

高寒草甸和高寒草原高原鼠兔的生态阈值确定 及为害预测模型构建

花蕊^{1,2} 花立民^{2,3*} 林克剑^{1*} 王磊^{2,3} 包达尔罕^{2,3} 楚彬^{2,3}

(1. 中国农业科学院草原研究所, 呼和浩特 010010; 2. 甘肃农业大学草业学院, 草业生态系统教育部重点实验室, 兰州 730070; 3. 国家林业草原高寒草地鼠害防控工程技术研究中心, 兰州 730070)

摘要: 为完善高原鼠兔 *Ochotona curzoniae* 的防治指标, 采用无人机遥感与地面调查相结合的方法对 73 块高寒草甸样地和 26 块高寒草原样地进行调查, 获得秃斑率、地上生物量、有效洞口数、群落高度、物种丰富度、可食牧草比例、Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数 8 个监测指标数据, 通过分析高原鼠兔的有效洞口数与除可食牧草比例外其他指标的关系确定 2 种草地类型高原鼠兔的生态阈值, 利用 8 个监测指标数据计算鼠害指数, 根据鼠害指数划分高原鼠兔的为害等级, 并采用逐步回归法构建 2 种草地类型下高原鼠兔的为害预测模型。结果显示: 高寒草甸高原鼠兔生态阈值为有效洞口数 613 个/hm², 秃斑率 13%, 地上生物量 160 g/m²; 高寒草甸高原鼠兔为害预测的关键因子是有效洞口数、秃斑率和地上生物量。高寒草原高原鼠兔生态阈值为有效洞口数 205 个/hm², 群落高度 3 cm, 物种丰富度 8 种; 高寒草原高原鼠兔为害预测的关键因子是有效洞口数、群落高度和物种丰富度。

关键词: 高寒草甸; 高寒草原; 高原鼠兔; 生态阈值; 秃斑率; 群落高度

Determination of ecological thresholds and construction of hazard prediction models for plateau pika *Ochotona curzoniae* in alpine meadows and alpine steppes

Hua Rui^{1,2} Hua Limin^{2,3*} Lin Kejian^{1*} Wang Lei^{2,3} Baodaerhan^{2,3} Chu Bin^{2,3}

(1. Grassland Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Hohhot 010010, Inner Mongolia Autonomous Region, China; 2. Key Laboratory of Grassland Ecosystem of the Ministry of Education, Pratacultural College, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, Gansu Province, China; 3. Engineering and Technology Research Center for Alpine Rodent Pest Control, National Forestry and Grassland Administration, Lanzhou 730070, Gansu Province, China)

Abstract: In order to improve the control index of plateau pika *Ochotona curzoniae*, a combination of unmanned aerial vehicle remote sensing and ground investigation was used to investigate 73 alpine meadow plots and 26 alpine steppe plots. Data were collected on eight monitoring indicators, including the ratio of bare patch, aboveground biomass, number of effective burrows, community height, species richness, proportion of edible forage, Shannon-Wiener diversity index and Pielou evenness index. The ecological thresholds of plateau pikas in two grassland types were determined by analyzing the relationship between the number of effective burrows of plateau pikas and other indicators, excluding the proportion of edible forage. The rodent damage index was calculated using the data of eight indicators, and

基金项目: 国家自然科学基金(32402400), 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(1610332023007), 甘肃省高校科研创新平台重大培育项目(2024CXPT-07), 中国农业科学院北方农牧业科技创新中心项目(BFGJ2022007)

* 通信作者 (Authors for correspondence), E-mail: hualm@gsau.edu.cn, linkejian@caas.cn

收稿日期: 2024-04-26

the damage grades were categorized according to the rodent damage index. The damage prediction models for plateau pikas in both grassland types were constructed by stepwise regression. The results showed that in the alpine meadow area, the ecological thresholds for plateau pikas were 613 effective burrows per hectare, a bare patch rate of 13%, and an aboveground biomass of 160 g/m². The key factors for predicting the damage of plateau pikas in the alpine meadow area were the number of effective burrows, the bare patch rate and the aboveground biomass; in the alpine steppe area, the ecological thresholds of plateau pikas were 205 effective burrows per hectare, a community height of 3 cm, and a species richness of eight species. The key factors for predicting the damage of plateau pikas in the alpine steppe were the number of effective burrows, the community height and species richness.

