DOI: 10.20103/j.stxb.202405301254
李黎,李丹, Johannes M H KNOPS, Matthias BÜRGI.牧场与样方尺度下的放牧强度测量及其对青藏高原牧业可持续管理的启示.生态学报,2025, 45(10): - .
Li L, Li D, Johannes M H KNOPS, Matthias BÜRGI.Assessing grazing intensity at pasture and quadrat scales for sustainable pastoralism on the Qinghai-Tibetan Plateau.Acta Ecologica Sinica,2025,45(10): - .

牧场与样方尺度下的放牧强度测量及其对青藏高原牧业可持续管理的启示

李　黎[1,*],李　丹[1], Johannes M H KNOPS[1], Matthias BÜRGI[2,3]
1 西交利物浦大学理学院健康与环境科学系, 苏州　215123
2 瑞士联邦森林、景观与雪研究所(WSL), 比尔门斯多尔夫, 苏黎世州　CH-8903
3 瑞士伯尔尼大学地理研究所,伯尔尼　CH-3012

摘要:青藏高原的高寒草甸为当地社区和下游居民提供了关键的生态系统服务。为维持并促进这一牧业社会-生态系统的多功能性和可持续性,防止放牧等人类活动导致的草地退化,草地管理者首先需要对放牧强度的合理范围做出判断。牧场尺度下的放牧强度与影响放牧管理方式的社会、经济驱动因素密切相关,而样方尺度的放牧强度测量对理解草地生态系统植被群落组成及物种多样性维持机制具有重要意义。当前虽有多种定义放牧强度的方法,但其分析往往缺乏对空间因素的考虑,如草地初级生产力的空间异质性和家畜啃食与踩踏行为的空间分布差异。因此,本文在两个不同空间尺度下对放牧强度进行了定义、测量和分析。首先,利用社区参与式作图的方法,本研究计算了 1994 年与 2015 年青藏高原东部某自然村冬春与夏秋牧场在牧场尺度下的放牧强度。其次,运用移动生态学的方法,结合 GPS 和加速度计等技术,本研究对牦牛在单个牧场内的啃食和踩踏行为进行了详细记录,并据此计算了样方尺度(2 m×2 m)下的放牧强度。结果显示,在牧场尺度下,由于牧场面积及使用期长短的差异,1994 年和 2015 年冬春牧场的放牧强度均显著高于夏秋牧场 ($P<0.05$)。此外, 由于人口增长及家庭数增加,村内冬春及夏秋牧场数量增多,且平均面积明显减小,而每户平均家畜数量维持不变,揭示了人口结构变化对放牧强度差异的影响。由于存在系统性的路径依赖,牧民在调整牧场面积、使用时间和牲畜数量等方面都面临挑战,阻碍了对放牧强度的及时调整。基于牦牛啃食和踩踏行为进行的细致分类和空间格局分析,本研究发现牦牛的啃食行为偏好选择坡度 20—30°且归一化植被指数(NDVI)显著高于牧场平均值($P<0.05$)的草地斑块。传统放牧方式的改变,如羊倌的减少,在一定程度上加剧了由牦牛啃食偏好导致的局地放牧强度增加。本研究的数据分析表明,在制定放牧强度管理策略时,需要充分考虑不同空间尺度下导致放牧强度增加的社会-生态驱动要素,避免简单地将过度放牧现象归咎于牧民的管理能力不足。考虑到草地牧业景观中普遍存在的空间异质性,本研究强调有效的放牧强度数值应基于单个牧场的具体情况进行界定。牧业管理者应通过实地观察积累在地知识,结合当地的景观环境特点,制定具有针对性的放牧强度管理策略,以实现青藏高原牧业系统的长期可持续发展。

关键词:可持续畜牧业;草原承载力;社会-生态系统;景观异质性;高寒草甸退化;移动生态学

Assessing grazing intensity at pasture and quadrat scales for sustainable pastoralism on the Qinghai-Tibetan Plateau

LI Li[1,*], LI Dan[1], Johannes Michael Hubertus KNOPS[1], Matthias BÜRGI[2,3]
1 *Department of Health and Environmental Sciences, Xi'an Jiaotong-Liverpool University, Suzhou* 215123, *China*
2 *Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf CH-*8903, *Switzerland*
3 *Institute of Geography, University of Bern, Bern CH-*3012, *Switzerland*

基金项目:国家自然科学青年科学基金项目(42101098); 国家自然科学基金项目(32071534);西交利物浦大学研究发展基金(RDF-22-01-069)
收稿日期:2024-05-30;　　**网络出版日期**:2025-00-00
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: li.li01@ xjtlu.edu.cn

Abstract: The alpine meadow ecosystems of the Qinghai-Tibetan Plateau offer vital ecosystem services to local and downstream communities. To ensure the pastoral system′s multifunctionality and sustainability, we conducted a comprehensive study on grazing intensity, a key factor linking the local social and ecological systems. Using community participatory GIS and movement ecology approaches, this study calculated grazing intensities at pasture and quadrat scales and analyzed the socio-economic barriers to effective grazing management. First, we determined the pasture-scale grazing intensity in winter-spring and summer-autumn for 1994 and 2015 in a specific village, revealing significantly higher intensity in winter-spring than in summer-autumn for both years ($P<0.05$). Our data showed an increase in household numbers due to population growth, leading to more, smaller pastures in 2015 than in 1994, despite stable livestock numbers per household. This demographic shift resulted in varied grazing intensities. Systematic path dependence poses challenges to local pastoralists′ management. Second, measuring grazing intensity at the quadrat scale (2m×2 m) is crucial for understanding plant diversity. Using GPS and accelerometers, we analyzed yak behavior in a specific pasture, finding yaks prefer grazing on patches with a slope of 20—30 degrees and significantly higher Normalized Difference Vegetation Index ($P<0.05$). The absence of shepherding due land management change could potentially intensify local grazing due to yak preferences. Our findings emphasize the need to understand socio-ecological drivers influencing grazing intensity for management strategies, rather than blaming overgrazing on pastoralists. We suggest effective grazing intensity values should reflect specific pasture conditions. Rangeland managers should integrate field observations with local landscape characteristics for effective, landscape-specific strategies.

