

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.01.026.

程杰, 张瑞, 杨培志, 等. 黄土区典型退化草地40年封禁恢复过程研究[J]. 水土保持研究, 2023, 30(1): 34-40.

CHENG Jie, ZHANG Rui, YANG Peizhi, et al. Restoration of Typical Degraded Grassland in Loess Region During 40 Years[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(1): 34-40.

黄土区典型退化草地40年封禁恢复过程研究

程杰¹, 张瑞¹, 杨培志², 张渊¹, 刘育书², 李维军³

(1.国家林业和草原局西北调查规划院, 旱区生态水文与灾害防治国家林业局重点实验室,

西安 710048; 2.西北农林科技大学, 陕西 杨凌 712100; 3.宁夏云雾山自然保护区管理局, 宁夏 固原 756000)

摘要:天然草地退化引起草地植被和表层土壤遭到严重破坏, 将使草地植被天然恢复过程受到强烈抑制。为此, 试验采用长期(40年)封禁恢复技术, 探究了封禁后黄土区退化草地植被变化特征, 揭示了退化天然草地封禁恢复后的生态环境效应。结果表明: 随着封禁恢复时间的变化, 退化草地恢复演替已经历了5个时间段; 草地生物量的变化过程已呈现出由先增加到后降低的趋势, 尤其是在封禁恢复的第20年生物量达到最高值为520.5 g/m²; 直到封禁恢复的第25年出现以本氏针茅为建群种的草原群落, 第25年之后优势种大针茅种群密度急剧增加, 在封禁的第30~34年以大针茅为群落的优势种生长繁殖较快, 从群落恢复进程看大针茅有替代本氏针茅的趋势, 但大针茅为有性繁殖, 受草地凋落物的影响在群落中持续时间较短; 从自然修复的35年后, 通过种间竞争—扩散一定居—稳定生长的几个作用机制, 又形成了以本氏针茅为建群种的“亚顶级”群落。此外, 封禁后的草地物种丰富度和多样性逐渐提高。综上, 封禁有利于黄土区草地生态系统恢复, 且随着封禁时间的推演, 草地生态系统逐渐趋于良性循环。

关键词:退化草地; 封禁; 恢复; 黄土区

中图分类号: S812

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)01-0034-07

Restoration of Typical Degraded Grassland in Loess Region During 40 Years

CHENG Jie¹, ZHANG Rui¹, YANG Peizhi², ZHANG Yuan¹, LIU Yushu², LI Weijun³

(1. Northwest Surveying, Planning Institute, National Forestry and Grassland Administration,

Key Laboratory National Forestry Administration on Ecological Hydrology and Disaster

Prevention in Arid Regions, Xian 710048 China; 2. Northwest A&F University, Yangling,

Shaanxi 712100, China; 3. Yunwu Mountain Nature Reserve of Ningxia, Guyuan, Ningxia 756000, China)

Abstract: Grassland degradation has severely damaged soil and vegetation, and the succession process of grassland has been strongly inhibited. To this end, a long-term (40-year) ban and restoration technology was used in the experiment to explore the characteristics of vegetation changes in the degraded grassland in the loess area after the ban, and to reveal the ecological and environmental effects of the degraded natural grassland after the ban and restoration. The results show that as the closure time changes, the degraded grasslands resume succession. After five stages, the biomass of grassland showed a trend of first increasing and then decreasing, the highest value was 520.5 g/m² when the ban was restored for 20 years. In the 25th year of the ban, the grassland community with *Stipa capillata* as the constructive species showed obvious decline and degradation, while the population density of *Stipa grandis* increased sharply. In the 30~32 years of the ban, the dominant species with *Stipa grandis* as the community grew more and was stable. From the perspective of the succession process of the community, *Stipa grandis* had a tendency to replace *Stipa capillata*, but the duration was relatively short. With the continuation of the closure period, 33 years after the restoration of the degraded grassland from the natural closure, through several successive stages of invasion-competition-

收稿日期: 2021-09-08

修回日期: 2021-10-09

资助项目: 国家林业和草原局西北院科技创新项目“黄河流域半干旱区典型草原生态系统退化草地自然恢复过程及适度利用研究”(XBY-KJCX-2020-8)

第一作者: 程杰(1980—), 男, 陕西省蒲城县人, 博士, 高级工程师, 研究方向为草原监测评价、草原保护修复。E-mail: chengjiesyn@163.com

<http://stbcj.paperonce.org>

diffusion-settlement, a relatively stable ‘sub-type’ with the *Stipa capillata* population as the constructive species hadformed. In addition, the abundance and diversity of grassland species after the ban hadgradually increased. In summary, the closure is conducive to the restoration of the grassland plant ecosystem in the middle reaches of the Yellow River, and as the closure time evolves, the grassland ecosystem gradually stabilizes.

