受气候变化影响不大,可能主要是植被类型的不同造成。与温性草原相比,温性荒漠草原区气候条件更加暖干,植被水分利用效率更高,在围栏封育后植被覆盖度和高度迅速增加,地表温度和水分蒸发随之减少,土壤水分含量增加,土壤水分含量增加后水分利用效率更高的植被群落可能有更快速的恢复^[4,6,30-32]。这一结果与 Sun 等^[4]对内蒙古退牧还草工程中的围栏封育效果研究发现一致。

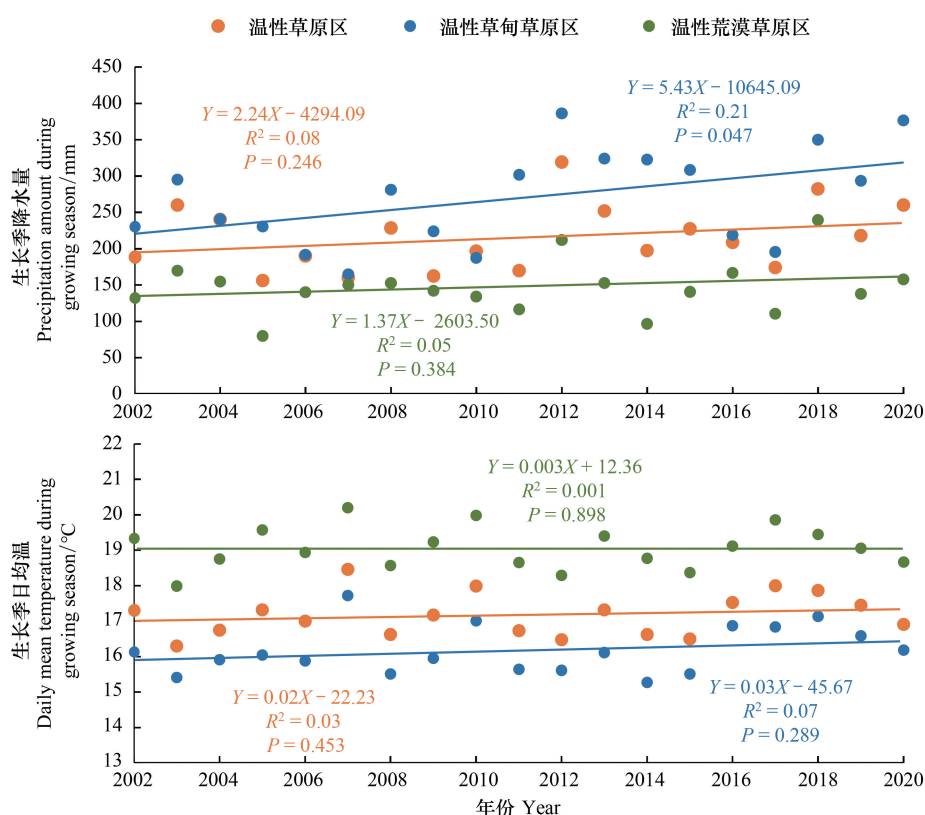


图 4 2002—2020 年不同草地类型区短期围栏封育后再利用地块生长季降水量和生长季日均温年际变化

Fig.4 Interannual variation of precipitation and daily mean temperature for growing season of grassland reuse after short-term grazing exclusion at different grassland types during 2002—2020

与长期围栏封育相比,短期围栏封育后再利用可能更有利于解决生态保护和经济发展的矛盾。长期围栏

封育实验研究发现,草地植物群落经过几年的短期围栏封育后,草地物种多样性、植被覆盖度、植被高度和地上生物量能够短暂恢复到峰值,在此之后继续进行围栏封育将出现再次退化的现象^[8-10,12,29,31,33]。因此,长期围栏封育不仅造成牧民因畜牧生产减少而产生经济损失,还面临着生态二次退化的风险。虽然,本研究中国围栏封育到第3年草地植被高度、覆盖度和地上生物量都达到峰值,但糙隐子草和冷蒿等退化指示性物种出现的比例仍然较高,大针茅和羊草等地带性顶级群落并没有占有绝对优势(表1),恢复效果并不稳定且未达到气候顶级群落。这可能是由于围栏封育年限不够,锡林郭勒地区的围栏封育实验研究一般认为,5—8年的围栏封育是草地恢复的适合年限^[28-29,31]。根据草地退化程度,适当的延长工程中围栏封育期的年限,使退化草地群落和土壤条件恢复到更好和更稳定的状态后再重新放牧,可能更有利于草地在放牧扰动下发挥其自恢复能力。但目前对短期围栏封育后再利用措施效果研究较少,围栏封育多久后再进行放牧利用有待于进一步研究。