Key Words: sustainable pastoralism; rangeland carrying capacity; social-ecological system; landscape heterogeneity; alpine meadow degradation; movement ecology

进入人类世时期的全球环境问题与人类土地利用方式的剧烈变化密不可分[1]。土地使用强度作为一个核心量化指标,有效地衡量了人为干扰在时间和空间上的动态变化,对于评估土地使用对生物多样性、生态系统功能及服务的影响至关重要[2]。在分析社会-生态系统间的复杂互动时,土地使用强度不仅连接了两者,也是衡量它们相互作用的关键变量[3—4]。牧业系统,作为社会-生态系统中的一个典型案例[5],其影响与意义不容忽视:全球范围内,约有 20 亿 hm^2草地被用于畜牧业[6]。这些草地生态系统不仅为人类社会提供了丰富的生态系统服务[7],也在维持中高纬度地区的生物多样性中起到了重要作用[8]。然而,当前放牧管理方式变迁导致的放牧强度迅速变化对牧业社会-生态系统的可持续性构成了严峻的挑战,并阻碍了草地系统在社会、经济和生态层面发挥其多重功能[9]。集约化放牧已在全球多种牧业系统中引发了不同程度的荒漠化现象[10];同时,弃牧导致的草地灌丛化,即原本植物物种丰富的草地被物种相对单一的灌木取代,也被视为另一种形式的生态退化[11, 12]。

在探讨牧业社会-生态系统的运作机制时,家畜的啃食和踩踏行为被普遍视为该系统内最主要的生态干扰因素之一[13]。生态干扰是生态学中的基本概念之一。生态学家 J. H. Connell 等人在 1978 年首次提出了中度干扰假说[14],该假说认为适度的生态干扰强度能够促进物种多样性的维持。Pickett 和 White[15]进一步探讨了干扰对生态群落影响的多个方面,包括物种丰富度、优势度、以及生态系统功能等。尽管关于中度干扰假说的适用性存在诸多争议[16—17],该假说仍然是解释物种多样性分布格局时最常引用的生态理论之一[18—19]。中度干扰假说认为,在中等强度的生态干扰条件下,竞争优势物种与环境胁迫耐受型物种能够共存,从而使得物种多样性达到峰值[14, 20, 21]。在实证研究中,多个地区的观察结果均支持了中度干扰假说。例如,在蒙古[13, 22]、东北非[23]和澳大利亚[24]等地的研究中,研究者们发现草地生态系统中家养有蹄动物的放牧强度和样方尺度(quadrat scale)下植物多样性之间的关系可以通过中度干扰假说得到合理的解释。这些结果不仅加深了研究者对生态干扰与生物多样性维持机制之间的理解,也为多功能牧业管理的实践提供了重要的理论依据。

青藏高原的高寒草甸,作为世界上面积最大的牧业系统之一[25],不仅承载着当地牧民的生计,还是江河源头重要的水源涵养地,更是众多青藏高原特有物种的栖息地,具备着不可替代的生态功能[26—27]。然而,当前数据显示,青藏高原 70%的草原正面临着不同程度的退化问题[28]。其中,超载过牧[29]以及过去几十年中放牧管理方式的转变[30],被认为是导致高寒草甸退化主要社会驱动因素。对放牧强度进行科学有效的管理,是推动青藏高原现有的牧业管理方式向可持续、多功能的方向转型的关键。本研究以青藏高原牧业社会-生态系统为案例,重点探讨如何在牧场(pasture scale)和样方(quadrat scale)两个不同的空间尺度下定义及测量放牧强度 。通过将这一研究结果与社会-生态系统中不同空间尺度下的系统间相互作用相结合,本研究旨在探讨实现可持续放牧管理的有效途径,以期为青藏高原乃至类似地区的牧业可持续发展提供科学参考。

1　材料与方法

1.1　研究区域

青海省果洛州久治县白玉乡位于青藏高原东南部,属典型高寒草甸生态系统,以嵩草(Kobresia)为建群种。当地牧民遵循着传统的季节性放牧模式,将草地划分为冷季(冬春)和暖季(夏秋)两类草场,轮替使用。目前,牦牛是该地区主要的家畜品种,对当地牧业经济具有重要影响。自 2009 年起,本研究团队在久治县白玉乡的嘎玛村(化名)开展了多年的牧业社会-生态系统研究工作,聚焦于放牧活动对高寒草甸退化的作用机制的探究[4, 30], 以及放牧对当地鸟类生物多样性的影响[31—32]。为了深入理解放牧管理及其历史变化对物种多样性分布以及嵩草草甸健康状态的影响,本研究采用了多学科结合的野外工作方法,涵盖了社会系统到生态系统的多个层面,收集了嘎玛村在社会、经济以及生态方面的多种变量数据,用以测量不同空间尺度下放牧强度。

1.2　放牧强度在牧场尺度及样方尺度的定义

本研究在牧场及样方两个尺度下对放牧强度进行了明确的定义和测量。在牧场尺度下,研究采用三个不同维度来综合评估牧场尺度的年化放牧强度 (Grazing intensity, GI):

$$GI=\frac{N}{A}\times T$$

首先,本研究采用羊单位对家畜头只数 (N, Number)进行了标准化处理,以消除不同家畜种类对放牧强度的差异。根据研究区域的标准,1 头牦牛相当于 4 个羊单位,1 匹马相当于 6 个羊单位[33];其次,本研究采用了牧场面积 (A, Area),以反映牧场尺度下可食用饲草资源的丰富程度;最后,本研究引入了牧场年化使用率(T, Time),这一指标通过计算季节性牧场实际使用的月数与全年月数的比值得出,反映牧场在一年中的使用频率。这三个维度共同构成了本研究评估牧场尺度放牧强度的综合指标。

在样方尺度下,本研究进一步细化了放牧强度的测量方法。具体而言,通过在(2 m×2 m)的范围内计算家畜的踩踏及啃食行为的发生频率来定义放牧强度。家畜的这两种行为对高寒草甸生态系统具有重要的影响:首先,家畜的啃食行为直接移除了地上生物量,驱动了高寒草甸植被群落物种组成的改变,是高寒草甸植被群落面临的主要生态干扰因子。其次,家畜的踩踏行为主要通过对土壤的物理性质的影响,例如压实土壤,破坏土壤结构等,对植被及土壤微生物造成环境胁迫。这种胁迫可能导致土壤透气性降低、水分渗透能力减弱,从而影响植被生长及土壤微生物活性。