Key words: alpine meadow; alpine steppe; plateau pika; ecological threshold; bare patch rate; community height

高寒草地是青藏高原的主体生态系统(赵同谦等,2004),具有供给、调节、支持和文化服务的功能(于惠,2013)。近年来,在全球气候变化和人类活动的共同影响下,青藏高原高寒草地呈现出不同程度的退化(赵新全和周华坤,2005;Harris et al.,2010)。草地退化导致青藏高原生态系统的结构和功能受损,提高了草原啮齿动物的生境适合度,致使其种群密度增大(花立民和柴守权,2022),当其种群密度超过环境可承载阈值后,草地鼠害发生。

高原鼠兔是青藏高原高寒草地生态系统的关键种和伞护种(Smith et al.,2019),在物质循环和能量流动中扮演着重要角色。但它也是青藏高原乃至全国为害面积最大的草地害鼠,其频繁的采食和掘洞覆土等行为,不仅降低草地生产力(冯峰等,2019),而且长期干扰形成的秃斑与植被的镶嵌体会导致草地固碳及水土保持能力下降,进而影响草地生态功能正常发挥(郭正刚等,2014)。高原鼠兔的益害具有相互转化的辩证关系,防治指标是界定其是否有害的关键(孙飞达等,2011)。根据国家林业和草原局2021年颁布的《主要草原有害生物防治指标》(林办草字[2021]73号),当高原鼠兔每公顷有效洞口数超过180个或秃斑率大于20%时需要采取防治。该指标主要根据高原鼠兔为害造成的草原牧草减产量,并考虑防治成本和防治收益等经济损失确定(王兴堂等,2009),但未考虑草地类型。草地类型不同,其植被群落组成、结构和土壤理化性质等差异较大(郭新磊等,2017),即使同一害鼠对不同草地类型的为害也不同。因此,应针对不同草地类型制订相应的防治指标。

国际有害生物生态管理理论认为,防控指标不仅要考虑经济阈值,也要考虑生态阈值。生态阈值是独立生态变量的关键值,关键值会使生态系统由

一种状态向另一种状态转变(Muradian,2001)。有害生物生态阈值是指有害生物的危害导致生态系统功能与服务降低时的种群密度(赵紫华等,2013)。生态阈值确定的重要原理是确定生态系统的非线性变化拐点。检测和量化是生态阈值确定的核心内容(唐海萍等,2015)。早期预警信号检测是生态阈值的检测方法之一,其中,空间预警指标因包含更多信息,比时间性指标更可靠(王涵等,2023),如斑块大小分布规律、组织结构的变化等。但生态系统较复杂,生态阈值量化难度较大,目前研究仍处于起步阶段(赵慧霞等,2007),而关于青藏高原不同草地类型栖息的高原鼠兔生态阈值研究更少。

本研究采用无人机遥感与地面调查相结合的方法对73块高寒草甸样地和26块高寒草原样地进行调查,获得秃斑率、地上生物量、有效洞口数、群落高度、物种丰富度、可食牧草比例、Shannon-Wiener多样性指数及Pielou均匀度指数8个监测指标数据,通过分析高原鼠兔的有效洞口数与除可食牧草比例外其他指标的关系确定2种草地类型下高原鼠兔的生态阈值,利用8个监测指标数据计算鼠害指数,根据鼠害指数划分高原鼠兔的为害等级,并采用逐步回归法构建2种草地类型高原鼠兔的为害预测模型,以期高原鼠兔防治指标的完善提供参考。

1 材料与方法

1.1 材料

研究区概况:高寒草甸调查区位于青藏高原的四川省北部(102°33'~102°59' E,33°48'~34°10' N)、青海省西部(101°07'~101°46' E,34°37'~35°27' N)和甘肃省南部(101°12'~102°24' E,33°25'~34°28' N),平均海拔3 000~3 600 m,年平均气温-3~2℃,年降水量599.5~648.5 mm,无绝对无霜期,植物群落以高

山嵩草 *Kobresia pygmaea*、垂穗披碱草 *Elymus nutans*、条叶银莲花 *Anemone trullifolia*、鹅绒委陵菜 *Potentilla anserina*、美丽龙胆 *Gentiana formosa* 和 高山唐松草 *Thalictrum alpinum* 为主。高寒草原调查区位于甘肃省祁连山西部(94°59'~97°33' E, 38°02'~39°49' N), 平均海拔超过 4 000 m, 年平均气温在 1.8 °C 左右, 年降水量为 450~780 mm, 植物群落以紫花针茅 *Stipa purpurea* 和硬质早熟禾 *Poa sphondyloides* 为主。