Keywords: grassland degradation; grazing exclusion; Loess Plateau; succession

黄土区严重的水土流失造成了区域生态环境恶化,地貌类型支离破碎,多年来引起了国内外科学家的广泛关注。在 20 世纪 70—90 年代,我国相继开展了“三北”(东北、华北、西北)防护林建设,以紫花苜蓿(*Medicago sativa*)、沙打旺(*Astragalus adsurgens*)、红豆草(*Onobrychisviciaefolia*)、籽粒苋(*Amaranthus hypochondriacus*)、鲁梅克斯(*Rumex patientia*)、苏丹草(*Sorghum sudanense*)和柳枝稷(*Panicum virgatum*)等为主的人工种草建设和大面积的退耕还林还草等工程的开展,不断改善区域的退化生态环境^[1-2],取得了成功的经验与范例。但也存在一些问题,如人工草地建设和牧草品种选择布局不合理;大面积的荒山荒坡退化天然植被恢复措施不佳。但天然退化草地植被的恢复备受关注^[3-4]。有学者认为黄土区草地植被生态系统在不断恢复过程中,如不合理利用可呈现出衰退趋势;而又有学者通过研究发现草地植被在不同的恢复演替过程中,呈现出对环境因素不同的适应策略,要进行合理开发利用,否则将会引起重复退化^[1,5],恢复难度增大。

黄土区原有天然草地植被在牛羊长期连续啃食利用过程中,严重抑制了优良牧草的自然繁殖更新与正常生长,大面积天然草地“三化”(沙化、退化、盐碱化)严重^[6],因此,采用自然封禁恢复技术,研究退化草地优良种群的有性和无性繁殖过程,提高草地生产力与草地质量。另外,封禁草地群落在恢复过程中,群落生物量的形成往往受植物功能群的改变而影响。因此,促进与抑制间的净效果决定了植物对封禁的响应,这与自然环境条件和草地管理措施紧密相关^[7-8]。因此,探究该地区退化天然草地植被的恢复机制是非常必要的。

Cowles^[9]和 Olson^[10]等先后研究了美国密执安湖沙地群落演替,证明草地植被恢复演替是一个非常漫长的过程,从裸露沙地到稳定群落的形成大约需要上千年的时间。在 20 世纪 80—90 年代,我国生态学家对草地群落恢复后的放牧、刈割利用做了大量的研究工作^[1,11],结果发现在长期放牧利用背景下,天然草地生态系统抵抗力下降,并逐渐呈现出衰败退化现象。此外,先前的研究还表明禁牧以及实施封闭管理措施有利于天然草地物种多样性的形成和生物量大

幅度提高^[12-16]。但是,天然草地生态系统在长期封禁后草地群落生态系统的演替特征尚不明确。为此,本研究采用时空替代法对该区域严重退化天然草地进行长期定位监测,探究封禁后天然草地生态系统的演替过程和变化特征,揭示退化天然草地封禁恢复后的生态环境效应,促进区域生态环境自然修复。

1 材料与方法

1.1 自然概况

试验区设在宁夏原州区东北部寨科乡和官厅乡的云雾山,属国家级草原保护区,位于 106°26'E,36°15'N,保护区是我国西北部以本氏针茅种群为主保留面积最大的类型,自 20 世纪 80 年代初期建立至今。面积为 40 km²,海拔 1 800~2 148 m,多年平均气温 5℃。多年平均降雨量 445 mm(1983—2020 年),丰水年占 28.0%,平水年占 35.5%,枯水年占 36.5%,一般在 7—9 月份降雨量占全年的 63%~76%。蒸发量 1 343~1 639 mm,≥10℃积温 2 130~3 260℃,干燥度 1.5~2.0。试验区地势由西北向东南倾斜,坡面为阳坡半阳坡较为平缓,坡面狭长起伏较小,阴坡半阴坡较为陡峭,坡面起伏较大,属温凉低山丘陵区。土壤为淡黑垆土和黄绵土,土层深厚^[1],在沟道出现少量第四纪红土。地下水埋深在百米以下,土壤水补充能力较差,草地植物生长主要依靠天然降水。无霜期 111~138 d。保护区主要植物的组成密度由保护初期的 5~10 种/m²增加到目前的 23~32 种/m²,覆盖度由 25%~30%提高到目前的 80%~97%,草地生物量由 1 250~1 750 kg/hm²提高到现在的 6 850~9 050 kg/hm²。主要植物群落类型组成:本氏针茅(*Stipa bungeana*)、大针茅(*S. grandis*)、厚穗冰草(*Aneurolepidium dasystachys*)、铁杆蒿(*Artemisia vestita*)、百里香(*Thymus mongolicus*)、猪毛蒿(*A. scoparis*)、冷蒿(*A. frigida*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*),伴生类型以糙隐草子(*Cleistogenes squarrosa*)、白颖苔草(*Carex rigescens*)等群落为主。