1.3　社区参与式作图

社区参与式作图或参与式地理信息系统(Participatory Geographic Information System, PGIS)被广泛应用于环境治理及景观规划[34—35]。在 2014 年野外调查期间,研究团队对嘎玛村 24 位关键信息人进行了深入访谈,其中包括 66 次 PGIS 采访。在访谈过程中,研究团队向受访者展示了当年 6 月间嘎玛村 10 cm 高分辨率无人机遥感影像图[36],邀请受访者在地图上勾绘出当年以及 1994 年每户在冷暖两季使用的牧场边界,并详细记录了相应的牧场使用时间。为确保数据的准确性,次年,研究团队返回嘎玛村并召集了村代表会议,将数字化

后的牧场边界图交由参会代表进行确认和修正。所有 PGIS 访谈和村民会议都在当地翻译的协助下用果洛藏语方言进行。在牲畜数量方面,研究团队依托久治县草原工作站的记录,获取了嘎玛村 1994 年每户的牲畜头只数。同时,在 2014 和 2015 两年 5 月至 8 月的入户访谈期间,研究团队在嘎玛村前后六次实地清点了每户的牲畜数量,最后采用了观察中的最高数字作为该户牲畜数量的估计值[30]。

1.4 无人机遥感进行牧场测绘

2022 年 6 月,研究团队采用了大疆精灵 4 多光谱无人机来获取高分辨率的嘎玛村牧场的正射影像。为了确保不同光线条件下光谱数据的一致性,研究团队使用了 MAPIR 光谱板对每次飞行所获取的影像进行了光谱校准。基于 Structure from Motion (SfM)的摄影测量方法,研究团队在 Agisoft Photoscan 软件中对原始影像进行处理,并将多次飞行获得的影像拼接为一张景观尺度的正射影像。此后,利用数字点云数据,研究团队生成了嘎玛村牧场的数字高程模型(DEM),并将单帧图像投影到 DEM 上获得了实现地理校正后的正射影像,使得正射影像和 DEM 均达到了相同的空间分辨率(10 cm 级)。基于 DEM 数据,研究团队在 ArcGIS 软件中计算了牧场的地形数据,包括坡度和坡向等关键参数。此外,利用大疆精灵 4 多光谱无人机提供的近红外和红光两个波段的光谱数据,研究团队计算了归一化差异植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI),用于反映草地植被的地上生物量。在本研究中,NDVI 的空间分辨率也达到了 10 cm 级别。

1.5 针对牦牛行为的移动生态学研究

2022 年间,嘎玛村的家畜组成以为牦牛为主。为了精确测量牦牛在嘎玛村冬春牧场样方尺度下的放牧强度,本研究于 2022 年 6 月选择了四头成年母牛作为研究对象。研究团队为这些牦牛佩戴了加速度计(Axivity AX3)和 GPS(Columbus P-10 Pro)设备,用以追踪牦牛在牧场中的空间移动,并精准定位其踩踏和啃食行为发生的具体地点[37, 38]。AX3 加速度计是一款三轴运动传感器,尺寸为 23 mm × 32.5 mm × 7.6 mm,重 11 g。研究团队将其固定在牦牛的牛角上,以记录牦牛在三个方向的活动变化。加速度计内置时钟,研究团队在每次采样前均会进行时间校准,并将设置采样频率设置为 12 Hz。为了将牦牛的行为与其在牧场上的具体位置进行匹配,研究团队将 GPS 放置于防水袋中,以项圈的方式固定在牦牛颈部。GPS Columbus P-10 Pro 的尺寸为 55 mm × 85 mm × 17.7 mm,重量 82 g,设有内置时钟。该款设备使用 WGS-84 大地坐标系,定位精度可达 1 m,采样频率为 1 s,可记录经纬度、海拔、时速、方位角等信息数据。研究团队同样进行了时间校准,以确保 GPS 数据可以与加速度计数据通过时间线进行配准。此外,研究团队进行了约 70 h 的实地观察,详细记录了牦牛的踩踏、啃食等关键行为,并在加速度传感器和 GPS 的时间线上以 3 s 的分辨率对所有观察到的行为进行了同步标注。本研究使用这些标注数据提供的训练数据集对后续的机器学习模型进行了训练。

1.6 数据分析

在移动生态学研究中,随机森林等机器学习算法已被广泛采用作行为分类模型,以准确识别和分析动物的行为模式[39]。本研究首先基于实际观察标记出的行为观察数据,在相应的 GPS 和加速度计数据中提取了的特征值,并使用了随机森林算法对牦牛的啃食、踩踏、休息等行为进行了训练和分类。在构建随机森林模型的过程中,本研究采用了 80%的数据作为训练数据,剩余 20%的数据用作测试数据[39]。通过将模型分类结果与实地行为观察数据进行比较,本研究计算出了分类结果的准确度。此外,为了从统计学角度对样方尺度下的放牧强度进行比较分析,本研究采用了 Student′s T test 这一常用的统计方法。以上所有的数据分析,包括随机森林建模与统计计算等,均使用 Python 编程语言[40]完成。

2 结果与分析

2.1 牧场尺度的放牧强度分布

在嘎玛村,冬春牧场与夏秋牧场在放牧强度上表现出明显的空间差异(图 1)。首先,冬春牧场在 1994 年和 2015 年的放牧强度均显著高于同一年份的夏秋牧场(图 2)。具体而言,在 1994 年,冬春牧场的放牧强度平均值为 1.62 羊单位/ hm^2,这一数值显著高于同年夏秋牧场的 0.43 羊单位/ hm^2(图 2,$P<0.01$)。而到了

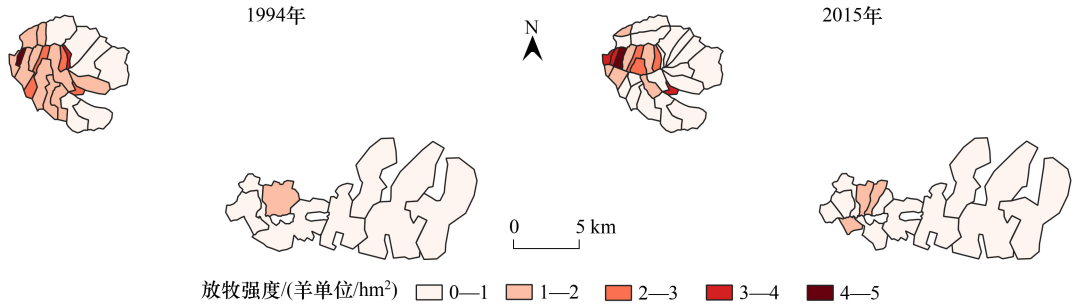

图 1　嘎玛村 1994、2015 年冬春及夏秋牧场的牧场尺度放牧强度分布图

Fig.1　Pasture-scale grazing intensities (sheep unit/hm^2) **of winter-spring and summer-autumn pastures of Karma in 1994 and 2015**