文献数据来源: 根据中心极限定理, 通常样本量越大, 所得到的估计值越精确, 即误差越小(杨桂元, 2000)。为了加大样本量并验证实测数据的有效性, 本研究收集 1990—2022 年高寒草原及高寒草甸区域内关于高原鼠兔干扰对植被影响的相关文献数据, 主要来自中国知网(China National Knowledge Internet, CNKI)和 Web of Science 数据库。通过检索、筛选共获得 372 个高寒草甸样点, 将每个指标样本量大于 100 的样点数据保留, 对其进行筛选, 获得的指标包括高原鼠兔有效洞口数、地上生物量、群落高度、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、物种丰富度和秃斑率。可检索到的关于高寒草原的已发表数据极少, 不能满足统计要求(样本 > 100), 故未对数据进行筛选。

仪器及软件: 大疆御 Mavic 2 Pro 专业版非测量四旋翼无人机, 深圳市大疆创新科技有限公司; 哈苏 L1D-20c 相机、2 000 万像素传感器, 瑞典 Hasselblad 公司; HGZF-11-101-3 电热恒温鼓风干燥箱, 上海跃进医疗器械有限公司; B-003 高精度计数秤, 杭州德力西有限公司。Agisoft PhotoScan 1.4.5 无人机图像处理软件, 俄罗斯 Agisoft LLC 公司。

1.2 方法

1.2.1 高原鼠兔为害的监测指标选择

本试验以空间分布代替时间尺度的方法(Walker et al., 2010), 在高寒草甸和高寒草原分别选取 73 块和 26 块目测处于高原鼠兔不同为害程度的栖息样地进行调查, 样地大小为边长 100 m 的正方形, 各样地间距大于 1 km。为减少放牧因素的影响, 选择地势平坦一致的冷季放牧草地作为研究样地。每块样地随机设 3 个样方, 由于高寒草原和高寒草甸的植被生长状况存在差异, 地面调查时样方大小不同, 分别为边长为 1.0 m 和 0.5 m 的正方形。根据高原鼠兔对草地的为害共性, 2 种草地类型从生产功能和生态功能 2 个层面共选择 8 个为害表征指标进行监测, 其中 6 个实测指标和 2 个统计指标,

实测指标分别为秃斑率(Qin et al., 2015; Hua et al., 2023)、地上生物量、有效洞口数、群落高度、物种丰富度和可食牧草比例, 统计指标根据调查结果计算获得, 分别为 Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数。

1.2.2 高原鼠兔为害各监测指标数据的获取

2017—2019 年每年盛草期(6 月末), 在晴朗无风天气下采用大疆御 Mavic 2 Pro 专业版非测量四旋翼无人机低空拍摄平台搭载哈苏 L1D-20c 相机和 2 000 万像素传感器对 73 块高寒草甸样地和 26 块高寒草原样地进行低空航拍, 航拍高度为 20 m, 航线规划范围为 100 m×100 m, 采用无人机图像处理软件 Agisoft PhotoScan 1.4.5 对航拍后的影像进行拼接处理, 生成高分辨率的正射影像。在无人机航拍结束后, 每个样地同步开展地面数据调查, 包括植被盖度、地上生物量、有效洞口数、群落高度、物种丰富度和可食牧草比例 6 个指标。

秃斑率: 在实际地面调查中较难获取秃斑率数据, 但植被盖度数据容易获得。采用 ENVI 5.1 软件中监督分类法对航拍获得的正射影像进行解译, 获得每个样地的植被盖度; 采用步测法(陈良等, 2003) 实测调查样地内植被盖度, 与解译获得的植被盖度比较, 表明解译的植被盖度满足精度要求; 根据公式计算秃斑率, 秃斑率 = 100% - 植被盖度。

地上生物量: 航拍后获得可见光红、绿、蓝 3 个波段的像元值 ρ_{red} 、 ρ_{green} 、 ρ_{blue} , 根据公式计算可见光波段差异植被指数, 可见光波段差异植被指数 = $(2 \times \rho_{green} - \rho_{red} - \rho_{blue}) / (2 \times \rho_{green} + \rho_{red} + \rho_{blue})$ 。刈割获取每个样方内所有植被地上生物量, 于 65 °C 下使用电热恒温鼓风干燥箱烘干 6 h 后称质量, 建立样方的可见光波段差异植被指数与地上生物量实测值的关系模型, 然后利用无人机影像中每个像素的可见光波段差异植被指数反演估算每个样地的地上生物量(汪小钦等, 2015)。