本研究发现,3年围栏封育期间,毗邻的持续放牧样地植物群落出现植株矮化、覆盖度和地上生物量降低的现象(图2),群落结构恶化,冷蒿和糙隐子草等耐牧性物种占绝对优势(表1)。这可能是受围栏封育的溢出效应影响,围栏封育后可放牧草地面积减少,牧民为了保持经济收入,增加未进行围栏封育的草地放牧压力,从而造成未进行围栏封育的草地进一步退化^[14]。此外区域尺度分析中发现分别有44.43%和0.64%的围栏封育地块FVC和NPP有减少趋势,虽然短期围栏封育后再利用对草地整体表现为恢复态势,但仍要清醒的认识到并不是所有实施了围栏封育的草地地块都是有效的。一个主要的原因是重新放牧利用后放牧管理不合理,造成再次退化。本研究证明短期围栏封育后再合理放牧能够使草地恢复的可持续性得以延续,但为了保持恢复效果,重新放牧后放牧强度应充分考虑草地的自修复机制,保持在合理水平^[34-35]。

由于措施实施年份较早且地块较多,难以获取全部地块围栏封育前放牧历史、退化程度等信息,造成研究结果的不确定性。此外本研究的数据主要来源于农业部全国草地监测,数据调查指标简单,有必要进行短期围栏封育后再利用草地物种多样性和土壤性质调查,从而开展更加深入的研究和探讨。

4 结论

本研究基于配对采样调查和遥感数据分析,对锡林郭勒2002—2005年间实施的短期围栏封育后再利用措施对草地植物群落的影响进行了连续、长时间序列分析。研究发现,3年围栏封育期间退化草地的植被覆盖度、高度和地上生物量迅速增加,重新放牧利用后这些指标虽有所下降但仍显著高于持续放牧草地,并达到较为稳定的状态。2002—2020年间短期围栏封育后再利用地块FVC和NPP整体呈增加趋势,且增速均高于锡林郭勒草地平均水平。与长期围栏封育相比,短期围栏封育后再利用既能够增加草地的经济价值,也能降低生态风险。本研究只调查了围栏封育3年的效果,围栏封育多久后再进行放牧利用有待于进一步研究。解除围栏封育后,不合理的放牧利用仍可能造成草地再次退化,为了维持草地良好的自恢复状态,短期围栏封育和合理的长期放牧管理都是十分必要的。

参考文献(References):

- [1] Reynolds S G, Batello C, Baas S, Mack S. Grassland and forage to improve livelihoods and reduce poverty. *Grassland: A Global Resource*, 2005: 323-338.
- [2] Du C J, Jing J, Shen Y, Liu H X, Gao Y H. Short-term grazing exclusion improved topsoil conditions and plant characteristics in degraded alpine grasslands. *Ecological Indicators*, 2020, 108: 105680.
- [3] Fenetahun Y, You Y, Xu X W, Wang Y D. Effects of grazing enclosures on species diversity, phenology, biomass, and carrying capacity in borana rangeland, southern Ethiopia. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2021, 8: 623627.
- [4] Sun F F, Sun W J, Huang Y, Zhang W, Yu L F, Wang J T. Precipitation does not amplify the efficiency of fencing measures for temperate grassland restoration: a case study in Northern China based on remote sensing. *Ecological Engineering*, 2017, 105: 252-261.
- [5] 张雅娴. 内蒙古草原不同恢复措施生态效应及作用机制的研究. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所, 2020: 19-21.
- [6] Song Z L, Wang J, Liu G B, Zhang C. Changes in nitrogen functional genes in soil profiles of grassland under long-term grazing prohibition in a semiarid area. *Science of the Total Environment*, 2019, 673: 92-101.