2015 年,尽管整体放牧强度有所下降,但冬春牧场的放牧强度平均值(1.23 羊单位/ hm^2)仍显著高于夏秋牧场(0.57 羊单位/ hm^2)(图 2,$P<0.05$)

在同一年的比较中,冬春牧场与夏秋牧场放牧强度的显著差异主要由冷暖两季之间的牧场平均面积(A)与年化使用时间(T)的差异造成(表 1)。具体而言,在嘎玛村的夏季牧场由于采用了联户经营的管理方式,使得牧场面积(A)较大(表 1)。与此同时,夏秋牧场使用的时间仅为 4 个月,其年化使用率(T)明显低于冬季牧场。

其次,在嘎玛村的冬春牧场内部,放牧强度也存在着明显差异(图 1),这一差异主要受到每户牲畜头只数(N)与牧场面积(A)的影响。随着牲畜数量的增加和牧场面积的相对减少,放牧强度相应增加。在 1994 年与 2015 年冬春牧场放牧强度的比较中,由于全村人口和户数的增加,冬春牧场的分配情况也发生了变化。全村冬春草场由 1994 年的 21 块被分割为了 2015 年的 30 块,平均面积由 240 hm^{2}降低为 212 hm^2(表 1)。这种草场面积的减少和分割加剧了放牧强度的空间异质性。从标准差的变化来看,1994 年冬春牧场之间的放牧强度标准差为 1.02,而到了 2015 年,标准差增加为 1.19。这表明冬春牧场放牧强度的空间异质性在增加,即不同牧场之间的放牧强度差异在扩大。

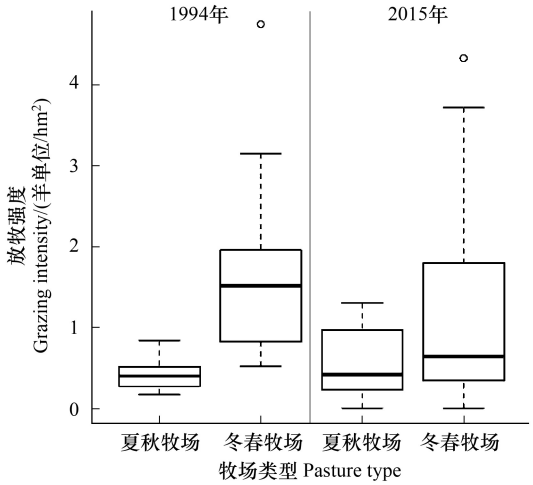

图 2　嘎玛村 1994 年及 2015 年所有牧户冬春及夏秋牧场的牧场尺度放牧强度箱形图

Fig.2　Boxplots of the pasture-scale grazing intensities of winter-spring and summer-autumn pastures of Karma in 1994 and 2015

表 1　嘎玛村 1994 及 2015 年冬春、夏秋牧场的统计数据

Table 1　Statistics of grazing intensity factors in Karma village in 1994 and 2015

牧场类型 Pasture type	牧场数量 Number of pastures	平均面积 Average area/hm^2	牧场面积标准差 Standard deviation of pasture area	平均家畜数量/羊单位 Average livestock numbers/sheep unit	家畜数量标准差 Standard deviation of livestock numbers
1994 冬春牧场 1994 Winter-spring pasture	21	240	153	415	175
1994 夏秋牧场 1994 Summer-autumn pasture	7	1248	698	1245	222
2015 冬春牧场 2015 Winter-spring pasture	30	212	157	408	259
2015 夏秋牧场 2015 Summer-autumn pasture	13	672	746	649	431

其中冬春场场的使用时间为每年 8 个月,夏秋牧场为每年 4 个月

2.2 样方尺度放牧强度的空间分布

本研究利用随机森林模型成功地区分了牦牛的三种主要行为:啃食、踩踏和休息。模型在区分这三种行为时表现出了较高的准确率,其中啃食行为的识别准确率达到 93%,踩踏行为准确率为 88%,休息行为准确率为 95% (表 2)。研究发现牦牛啃食行为与踩踏行为(仅发生位置移动而没有啃食行为的时间段)的时间比例为约为 14.8 (表 2,图 3)。这一结果表明在放牧过程中牦牛大部分的时间用于啃食。

表 2 随机森林分类模型的评估指标及日间牦牛行为所占的时间百分比

Table 2 Parameters and model estimates of the random forest classification of yak behaviors

牦牛行为 Behavior	准确率 Accuracy	AUC	行为占比 Behavior percetage/%
啃食 Foraging	0.93	0.9855	75.9
踩踏 Trampling	0.88	0.9811	12.5
休息 Resting	0.95	0.9959	11.3
其他 Others	0.92	0.9751	0.2

为了进一步探究牦牛啃食行为的环境特征,本研究对比了发生啃食行为的草地斑块与与全牧场范围内 NDVI 的均值 (图 4)。在(2 m×2 m)空间尺度的分析中,研究团队发现发生啃食行为的草地斑块 NDVI 显著高于牧场平均值($P<0.05$)。这一结果表明,牦牛更倾向于选择地上生物量高的草地区域进行啃食。然而,在 10 m ×10 m 空间尺度的分析中,本研究并未观察到 NDVI 值存在显著差异($P=0.57$)。此外,本研究还对地形因素进行了分析。结果表明,与牧场整体坡度分布相比,牦牛啃食行为偏向集中于 20—30°坡度区间(10 m×10 m 空间分辨率,图 5)。

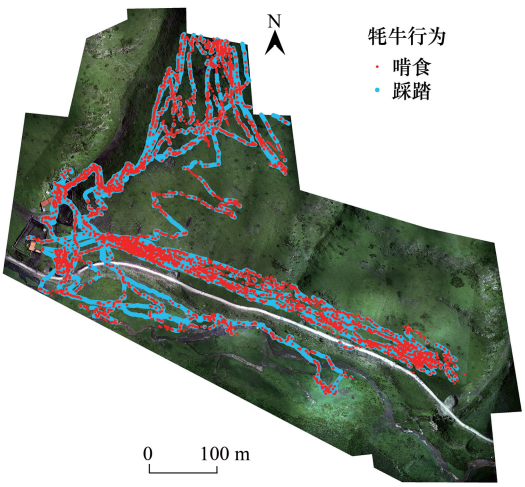

图 3 基于随机森林模型分类的的单块牧场牦牛啃食与踩踏空间分布图

Fig.3 Spatial distribution of yak foraging (red dots) **and trampling** (blue dots) **behavior in a single pasture based on random-forest classification model results**