1.2 材料与方法

1.2.1 试验样地选择 试验自 1982—2020 年,在宁夏原州区云雾山国家级草原自然保护区的试验区,选

择相同类型的典型半阴坡坡面,坡度 $18^{\circ}\sim 25^{\circ}$,设置固定样地 5 个,重复 3 次,每个样地面积为 10 hm^2 ,共布设样方 10 个,每个样方为 1 m^2 ,测定样方中草本植物的四度一量,生物量为(干重),并记录样方周围 $1\ 000\text{ m}$ 范围内的地形、环境和植物的种类组成等。

1.2.2 植物测定 草本生长高度采用直尺法测定、密度采用统计法测定、覆盖度采用 $10\text{ cm}\times 10\text{ cm}$ 的 100 个等距离网格针刺法测定、生物量采用称重测定,然后取 500 g 样品,在 $65^{\circ}\text{C}\pm 5^{\circ}\text{C}$ 烘箱烘至恒重(干重),生物量为地上现存量,不包括凋落物和立枯部分^[1]。

1.2.3 数据分析 计算公式如下:

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

$$D = \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (2)$$

$$J = H / \ln S \quad (3)$$

式中: S 表示物种丰富度; H 表示物种多样性; J 表示物种均匀度; D 表示优势度; $P_i = N_i / N$,且 $\sum N_i = N$; N_i 在群落中表示样方中的第 i 个物种的重要值,并非植物个体数^[2]。

重要值计算公式: $I = (H + C + D + P) / 4$

式中: I 表示重要值; H 表示相对高度; C 表示相对盖度; D 表示相对密度; P 表示相对频度。

1.2.4 分析方法 本文采用 LSD (Least Significant Difference) 或 T-test 进行标识,均值后面的大小写字母表示差异性显著水平。

2 结果与分析

2.1 封禁恢复草地群落特征变化

随着草地群落封禁恢复时间的不断延长,草地群落各个指标的变化出现先增加而后保持稳定的变化趋势,之后草地群落 4 种类型的变化趋势基本一致:如草地群落覆盖度的变化看出,在 40 a 的封禁期间出现了两次峰值,第一次是在封禁恢复的第 20 年,覆盖度达到了 93.5%,其后有所下降但变化幅度较小,在这一阶段持续时间为 15 a,直到生长的第 35~40 年内又出现了第二次峰值,覆盖度达到了 94.5%,且群落结构与牧草生长较为稳定。从草地群落物种数量的变化看出,出现两次峰值第一次也是在第 20 年,物种数量达到了 $29.3\text{ 种}/\text{m}^2$,之后有所降低但变化幅度较小,持续了近 15 a。在恢复的第 35~40 年内出现了第二次峰值,达到了 $29.8\text{ 种}/\text{m}^2$,且草地群落层次结构明显,牧草生长较为稳定。从草地群落密度的变化可以看出,出现峰值是在封禁恢复的第 20 年,在

群落中以本氏针茅为优势种的群落密度达到了 $161.3\text{ 株}/\text{m}^2$,其后基本稳定在 $130.0\text{ 株}/\text{m}^2$,虽然略有降低的趋势,但群落结构和牧草生长较为稳定。从草地群落物种多样性的变化可以看出,在草地自然恢复 20 a 后,草地物种多样性的变化基本保持在 2.8~3.0。草地群落的物种数量虽然所有减少,但优良禾本科、豆科牧草的数量在不断增加,草地群落层次结构趋于合理^[17],覆盖度、物种数量和群落密度等的变化幅度较小,主要原因是受凋落物的影响,个体数量减少,为恢复草地的利用管理提供了重要的科学依据(图 1)。

2.2 封禁恢复草地生物量变化

40 a 封禁恢复草地群落生物量的变化趋势从图 2 可以看出,4 种草地群落类型差异显著:在封禁恢复草地群落中禾本科牧草生物量变化,峰值出现在封禁恢复的第 20 年为 $281.8\text{ g}/\text{m}^2$,与封禁 10 a 以上相比草地生物量提高了 45%以上,草地物种丰富度下降,但以禾本科为主的物种数量增加,草地质量提高;草地群落中豆科牧草的生物量变化,峰值出现在封禁的第 25 年为 $95.2\text{ g}/\text{m}^2$,因为豆科牧草繁殖更新能力与禾本科牧草相比较为缓慢,生物量形成滞后;菊科和杂类草植物生物量的形成常常受群落优势种密度变化的影响较大,在逐渐减少,生物量的峰值出现在封禁的第 15~20 年内为 $67\sim 95.5\text{ g}/\text{m}^2$,之后受草地建群种和优势种不断扩大的影响,生物量大幅度下降,表明封禁草地通过土壤水分、养分和空间光照的竞争,可有效拟制草地劣质牧草生长,促进禾本科和豆科牧草的自然繁殖与更新,恢复草地质量^[1-2]。但草地的自然更新与进展演替常常受长期封禁的影响,20 a 后随着封禁时间的不断延长,在草地群落中禾本科、豆科、菊科和杂类草的生物量均出现下降趋势,主要原因是草地凋落物和立枯部分的增加,抑制了草地的繁殖与自然更新。闫玉春等^[18]的研究结果表明,过长时间的围封草地,已限制了草地群落生产力的发挥和持续利用,这与该研究结果相一致。