有效洞口数: 在高寒草甸的 73 块样地中随机选择 10 块样地, 在高寒草原的 26 块样地中随机选择 5 块样地, 采用堵洞盗开法获得每块样地内高原鼠兔有效洞口数, 采用计数法统计 15 块样地的总洞口数, 根据公式计算有效洞口率, 有效洞口率 = 有效洞口数 / 总洞口数 × 100%。采用 YOLO 5 软件对航拍的影像进行解译, 获得总洞口数, 根据上述计算的有效洞口率和公式计算有效洞口数。

群落高度: 利用卷尺测量每个样方内所有植物的高度, 计算每个样方内每种植物的平均高度; 测量

每个样地中样方内每种植物的所有植株的高度,取其平均数作为样地内该植物的高度。

物种丰富度:采用样圆法调查样地内所有植被物种;在样地对角线方向随机抛样圆,样圆面积为 0.1 m^2 ,每个样地共抛15次,每个样地内所有样圆中总物种数量即为该样地的物种丰富度。

可食牧草比例:对样圆中可食牧草进行分离和筛选,统计可食牧草总物种数,计算各样圆的可食牧草比例,可食牧草比例 $=A_i/B_i$,式中, A_i 为样圆中可食牧草总物种数; B_i 为样圆中所有物种数。取所有样圆的平均数作为样圆所在样地的可食牧草比例。

根据上述调查结果,计算每个样地的 Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数, Shannon-Wiener 多样性指数 $=-\sum_{i=1}^S(P_i \ln P_i)$, Pielou 均匀度指数 $=-\sum_{i=1}^S(P_i \ln P_i)/\ln S$,式中, S 为植被群落的总物种数; P_i 为样方中物种*i*的物种数。

1.2.3 高原鼠兔生态阈值的确定

采用 SPSS 20.0 软件分别对 2 种草原类型高原鼠兔有效洞口数与不同指标进行 Pearson 相关性分析,其中有些是实测数据,有些是文献数据,明确高原鼠兔有效洞口数与不同指标之间的关系,找出变化拐点,结合高原鼠兔为害等级将该变化拐点界定为生态阈值。

1.2.4 高原鼠兔为害等级划分方法

利用鼠害指数对高原鼠兔为害进行综合评价。鼠害指数 $=\sum_{j=1}^m Z_j w_j$,式中, Z_j 为各指标实测数值的标准值,采用 Min-Max 标准化方法对各指标的实测数值进行标准化; w_j 为各指标的权重,采用主成分分析(principal components analysis, PCA)来确定各指标的权重; m 为指标的个数, $m=8$ 。鼠害指数越大,表示草地状况越好,高原鼠兔为害程度越轻;鼠害指数越小,表示草地状况越差,为害程度越重。根据上式分别计算高寒草甸和高寒草原每个样地的鼠害指数,根据鼠害指数采用聚类分析方法对所有样地进行为害等级划分。

1.2.5 高原鼠兔为害预测模型的构建

为建立高原鼠兔为害预测模型,以高寒草甸样点的有效洞口数 z_1 、Shannon-Wiener 多样性指数 z_2 、物种丰富度 z_3 、地上生物量 z_4 、群落高度 z_5 、秃斑率 z_6 、可食牧草比例 z_7 及 Pielou 均匀度指数 z_8 为自变量,剔除共线性高的指标,以 1.2.4 计算得到的高寒

草甸样点的鼠害指数为因变量,采用 SPSS 20.0 软件进行多重线性回归分析,即得到高寒草甸高原鼠兔为害程度的预测模型。高寒草原高原鼠兔为害程度的预测模型同上。

2 结果与分析

2.1 高寒草甸高原鼠兔生态阈值及预测模型

2.1.1 高寒草甸高原鼠兔的生态阈值

实测数据的相关性分析结果显示,随着高原鼠兔有效洞口数的递增,高寒草甸植被群落高度及地上生物量均递减,秃斑率随着有效洞口数的增加而增加(图 1-A1~C1)。文献数据的相关分析结果显示,随着高原鼠兔有效洞口数的增加,高寒草甸植被秃斑率、群落高度及地上生物量的变化趋势与实测数据的相关性分析结果一致(图 1-A2~C2)。