数据含 4 只牦牛日间行为观测数据,总时长 76 h,行为时间单位:3 s

3 讨论

3.1 牧场尺度放牧强度对可持续牧业管理的影响

在可持续牧业管理的框架下,牧场尺度的放牧强度是一个至关重要的考量因素,它受到牧场面积、家畜数量、牧场使用时间三个维度的共同影响。以嘎玛村为例,自 1994 至 2015 年,随着人口的自然增长和家庭单位的增多,原本划定的牧场范围在户内层面被进一步细分,形成了数量众多的小块牧场。这一变化导致在户数增多的情况下,每户实际可使用的牧场面积不断减小,而户均牲畜数量却没有出现明显下降,使得部分牧场放牧强度的显著增加。

除了人口增长这一直接驱动因素外,传统社区在放牧强度管理上还面临着更为复杂的挑战。现代畜牧业管理通常强调通过控制家畜数量,特别是提高出栏率,来优化载畜量。然而,在青藏高原这一独特的牧业社会-生态系统中,牦牛不仅扮演着核心的经济角色,还深深植根于传统文化之中,被尊称为"诺布"(珍宝)[41—42],体现出了经济价值之外的文化意义。此外,因信仰佛教,当地信众可能将牦牛等牲畜的宰杀及出栏视作与佛教教义不相符的行为。这一文化因素影响了牧民在家畜数量控制上的决策。事实上,在传统的游牧系统中,牧民往往通过牧场搬迁或增加移动性的方式来管理放牧强度的时间维度[43],而非直接对家畜数量或牧场面积进行管理。然而,随着牧业现代化的推进,土地使用权逐步私有化,牧民定居化现象逐渐普遍,

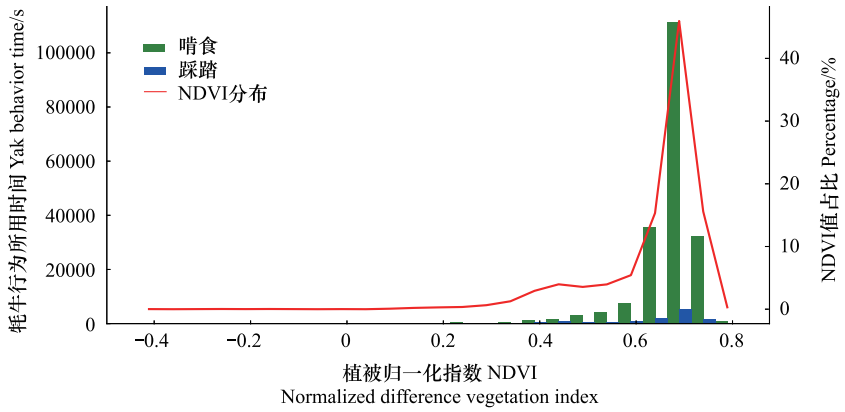

图 4　2 m×2 m 空间分辨率下牦牛啃食、踩踏行为时间分布 NDVI 分布的关系

Fig.4　Density distribution of yak grazing intensity (foraging: green; trampling: blue) **along NDVI gradient at (2 m×2 m) resolution, compared with baseline NDVI distribution of the pasture** (red)

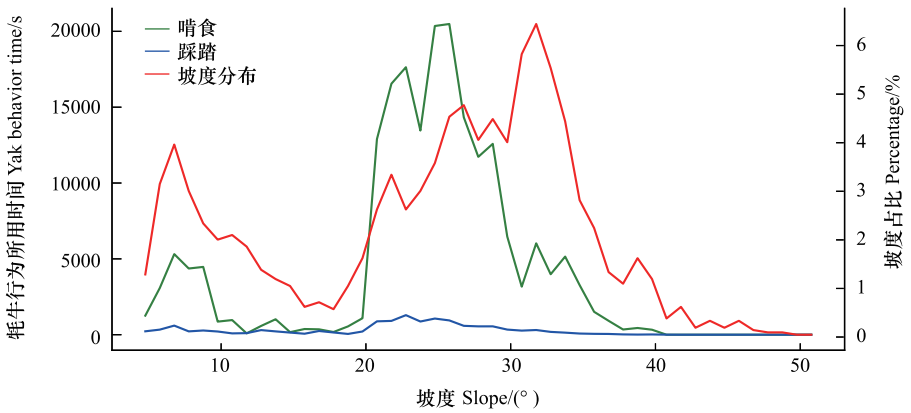

图 5　10 m×10 m 空间分辨率下牦牛啃食、踩踏行为时间分布与坡度分布的关系

Fig.5　Density distribution of yak grazing intensity (foraging: green; trampling: blue) **along slope gradients at 10 m × 10 m resolution, compared with baseline slope distribution of the pasture** (red)

导致牧业移动性日益丧失[44]。这一变化对于牧场尺度的放牧强度产生了显著影响,特别是具有定居点的冬春牧场上年化放牧时间的增加,以及夏秋牧场上年化放牧时间的减少,进一步加剧了放牧强度在空间分布上的差异[4]。因此,在探讨牧场尺度放牧强度对可持续牧业管理的影响时,必须充分考虑传统社区在家畜数量控制、牧场面积调整、以及放牧时间安排等三个维度上的限制因素。同时,研究者还需要深入分析社会、经济和文化等多重因素造成的系统性路径依赖对牧民放牧管理决策的影响[45]。

3.2　样方尺度放牧强度对可持续牧业管理的影响

Grime [46] 首先提出三种不同的生态机制共同决定了植物群落的组成:物种间竞争、环境胁迫和生态干扰。他进一步讨论了植物的 *C-S-R* 模型[47],预测植物在进化过程中发展出了不同的生存策略:竞争型植物(*C*)适应于低环境胁迫和低生态干扰的生境,胁迫耐受型植物(*S*)适应于高环境胁迫和低生态干扰的环境,以及杂草(*R*)更适应高生态干扰和低环境胁迫的环境[48]。根据 Grime 的 *C-S-R* 理论,样方尺度的放牧强度通过影响生态干扰和环境胁迫,进而对物种组成产生显著影响。