2.3 封禁恢复草地群落结构变化

黄土区以草地群落主要成分(重要值 $> 20\%$)表示群落的组成,分析封禁草地恢复过程。从草地封禁恢复初期(1982 年)直到封禁恢复的 40 a(2020 年),无任何人为的干扰让草地植被自然繁衍更新,分析不同恢复阶段草地植被的自然繁衍过程。根据前人的研究资料和近几年的定位监测,在所取得的 40 a 长期固定样地和记名样方测定资料中,已形成了变化明显的恢复过程,依据草地群落重要物种的变化分为 5 个演替阶段。

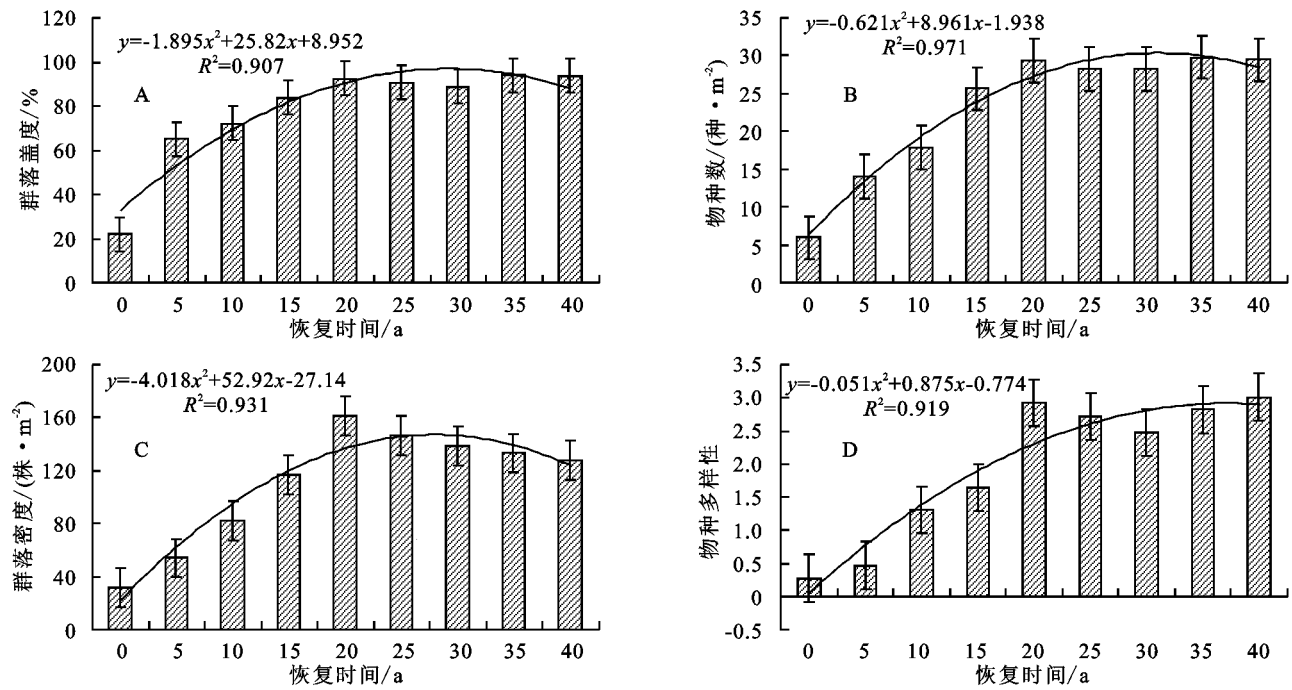


图 1 黄土区退化草地 40 a 恢复过程中覆盖度、物种数、密度、物种多样性变化

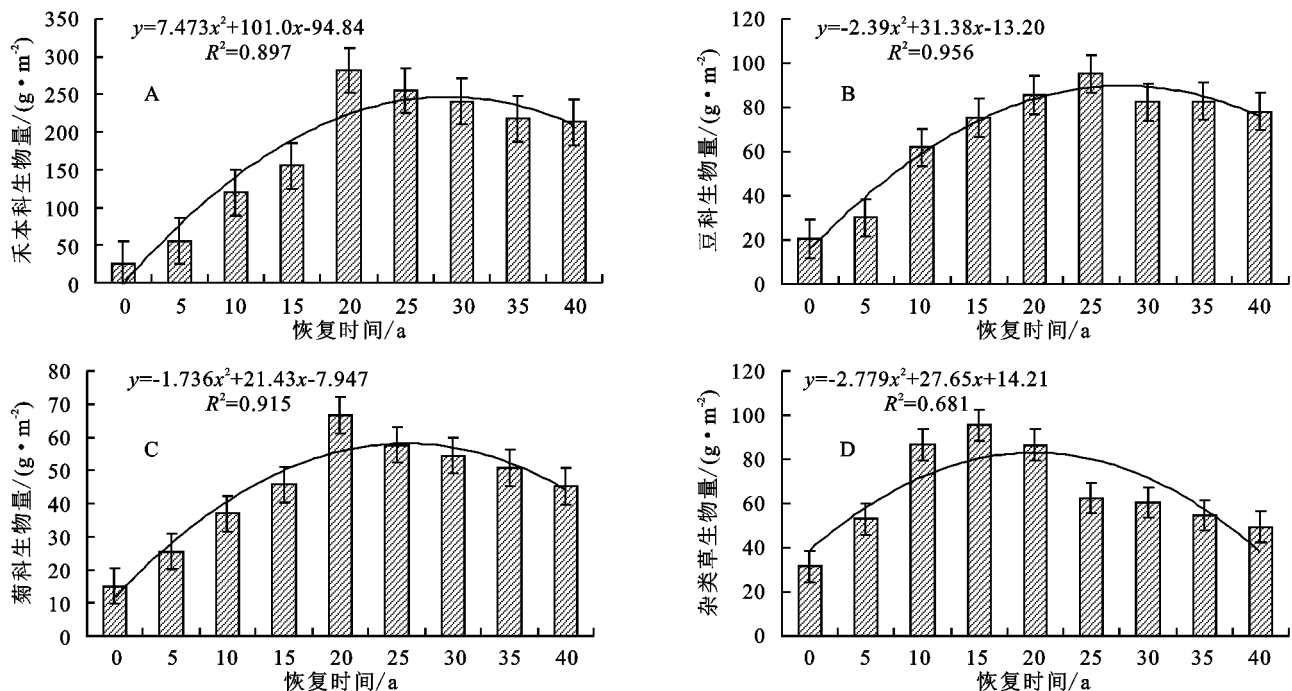


图 2 黄土区 40 a 自然恢复草地禾本科、豆科、菊科和杂类草生物量变化

从表 1 看出,在多年的草地自然封禁恢复过程中,随着恢复时间的延长,草地群落的生长与植物组成出现了较大差异。草地植物群落生活型的变化,由一、二年生草本植物构成,在不同恢复过程中逐渐向草灌复合型变化,恢复草地 C₃ 植物生长均呈现出了稳定的增长趋势。草地植物由旱生型向中旱生型发展明显^[1],从而促进了黄土区草地植物群落的良性循环与进展演替。

通过多年的试验观测,在退化天然草地封禁恢复的 0~5 a 内,退化严重的本氏针茅种群,实施封禁修复后个体数量占到草地群落总数的 45% 以上^[1],杂

类草的物种数量明显增多,有毒有害植物生长数量锐减。草地群落结构层次明显,以本氏针茅为优势种的优良禾本科牧草已经形成了群落的第一层;以铁杆蒿、芨蒿和阿尔泰狗娃花为次优势种,形成了群落的第二层;第三层以伴生种星毛委陵菜、匍匐委陵菜 (*Potentilla reptans*)、鳞叶龙胆 (*Gentiana squarrosa*) 百里香和冷蒿 (*Artemisia frigida*) 等组成。