实测数据和文献数据的相关性分析结果均显示,随着高原鼠兔有效洞口数的增加,高寒草甸植被的物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数均呈现先增后减的趋势,其中当有效洞口数为 690 个/ hm^2 时物种丰富度出现拐点;当有效洞口数为 700 个/ hm^2 时,Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数出现拐点(图 1-D1~F1 和图 1-D2~F2)。将文献数据整合到样地调查数据中后,随着高原鼠兔有效洞口数的增加,高寒草甸植被物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数仍均呈先上升后下降的趋势,且当有效洞口数为 613 个/ hm^2 时物种丰富度出现拐点,当有效洞口数为 690 个/ hm^2 时 Shannon-Wiener 多样性指数出现拐点;当有效洞口数为 618 个/ hm^2 时 Pielou 均匀度指数出现拐点。

根据实测和文献整合结果,取最低值作为及时防控点,即有效洞口数 613 个/ hm^2 以及在该有效洞口下的秃斑率(13%)和地上生物量(160 g/m^2)作为高寒草甸高原鼠兔生态阈值。

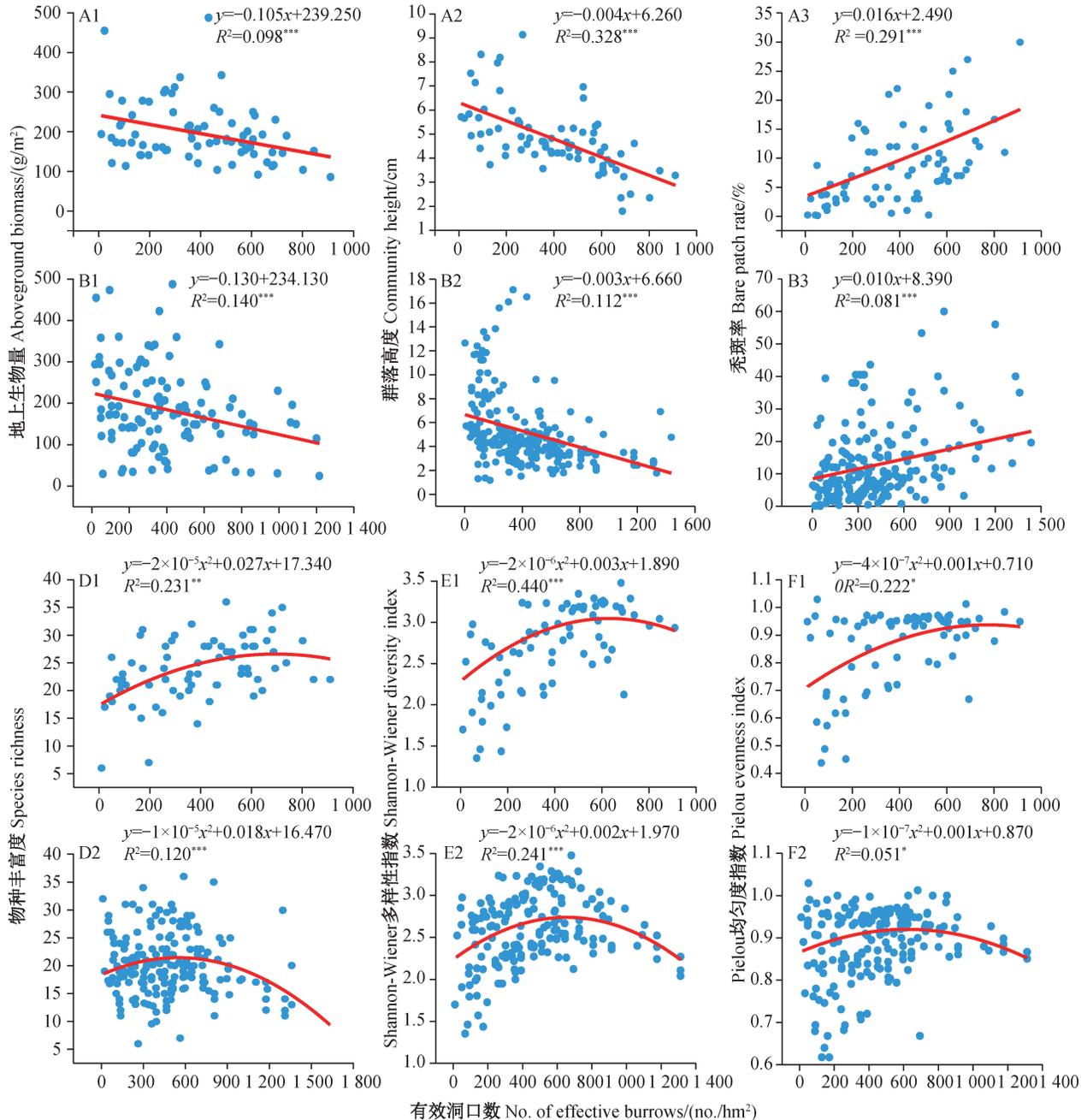
2.1.2 高寒草甸高原鼠兔为害程度划分

PCA 结果显示,前 3 个主成分的累计方差贡献率达到 75.7%(图 2),超过 70%且初始特征 >0.95 ,表明这 3 个主成分可以替代原来的 8 个指标。