在青藏高原东部的高寒草甸系统中,样方尺度的植被群落所展现出的极高的植物物种多样性,往往被认为与食草动物动物所维持的中度干扰机制有关[49]。然而,当样方尺度的放牧强度超出一定范围、啃食或踩踏强度过高,会导致这一草地斑块内的禾草和嵩草的比例下降,杂草或不可食用牧草的比例增加,可食用牧草数

量的减少。在牲畜总数不变的情况下,这种植被群落的变化将迫使家畜在同一牧场内饲草条件较好的其它草地斑块上增加其啃食和踩踏的强度,形成一种具有强化作用的系统内部正反馈,进而可能导致植被群落的变化从样方尺度扩大到整个牧场尺度。本研究的结果显示,牦牛在(2 m×2 m)空间尺度下显著偏好啃食 NDVI 值较高的植被,然而,在(10 m×10 m)尺度下,这种偏好变得不显著。这可能由于在较大空间尺度下,草地斑块的异质性增加,导致 NDVI 值的差异被平均化。这一发现强调了在具有空间异质性的景观中,选择适宜的空间尺度来准确理解生态干扰对植被群落影响的重要性。

鉴于上述的生态过程,避免样方尺度下放牧强度过高成为了许多牧业社会-生态系统可持续管理的关键目标。以阿尔卑斯地区的夏季牧场为例,政策倾向于对安排羊倌的畜群管理方式提供更高的补偿,其次鼓励使用围栏对牧场建立起分区使用的轮牧系统(paddock system)[50]。这正是因为羊倌能够在更精细的时间和空间尺度下调控放牧强度,确保家畜带来的生态干扰与样方尺度下的生物量及可食用牧草的比例相协调,有效防止家畜过度集中在它们偏好的地块上,从而避免了小尺度下局部过牧现象的发生。本研究进一步指出,在青藏高原牧业系统中,对于放牧强度的空间分布调节,需特别关注(2 m×2 m)尺度下植被群落的空间差异性。这一尺度不仅是家畜进行觅食活动的基本空间单位,也是不同植物采用不同 *C-S-R* 策略进行光竞争或养分竞争等种间相互关系的空间尺度。在这一空间尺度下进行放牧强度的管理,对于维护牧业生态系统的植物生物多样性,防止高寒草甸退化具有重要意义。参考欧洲的牧业管理经验,理想的管理方式首先是能够安排经验丰富的羊倌根据草地情况实时调节家畜的放牧地点和时长,避免小尺度过度放牧。其次,在当前普遍缺乏羊倌的情况下,放牧管理者需要主动对草地的变化进行观察,特别是在家畜夜栖地附近家畜停留时间较长的草地,观察频率应提高。除了观察草地盖度,还应注意其他指标,如草地高度、优质饲草和有毒杂草的组成等。最后,基于观察结果,应对已经出现过度放牧迹象的草地进行早期干预,如补播草籽、添加肥料或采用围栏进行小规模禁牧等。

3.3 用放牧强度联接社会系统与生态系统的优势

为了实现牧业的可持续发展,“草地承载力”的概念被广泛讨论及使用,它为界定放牧强度的上限提供了理论框架,并为“中等放牧强度”的定量化提供基准数据[51]。在社会-生态系统的相互作用中,为了实现系统对多种生态服务功能的可持续供给,需要使得两个系统的相互作用达到某种耦合状态(coupling)[52]。草地承载力的概念指向了实现这一耦合状态的途径,它要求社会系统根据其所观察到的生态系统信号(如地上生物量的变化),来动态调节放牧强度,以确保其始终低于草地初级生产力可以达到的限度。草地承载力的计算涉及两个关键方面:一是从生态系统角度估计草地的初级生产力,二是从社会系统角度测量家畜的组成、数量及其干扰强度[53]。

草地承载力这一概念模型虽然在理论上被证明是可行的,但在实际牧业管理中的应用却面临着挑战和限制。由于年降水量、地形、土壤条件以及放牧强度历史等时空因素的差异,草地的初级生产力在空间上往往呈现出高度的异质性[54—55]。在区域尺度(如县、乡)上制定的草地承载力标准,往往难以直接适用于单户牧民的具体草地条件。在牧场尺度下,放牧强度的确定不仅受到牧户对牧业生产决策的影响,还受到一系列社会、经济因素的制约。不同牧业社会-生态系统中,社区或家庭层面的经济因素和管理方式差异也常常导致家畜数量、畜群结构、放牧管理方式等方面的显著不同[30]。鉴于上述社会与生态系统中关键变量的空间异质性,草地承载力的界定必须针对具体景观和明确的空间位置进行,才可以确保其对可持续放牧管理实践的指导意义[4]。

进一步地,在样方尺度下,家畜的啃食和踩踏对草地生态系统产生显著的环境胁迫与生态干扰,这些影响直接作用于对植被群落的组成和结构[56],不仅与植物 alpha 多样性的维持紧密相关,还是草地退化这一重要生态过程的主要驱动力。值得注意的是,草地质量及其变化的生态过程往往起始于植物物种间相互作用的样方尺度。即使在牧场尺度家畜的总数量低于草地承载力,由于家畜啃食行为的偏好性,放牧强度在牧场内部的也可能呈现出不均匀的空间分布状态,进而造成小尺度下的局部过牧现象[57]。因此,对样方尺度的放牧强

度进行测量,并深入研究不同放牧强度地块的空间分布规律,对于理解放牧管理方式对植被群落变化的具体影响,以及这些管理方式如何作用于牧业系统中植物多样性的维持和草地退化的发生机制,具有极其重要的意义。然而,当前在样方尺度下放牧强度测量方法,如使用植被样方到畜栏或饮水点的距离作为替代指标[13, 22],其简化性往往无法全面反映家畜在实际放牧过程中对关键环境要素的偏好,如距离夜栖地的远近、地上生物量、坡度、坡向等[58]。因此,本研究提供了更为准确的样方尺度放牧强度测量方法,对于制定有效的牧业管理策略具有实践意义。