为恢复的初级阶段,在草地群落的组成中一、二年生草本植物重要值占群落 76.4%^[1],其他植物种还有:狗尾草 (*Setaria viridis* (Linn.) Beauv.)、灰绿藜 (*Chenopo-*

dium glaucum)、猪毛蒿(*Artemisia scoparis*)、阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altatias*)、茵陈蒿(*Artemisia capillaris*)、草地风毛菊(*Convolvulus arvensis*)、猪毛菜(*Salsola collina*)等植物。

表 1 退化草地不同恢复时期群落优势种的重要值变化

恢复时间/a	优势种	生活型	生态型	重要值
0~5	本氏针茅	P,G	旱生	0.46
	星毛萎陵菜	P,G	旱生	0.30
	阿尔泰狗娃花	P,G	旱生	0.12
6~10	本氏针茅	P,G	旱生	0.50
	铁杆蒿	P,G,S	中旱生	0.18
	百里香	P,G	中旱生	0.12
11~15	本氏针茅	P,G	旱生	0.61
	赖草	P,G	中旱生	0.21
	糙隐草子	P,G	旱生	0.12
16~20	大针茅	P,G	旱生	0.45
	本氏针茅	P,G	旱生	0.39
	糙隐草子	P,G	旱生	0.10
21~25	大针茅	P,G	旱生	0.48
	鬼箭锦鸡儿	P,S	旱生	0.15
	大针茅	P,G	旱生	0.50
26~34	柔毛绣线菊	P,S	中生	0.10
	赖草	P,G	中旱生	0.13
	白颖苔草	P,G	中旱生	0.15
>35	本氏针茅	P,G	旱生	0.58
	柔毛绣线菊	P,S	中生	0.24
	赖草	P,G	中旱生	0.19
	白颖苔草	P,G	中旱生	0.25