- [7] Wang S Z, Fan J W, Li Y Z, Huang L. Effects of grazing exclusion on biomass growth and species diversity among various grassland types of the Tibetan Plateau. *Sustainability*, 2019, 11(6): 1705.
- [8] 聂莹莹, 徐丽君, 辛晓平, 陈宝瑞, 张保辉. 围栏封育对温性草甸草原植物群落构成及生态位特征的影响. *草业学报*, 2020, 29(11): 11-22.
- [9] Li W, Liu Y Z, Wang J L, Shi S L, Cao W X. Six years of grazing exclusion is the optimum duration in the alpine meadow-steppe of the north-eastern Qinghai-Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 2018, 8: 17269.
- [10] 刘岩, 李宝林, 袁焯城, 祁佳丽, 李影, 李睿. 基于三江源高寒草甸群落结构变化评估围栏封育对草地恢复的影响. *生态学报*, 2021, 41(18): 7125-7137.
- [11] Sun J, Liang E Y, Barrio I C, Chen J, Wang J N, Fu B J. Fences undermine biodiversity targets. *Science*, 2021, 374(6565): 269.
- [12] Hao L, Sun G, Liu Y Q, Gao Z Q, He J J, Shi T T, Wu B J. Effects of precipitation on grassland ecosystem restoration under grazing exclusion in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecology*, 2014, 29(10): 1657-1673.
- [13] Liu J H, Wu J J, Su H B, Gao Z H, Wu Z T. Effects of grazing exclusion in Xilin Gol grassland differ between regions. *Ecological Engineering*, 2017, 99: 271-281.
- [14] Sun J, Liu M, Fu B J, Kemp D, Zhao W W, Liu G H, Han G D, Wilkes A, Lu X Y, Chen Y C, Cheng G W, Zhou T C, Hou G, Zhan T Y, Peng F, Shang H, Xu M, Shi P L, Liu S L. Reconsidering the efficiency of grazing exclusion using fences on the Tibetan Plateau. *Science Bulletin*, 2020, 65(16): 1405-1414.
- [15] Mipam T D, Zhong L L, Liu J Q, Mieke G, Tian L M. Productive overcompensation of alpine meadows in response to yak grazing in the eastern Qinghai-Tibet Plateau. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10: 925.
- [16] Wang J L, Li W, Cao W X, Wang S L. Effects of different intensities of long-term grazing on plant diversity, biomass and carbon stock in alpine shrubland on the Qinghai-Tibetan Plateau. *PeerJ*, 2022, 10: e12771.
- [17] Pan F J, Yan R R, Zhao J L, Li L H, Hu Y F, Jiang Y, Shen J, McLaughlin N B, Zhao D, Xin X P. Effects of grazing intensity on soil nematode community structure and function in different soil layers in a meadow steppe. *Plant and Soil*, 2022, 471(1): 33-46.
- [18] Yu H Q, Li Y, Oshunsanya S O, Are K S, Geng Y, Saggat S, Liu W X. re-introduction of light grazing reduces soil erosion and soil respiration in a converted grassland on the Loess Plateau, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 280: 43-52.
- [19] 于宝勒, 吴文俊, 赵学军, 乌恩图, 蔡丽艳, 杨福俊. 内蒙古京津风沙源治理工程土壤风蚀控制效益研究. *干旱区研究*, 2016, 33(6): 1278-1286.
- [20] 齐伯益. 锡林郭勒盟畜牧志. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 2002.
- [21] 李婷, 吕一河, 任艳蛟, 李朋飞. 黄土高原植被恢复成效及影响因素. *生态学报*, 2020, 40(23): 8593-8605.
- [22] 董显聪, 李晓洁. 草原植被覆盖度遥感估算模型的适用性比较. *测绘通报*, 2019(10): 17-22.
- [23] Yan K, Gao S, Chi H J, Qi J B, Song W J, Tong Y Y, Mu X H, Yan G J. Evaluation of the vegetation-index-based dimidiate pixel model for fractional vegetation cover estimation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2022, 60: 1-14.
- [24] Hong J T, Xu X, Pang B, Ma X X, Wang X D. Significant soil acidification caused by grazing exclusion across China's grassland areas. *Land Degradation & Development*, 2021, 32(2): 535-545.
- [25] 田智慧, 任祖光, 魏海涛. 2000—2020 年黄河流域植被时空演化驱动机制. *环境科学*, 2022, 43(2): 743-751.
- [26] George S, Wright D L, Marois J J. Impact of grazing on soil properties and cotton yield in an integrated crop-livestock system. *Soil and Tillage Research*, 2013, 132: 47-55.
- [27] Oduor C O, Karanja N K, Onwonga R N, Mureithi S M, Pelster D, Nyberg G. Enhancing soil organic carbon, particulate organic carbon and microbial biomass in semi-arid rangeland using pasture enclosures. *BMC Ecology*, 2018, 18(1): 45.
- [28] Jeddi K, Chaieb M. Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded arid environments of South Tunisia. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2010, 205(3): 184-189.
- [29] 敖伊敏, 焦燕, 徐柱. 典型草原不同围封年限植被-土壤系统碳氮贮量的变化. *生态环境学报*, 2011, 20(10): 1403-1410.
- [30] Hao L, Sun G, Liu Y Q, Gao Z Q, He J J, Shi T T, Wu B J. Effects of precipitation on grassland ecosystem restoration under grazing exclusion in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecology*, 2014, 29(10): 1657-1673.
- [31] Steffens M, Kölbl A, Totsche K U, Kögel-Knabner I. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). *Geoderma*, 2008, 143(1/2): 63-72.
- [32] Su R N, Cheng J H, Chen D M, Bai Y F, Jin H, Chao L, Wang Z J, Li J Q. Effects of grazing on spatiotemporal variations in community structure and ecosystem function on the grasslands of Inner Mongolia, China. *Scientific Reports*, 2017, 7: 40.
- [33] Ren G H, Wang C X, Dong K H, Zhu H S, Wang Y C, Zhao X. Effects of grazing exclusion on soil-vegetation relationships in a semiarid grassland on the Loess Plateau, China. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(11): 4071-4079.
- [34] 张江, 袁旻舒, 张婧, 李函微, 王洁仪, 张贤, 鞠佩君, 蒋海波, 陈槐, 朱求安. 近 30 年来青藏高原高寒草地 NDVI 动态变化对自然及人为因子的响应. *生态学报*, 2020, 40(18): 6269-6281.
- [35] Kemp D R, Han G D, Hou X Y, Michalk D L, Hou F J, Wu J P, Zhang Y J. Innovative grassland management systems for environmental and livelihood benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(21): 8369-8374.