4　结论

青藏高原高寒草甸生态系统为当地及下游居民提供了关键生态服务。为实现青藏高原牧业的多功能性与可持续性,本研究在牧场和地块这两个空间尺度下对放牧强度进行了测量,并探讨了其与社会-生态系统相互作用的关系。本研究旨在增进管理者对牧业社会与生态系统间复杂交互关系的理解:首先,对放牧强度的大小及空间分布进行细化的评估,有助于为放牧管理的直接决策者(如农户或自然村)提供更具针对性和景观适应性的管理措施。其次,通过识别并区分影响放牧强度的不同驱动因素,研究者能够更全面地理解牧业可持续管理的多维约束,避免将过度放牧问题简单地归咎于牧民的管理能力不足。最后,对放牧强度的管理需紧密结合社会系统中管理者对生态系统变化信号的敏锐观察。与“草地承载力”的概念相较,放牧强度的概念并不直接确立家畜对生态干扰与草地生产力之间的固定数值关系。本研究强调,“草地承载力”的合理数值需要管理者基于特定牧场的实际条件,进行连续的实地观察和动态调整。因此,管理者需细致观察牧场植被群落的变化、家畜的行为模式,以及新出现的系统要素(如鼠兔等)等关键生态信号,不断积累深入的在地知识。这些细致的观察和分析将有助于畜牧业生产者制定更符合牧场实际状况的放牧强度及其空间分布策略,协助政府决策者制定相关政策,缓解管理中的路径依赖问题,进而推动青藏高原牧业的可持续发展。

参考文献(References):

[1] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Global Biodiversity Outlook 4—Summary and Conclusions. Montréal, 2014.

[2] Erb K H, Haberl H, Jepsen M R, Kuemmerle T, Lindner M, Müller D, Verburg P H, Reenberg A. A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2013, 5(5): 464-470.

[3] Bürgi M, Li L, Kizos T. Exploring links between culture and biodiversity: studying land use intensity from the plot to the landscape level. Biodiversity and Conservation, 2015, 24(13): 3285-3303.

[4] Li L, Fassnacht F E, Bürgi M. Using a landscape ecological perspective to analyze regime shifts in social-ecological systems: a case study on grassland degradation of the Tibetan Plateau. Landscape Ecology, 2021, 36(8): 2277-2293.

[5] Hruska T, Huntsinger L, Brunson M, Li W J, Marshall N, Oviedo J L, Whitcomb H. Rangelands as social-ecological systems // Briske D D eds. Rangeland Systems. Cham: Springer, 2017: 263-302.

[6] Faostat. FAOSTAT Database. 2016

[7] Bengtsson J, Bullock J M, Egoh B, Everson C, Everson T, O'Connor T, O'Farrell P J, Smith H G, Lindborg R. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. Ecosphere, 2019, 10(2): e02582.

[8] Petermann J S, Buzhdygan O Y. Grassland biodiversity. Current Biology, 2021, 31(19): R1195-R1201.

[9] Ickowicz A, Hubert B, Blanchard M, Blanfort V, Cesaro J D, Diaw A, Lasseur J, Huyen L T T, Li L, Maurício R M, Cangussú M, Müller J, Mendiola M Q, Roger J Q, Vera T A, Ulambayar T, Wedderburn L. Multifunctionality and diversity of livestock grazing systems for sustainable food systems throughout the world: Are there learning opportunities for Europe? Grass and Forage Science, 2022, 77(4): 282-294.

[10] Bardgett R D, Bullock J M, Lavorel S, Manning P, Schaffner U, Ostle N, Chomel M, Durigan G, Fry E L, Johnson D, Lavallee J M, Le Provost G, Luo S, Png K, Sankaran M, Hou X Y, Zhou H K, Ma L, Ren W B, Li X L, Ding Y, Li Y H, Shi H X. Combatting global grassland degradation. Nature Reviews Earth & Environment, 2021, 2(10): 720-735.

[11] Koch B, Edwards P J, Blanckenhorn W U, Walter T, Hofer G. Shrub encroachment affects the diversity of plants, butterflies, and grasshoppers on two Swiss subalpine pastures. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 2015, 47(2): 345-357.

[12] Brandt J S, Haynes M A, Kuemmerle T, Waller D M, Radeloff V C. Regime shift on the roof of the world: alpine meadows converting to shrublands in the southern Himalayas. Biological Conservation, 2013, 158: 116-127.

[13] Sasaki T, Okubo S, Okayasu T, Jamsran U, Ohkuro T, Takeuchi K. Management applicability of the intermediate disturbance hypothesis across Mongolian rangeland ecosystems. Ecological Applications, 2009, 19(2): 423-432.

[14] Connell J H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs-High Diversity of Trees and Corals Is Maintained Only in a Non-Equilibrium State. Science, 1978, 199(4335): 1302-10.

[15] Pickett S T, White P S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Orlando, Fla.: Academic Press, 1985.

[16] Fox J W. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. Trends in Ecology & Evolution, 2013, 28(2): 86-92.

[17] Wilkinson D M. The disturbing history of intermediate disturbance. Oikos, 1999, 84(1): 145.

[18] Roxburgh S H, Shea K, Wilson J B. The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. Ecology, 2004, 85(2): 359-371.

[19] Mackey R L, Currie D J. The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked? Ecology, 2001, 82(12): 3479.

[20] Grime J P. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature, 1973, 242: 344-347.

[21] Grime J P. Plant Strategies and Vegetation Processes. New York, USA: John Wiley & Sons, 1979

[22] Sasaki T, Okayasu T, Jamsran U, Takeuchi K. Threshold changes in vegetation along a grazing gradient in Mongolian rangelands. Journal of Ecology, 2008, 96(1): 145-154.

[23] Todd S W. Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. Journal of Applied Ecology, 2006, 43(2): 293-304.

[24] Landsberg J, James C D, Morton S R, Müller W J, Stol J. Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. Journal of Applied Ecology, 2003, 40: 1008-1024.

[25] Miehe G, Schleuss P M, Seeber E, Babel W, Biermann T, Braendle M, Chen F H, Coners H, Foken T, Gerken T, Graf H F, Guggenberger G, Hafner S, Holzapfel M, Ingrisch J, Kuzyakov Y, Lai Z P, Lehnert L, Leuschner C, Li X G, Liu J Q, Liu S B, Ma Y M, Miehe S, Mosbrugger V, Noltie H J, Schmidt J, Spielvogel S, Unteregelsbacher S, Wang Y, Willinghöfer S, Xu X L, Yang Y P, Zhang S R, Opgenoorth L, Wesche K. The Kobresia pygmaea ecosystem of the Tibetan highlands - Origin, functioning and degradation of the world's largest pastoral alpine ecosystem: Kobresia pastures of Tibet. Science of the Total Environment, 2019, 648: 754-771.