注:表中 0~25 a 的数据引自参考文献^[1];P 代表多年生植物;S 代表灌木;G 代表草本。

封禁 6~10 a 内,在草地植被群落中一、二年生的杂类草数量大幅度减少,以根茎禾草,赖草、扁穗冰草(*Agropyron cristatum*)和香茅草(*Hierochloe odorata*)等为主的伴生种,在群落中不断出现,草地群落类型层次结构非常明显,尤其是以根茎型禾草和丛生型禾草层片为主的类型,在草地群落中的数量不断增加,草地覆盖度比封禁前提高了 60%以上。以本氏针茅个体数量占群落总数的 75%以上,覆盖度达 80%以上,本氏针茅种群繁殖和扩散空间范围,常常受到生长环境和生物学特性的影响,牧草种子的繁殖成活率较低,而其庞大的株丛和地下根系,促使了无性繁殖幼苗的快速生长,形成新的植株聚集分布^[1,6],这是本氏针茅种群的一种特殊繁殖方式,这一类型封禁恢复时间较短。与封禁 10 a 前相比物种数量增加,多年生植物分布广泛,重要值为 80%^[1]。同时还出现了以冷蒿、紫花地丁(*Viola patrinii*)、二

裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)、大针茅(*Stipa grandis*)等为主的伴生种,偶见种为糙隐子草(*Cleistogonessquarrosa*)、菱蒿(*Artemisia giraldii*)、直立黄芪(*Astragalus adsurgens*)等。在这个阶段地面芽植物增长迅速,地上芽植物和地下芽植物生长趋于稳定。

在封禁 11~25 a 内,一年生杂草和多年生的有毒有害植物从群落显著减少,其他根茎型禾草型植物也在逐渐减少,而多年生的优良草本植物种类在不断增多。草地景观和群落组成已向天然草地类型演变,但草地物种多样性较天然草地偏低^[19]。本氏针茅种群在生长发育过程中,受草地凋落物的抑制明显,特别是草地群落覆盖度下降 18%~30%,由于受凋落物覆盖地面影响,土壤通气性差,植物有性繁殖不良,牧草种子大多数悬空于凋落物之上,种子发芽后幼苗成活 10 d 左右,近 53%以上的幼苗枯萎死亡,主要原因是幼苗根系在进入土壤之前,裸露在凋落物层的中间,一方面被昆虫和小型动物觅食,另一方面及时得不到土壤中水分和养分的补充而死亡。即使成活的幼苗,多数是以成活植株为载体正常生长发育。此时,本氏针茅种群个体数量急剧下降。大针茅种群个体数量巨增,由伴生种演变成为优势种,在群落中密度达 16~26株/m²,从草地群落组成看有替代本氏针茅种群的迹象。优势种的重要值为 84.5%。其他伴生种有:阿尔泰狗娃花(*Heteropappus al taicus*)、糙隐子草、二色补血草(*Limonium bicolor*)、扁穗冰草(*Agropyron cristatum*)、白颖苔草(*Carexrigescens*)、多裂委陵菜(*Potentilla multifida*)等。偶见种以秦艽(*Gentiana macrophylla*)、大花飞燕草(*Delphinium grandiflorum*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza davurica*)等为主^[1-2]。

在封禁恢复 26~34 a 间,草地优势种的重要值占到群落的 79%^[1],且草地群落密度均匀,多样性变化明显。在草地周边的沟沿线以下出现了中生落叶灌木,坡下部阴坡或半阴坡以片块状分布为主,多为森林草原成分。也有零星的中生落叶灌木向草地腹地入侵,使草地群落的恢复演替进入了一个新的重要拐点,草地物种数量组成仍然较高。此时,大针茅种群虽然占据群落总数 48%以上^[1],覆盖度达 55%左右,但随着草地凋落物的不断加厚,土壤水分逐渐提高,有性繁殖能力仍然很低。该阶段主要伴生种有鳞叶龙胆(*Gentiana squarrosa*)、寸草苔(*Carexduriuscula*)、赖草(*Leymus secalinus*)、柔毛绣线菊(*Spiraea pubescens*)等,偶见种有草木樨状黄芪(*Astragalus melilotoides*)、黄刺玫(*Rosa xanthina*)狭叶锦鸡儿(*Caragana stenophylla*)、小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、

甘肃山楂(*Crataegus kansuensis*)及其他杂类草^[1]。此时,地面芽植物增长迅速并趋于稳定,地上芽植物和地下芽植物变化不慎明显。

在草地封禁恢复的第 35 年以上,大针茅种群通过种间竞争基本从群落中消失,而本氏针茅种群通过种间竞争又快速占据了群落优势^[2]。自然封禁恢复的 40 a 中,群落中物种由种间竞争—繁殖—扩散—定居的自然变化过程,形成了以本氏针茅种群为主的“亚顶级”群落类型。

3 讨论

黄土区退化草地在长期的封禁恢复过程中,通过物种与环境相互适应和相互竞争的作用,促进了草地群落物种间竞争的生态学过程,形成了新的草地群落分布格局^[20]。随着封禁时间延长,草地植物的覆盖度在逐渐提高、草地凋落物也在不断增厚、草地土壤水分、养分等理化性质也在不断改善。建群种本氏针茅,受封禁恢复影响,草地群落结构与生长的生境条件变化显著^[1,21]。而以本氏针茅种群为建群种的丛生型禾草植物,通过媒体传播,易形成格局规模较小的聚集型片块状分布^[1-2],在逐渐占据草地群落的裸露空间,不断组成新和稳定的群落类型。

在试验区深厚的黄土覆盖下,草地群落种群的聚集分布明显,主要类型有本氏针茅、大针茅、草地早熟禾、硬质早熟禾、白颖苔草、铁杆蒿、茵陈蒿等,形成了不规则的斑块状镶嵌分布类型^[1,2,6]。草地群落的聚集分布,优势种旺盛生长,为耐阴植物的繁殖更新创造了生境条件,如白颖苔草、赖草和细叶苔草等种群聚集分布明显。有研究认为种群聚集分布可以促进草地物种种间共存^[1,2,21-22]。退化草地通过自然恢复加速了草地群落的种间竞争能力,尤其是优势种通过不同阶段的种间重复竞争,聚集分布明显,同时还可容纳更多的伴生种和谐生长。偶见种常常出现在建群种和优势种的周围,虽然数量较多,但发育不良,个别植株生长旺盛,但季节性较强,种间竞争能力差,很难形成群落^[23]。

黄土区退化草地群落在封禁恢复的初期,受土壤水分、养分和土壤理化性质及其周围生态环境因素的多重影响,草地群落的四度一量增长缓慢。尤其是在群落恢复的中后期阶段,由于植物生长适应了周围的环境因素,土壤水分、养分恢复明显,草地群落各个指标变化显著,在封禁恢复的第 20 年各个生长指标均达到了峰值。其后受草地利用方法和强度的影响,各个指标变化幅度较大,尤其是受草地凋落物和立枯部分的影响,草地群落自然繁殖更新能力下降^[24],物种密度和生物量变化下降明显,因此,长期封禁恢复草

地如不进行合理的放牧或刈割利用,反而会直接影响草地的自然繁殖更新。

4 结论

黄土区退化草地植被通过封禁恢复,可明显改变群落结构,大幅度提高草地生物量,随着封禁恢复时间的延长,多年生的丛生型禾草在不断增加,而一、二年生的杂类草和有毒有害植物的数量变化在大幅度减少。常常受草地群落凋落物和立枯部分的影响,大量的丛生型禾草在封禁恢复的 16~20 a 间,形成以大针茅、本氏针茅和赖草为群落的优势种,但持续时间较短。

在退化草地封禁恢复的第 20 年之后,主要以本氏针茅为主的丛生禾本科牧草生长为主,直到封禁恢复的第 34 年,伴生种:草地狗尾草、猪毛菜、星毛委陵菜、茵陈蒿、百里香等劣质牧草逐渐从群落中消失,而物种多样性和丰富度变化显著,优良禾本科和豆科牧草增加,草地质量大幅度提高。

在黄土区退化草地封禁恢复的第 20 年,草地群落的四度一量达到了峰值,其后草地生长受凋落物和立枯部分的影响,各个生长指标出现了下降趋势。此时对封禁草地需要进行合理的刈割或放牧利用,可促进草地的自然繁殖更新,维持草地生态系统良性循环。

黄土区退化草地在封禁恢复的第 35 年以上,通过种间竞争、繁殖、定居与稳定生长的 4 个过程,形成了以本氏针茅为主的群落类型,并快速占据群落优势,且不断扩展,最终形成了以本氏针茅种群为主的“亚顶级”,群落类型。

参考文献:

- [1] 程积民,井赵斌,金晶炜,等.黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究[J].中国科学:生命科学,2014,44(3):267-279.
- [2] 张志南,武高林,王冬,等.黄土高原半干旱区天然草地群落结构与土壤水分关系[J].草业学报,2014,23(6):313-319.
- [3] 柳海鹰,李政海,刘玉虹,等.羊草草原在放牧退化与围封恢复过程中群落性状差异的变化规律[J].内蒙古大学学报:自然科学版,2000,31(3):314-318.
- [4] Wang Jie, Wang Xiangtao, Liu Guobin, et al. Fencing as an effective approach for restoration of alpine meadows: Evidence from nutrient limitation of soil microbes[J]. Geoderma, 2020, 363: 114148.
- [5] 李永宏,汪诗平.放牧对草原植物的影响[J].中国草地,1999(3):11-19.
- [6] 张继义,赵哈林.科尔沁沙地草地植被恢复演替进程中群落优势种群空间分布格局研究[J].生态学杂志,2004,23(2):1-6.