[26] Zhang B P, Chen X D, Li B L, Yao Y H. Biodiversity and conservation in the Tibetan Plateau. Journal of Geographical Sciences, 2002, 12(2): 135-143.

[27] 江珊, 李倩文. 青藏高原生态保护法通过 加强生物多样性保护. (2023-04-27) [2024-03-30]. http://www.npc.gov.cn/npc/c2/kgfb/202304/t20230427_429084.html.

[28] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021-2035 年). (2020-05) [2024-03-30]. https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/zcfb/tz/202006/P020200611354032680531.pdf.

[29] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 青海三江源生态保护和建设二期工程规划. (2013-12) [2024-03-30]. https://www.ndrc.gov.cn/fzggw/jgsj/njs/sjdt/201404/W020191101564621097541.pdf.

[30] Li L, Fassnacht F E, Storch I, Bürgi M. Land-use regime shift triggered the recent degradation of alpine pastures in Nyanpo Yutse of the eastern Qinghai-Tibetan Plateau. Landscape Ecology, 2017, 32(11): 2187-2203.

[31] Li L, Tietze D T, Fritz A, Lü Z, Bürgi M, Storch I. Rewilding cultural landscape potentially puts both avian diversity and endemism at risk: a Tibetan Plateau case study. Biological Conservation, 2018, 224: 75-86.

[32] Li L, Tietze D T, Fritz A, Basile M, Lü Z, Storch I. Beta diversities of grassland birds indicate the importance of pastoralism for nature conservation of the Qinghai-Tibetan plateau. Frontiers in Conservation Science, 2022, 3: 902887.

[33] 久治县志编纂委员会. 久治县志. 西安: 三秦出版社, 2005.

[34] Brown G, Kyttä M. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. Applied Geography, 2014, 46: 122-136.

[35] Fagerholm N, Käyhkö N, Ndumbaro F, Khamis M. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments-Mapping indicators for landscape services. Ecological Indicators, 2012, 18: 421-433.

[36] Fritz A, Li L, Storch I, Koch B. UAV-derived habitat predictors contribute strongly to understanding avian species-habitat relationships on the Eastern Qinghai-Tibetan Plateau. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 2018, 4(1): 53-65.

[37] Homburger H, Schneider M K, Hilfiker S, Lüscher A. Inferring behavioral states of grazing livestock from high-frequency position data alone. PLoS One, 2014, 9(12): e114522.

[38] Bailey D W, Trotter M G, Knight C W, Thomas M G. Use of GPS tracking collars and accelerometers for rangeland livestock production research. Translational Animal Science, 2018, 2(1): 81- 88.

[39] Li G M, Chai L L. AnimalAccML: An open-source graphical user interface for automated behavior analytics of individual animals using triaxial

accelerometers and machine learning. Computers and Electronics in Agriculture, 2023, 209: 107835.

[40] Van Rossum G. Python Tutorial. (2016-02-24) [2024-03-30]. https://dev.rbcafe.com/python/python-3.5.1-pdf/tutorial.pdf.

[41] Xiao L Y, Zhao X, Mei S, Mishra C, Alexander J S, Weckworth B, Liu W, Li L, Wang H, Zhu Z Y, Lu Z. When money meets tradition: How new cash incomes could be risky for a vulnerable ecosystem. Biological Conservation, 2022, 272: 109575.

[42] Wiener G, Han J L, Long R J. The Yak. 2nd ed. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific, 2003.

[43] Xie Y N, Li W J. Why do herders insist on Otor? maintaining mobility in inner Mongolia. Nomadic Peoples, 2008, 12(2): 35-52.

[44] Humphrey C, Sneath D. The end of Nomadism? Society, state, and the environment in Inner Asia. Durham: Duke University Press, 1999.

[45] Wilson G A. Community resilience: path dependency, lock-in effects and transitional ruptures. Journal of Environmental Planning and Management, 2014, 57(1): 1-26.

[46] Grime J P. Vegetation classification by reference to strategies. Nature, 1974, 250: 26-31.

[47] Grime J P. Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. 2nd ed. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2002.

[48] Grime J P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. The American Naturalist, 1977, 111(982): 1169-1194.

[49] Gao J J, Carmel Y. Can the intermediate disturbance hypothesis explain grazing-diversity relations at a global scale? Oikos, 2020, 129(4): 493-502.

[50] BLW. Direktzahlungen an Sömmerungs- und Gemeinschaftsweidebetriebe. (2024-11) [2024-12-05]. https://backend.blw.admin.ch/fileservice/sdweb-docs-prod-blwch-files/files/2024/11/05/840aae15-8b7c-4192-885f-49e15d1640d3.pdf.

[51] Zhang Y J, Zhang X Q, Wang X Y, Liu N, Kan H. Establishing the carrying capacity of the grasslands of China: a review. Rangeland Journal, 2014, 36: 1-9.

[52] Liu J G, Dietz T, Carpenter S R, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell A N, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, Ostrom E, Ouyang Z Y, Provencher W, Redman C L, Schneider S H, Taylor W W. Complexity of coupled human and natural systems. Science, 2007, 317(5844): 1513-1516.

[53] 鄢玲艳, 孔令桥, 张路, 欧阳志云, 胡金明. 草地生态系统承载力概念,方法及关键问题. 中国生态农业学报, 2022, 30(8): 1228-1237.

[54] Gillson L, Hoffman M T. Rangeland ecology in a changing world. Science, 2007, 315(5808): 53-54.

[55] 钱前, 张秀娟, 王军邦, 叶辉, 李英年, 张志军. 2005-2017 年青海三江源区草地家畜承载力时空格局研究. 草地学报, 2021, 29(6):7.

[56] Rudmann-Maurer K, Weyand A, Fischer M, Stöcklin J. The role of landuse and natural determinants for grassland vegetation composition in the Swiss Alps. Basic and Applied Ecology, 2008, 9(5): 494-503.

[57] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 2001, 413(6856): 591-596.

[58] Homburger H, Lüscher A, Scherer-Lorenzen M, Schneider M K. Patterns of livestock activity on heterogeneous subalpine pastures reveal distinct responses to spatial autocorrelation, environment and management. Movement Ecology, 2015, 3: 35.