- [7] Noy-Meir I. Compensating growth of grazed plants and its relevance to the use of rangelands [J]. *Ecological Applications*, 1993, 3(1): 32-34.
- [8] 闫玉春, 唐海萍, 辛晓平, 等. 围封对草地的影响研究进展[J]. *生态学报*, 2009, 29(9): 5039-5046.
- [9] Cowles H C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan (concluded) [J]. *Botanical Gazette*, 1899, 27(5): 361-391.
- [10] Olson J S. Rates of succession and soil changes on southern Lake Michigan sand dunes [J]. *Botanical Gazette*, 1958, 119(3): 125-170.
- [11] 朱志梅, 杨持. 沙漠化过程中植物的变化和适应机理研究概述[J]. *内蒙古大学学报: 自然科学版*, 2003, 34(1): 103-114.
- [12] 张龙生. 毛乌素沙地东南部人工植被演替研究[J]. *中国沙漠*, 1994, 14(1): 79-82.
- [13] 陈永生. 沙地植被演替研究成果综述[J]. *山西水土保持科技*, 2001(4): 23-26.
- [14] 辛晓平, 徐斌, 单保庆, 等. 恢复演替中草地斑块动态及尺度转换分析[J]. *生态学报*, 2000, 20(4): 587-593.
- [15] 徐彩琳, 李自珍. 干旱荒漠区人工植物群落演替模式及其生态学机制研究[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(9): 1451-1456.
- [16] 陈云云, 谢应忠. 退化草地恢复过程中植被与环境动态特征研究[J]. *农业科学研究*, 2004(1): 21-24.
- [17] 王占军, 蒋齐, 潘占兵, 等. 宁夏毛乌素沙地退化草原恢复演替过程中物种多样性与生产力的变化[J]. *草业科学*, 2005, 22(4): 5-8.
- [18] 闫玉春, 唐海萍. 围栏禁牧对内蒙古典型草原群落特征的影响[J]. *西北植物学报*, 2007, 27(6): 1225-1232.
- [19] 李永强, 许志信. 典型草原区撂荒地植物群落演替过程中物种多样性变化[J]. *内蒙古农业大学学报: 自然科学版*, 2002, 23(4): 26-31.
- [20] 许志信, 李永强, 额尔德尼, 李华. 草原弃耕地植物群落特征和植被演替情况的调查研究[J]. *内蒙古草业*, 2002(03): 10-13.
- [21] 张金屯. 植被数量生态学方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1995.
- [22] 张大勇. 理论生态学研究[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [23] 赵凌平, 谭世图, 白欣, 等. 封育和放牧对黄土高原典型草原繁殖更新的影响[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2016, 44(9): 27-34.
- [24] 蔡飞, 宋永昌. 武夷山木荷种群结构和动态的研究[J]. *植物生态学报*, 1997, 21(2): 138-148.

~~~~~

(上接第33页)

- [38] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage [J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 1-6.
- [39] 饶本强, 王伟波, 兰书斌, 等. 库布齐沙地三年生人工藻结皮发育特征及微生物分布[J]. *水生生物学报*, 2009, 33(5): 937-944.
- [40] 吴楠, 潘伯荣, 张元明, 等. 古尔班通古特沙漠生物结皮中土壤微生物垂直分布特征[J]. *应用与环境生物学报*, 2005, 11(3): 349-353.
- [41] Isabelle B, Fiona E. Regulation of carbon and nitrogen exchange rates in biological soil crusts by intrinsic and land use factors in the Sahel area [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 72: 133-144.
- [42] Evans R D, Lange O L. Biological Soil Crusts and Ecosystem Nitrogen and Carbon Dynamics [M] // Belnap J, Lange O L. *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Ecological Studies: Analysis and Synthesis, Springer, Berlin, Heidelberg, 2001.
- [43] 李云飞, 马晓俊, 李小军. 固沙植被演替过程中藓类结皮及其表层土壤理化性质变化[J]. *兰州大学学报: 自然科学版*, 2020, 56(4): DOI: 10.13885/j. issn. 0455-2059.2020.04.005.
- [44] Lan S B, Wu L, Zhang D L, et al. Assessing level of development and successional stages in biological soil crusts with biological indicators [J]. *Soil Microbiology*, 2013, 66: 394-403.
- [45] Beymer R J, Klopatek J M. Potential contribution of carbon by microphytic crusts in pinyon-juniper woodlands [J]. *Arid Soil Research & Rehabilitation*, 1991, 5: 187-198.
- [46] 方华军, 杨学明, 张晓平, 等. 黑土坡耕地侵蚀和沉积对物理性组分有机碳积累与损耗的影响[J]. *土壤学报*, 2007, 44(3): 467-474.
- [47] Craig M E, Mayes M A, Sulman B N, et al. Biological mechanisms may contribute to soil carbon saturation patterns [J]. *Global Change Biology*, 2021, 27: 2633-2644.
- [48] Tian Q X, Wang D Y, Li D, et al. Variation of soil carbon accumulation across a topographic gradient in a humid subtropical mountain forest [J]. *Biogeochemistry*, 2020, 149: 337-354.
- [49] Chen J, Xiao W, Zheng C, et al. Nitrogen addition has contrasting effects on particulate and mineral-associated soil organic carbon in a subtropical forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 142: 107708. <http://www.elsevier.com/locate/soilbio>.