根据各成分载荷数和特征根值,得到主成分 $F_1 = 0.535Z_1 - 0.439Z_2 + 0.335Z_3 + 0.200Z_4 + 0.409Z_5 + 0.382Z_6 + 0.233Z_7$,主成分 $F_2 = 0.064Z_1 + 0.317Z_2 + 0.487Z_3 + 0.572Z_4 + 0.187Z_5 + 0.416Z_6 - 0.350Z_7$,主成分 $F_3 = -0.124Z_1 + 0.306Z_2 - 0.222Z_3 + 0.415Z_4 - 0.462Z_5 + 0.219Z_6 + 0.638Z_7$,式中, Z_i 为有效洞口数的标准化

值, Z_2 为 Shannon-Wiener 多样性指数的标准化值, Z_3 为物种丰富度的标准化值, Z_4 为地上生物量的标准化值, Z_5 为群落高度的标准化值, Z_6 为秃斑率的标准化值, Z_7 为可食牧草比例的标准化值。3 个主成分的权重分别为 0.538、0.279 和 0.183, 即鼠害指数 = $0.538F_1 + 0.279F_2 + 0.183F_3$ 。根据鼠害指数, 采用聚类

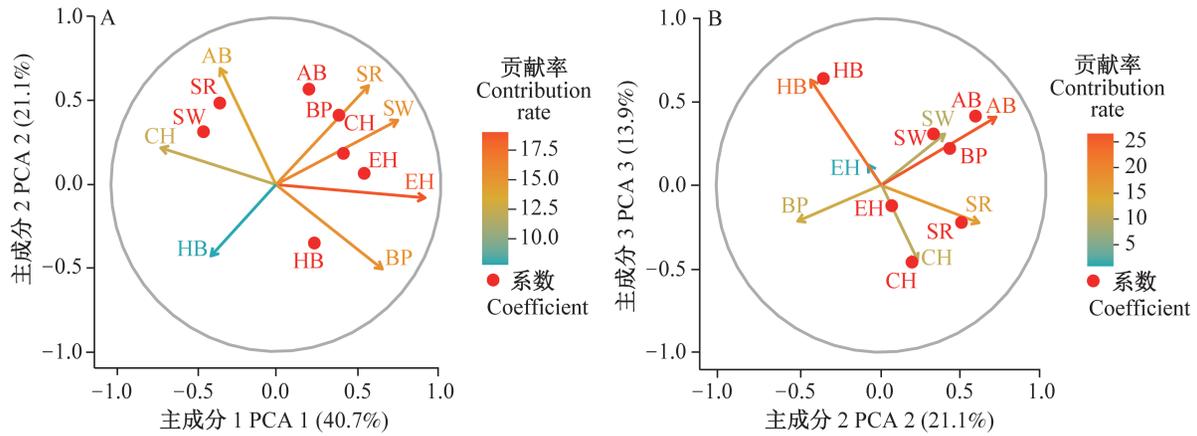
分析方法对研究区高原鼠兔的为害状况进行等级分(图 3-A), 其中鼠害指数 ≥ 0.9 为 I 类, 即无明显为害; 当 $0.7 \leq$ 鼠害指数 < 0.9 为 II 类, 即轻度为害; 当 $0.4 \leq$ 鼠害指数 < 0.7 为 III 类, 即中度为害; 当 $0 \leq$ 鼠害指数 < 0.4 为 IV 类, 即重度为害。按照以上分级标准, 本研究中有 42% 的样地处于中度为害及以上。



A1~F1 为实测数据; A2~F2 为文献数据。A1~F1 represent the measured data, while A2~F2 represent data from the literature.

图 1 高寒草甸高原鼠兔有效洞口数与秃斑率(A)、群落高度(B)、地上生物量(C)、物种丰富度(D)、Shannon-Wiener 多样性指数(E)和 Pielou 均匀度指数(F)的关系

Fig. 1 Relationships between the number of effective burrows of plateau pikas and bare patch rate (A), community height (B), aboveground biomass (C), species richness (D), Shannon-Wiener diversity index (E), and Pielou evenness index (F) in alpine meadow *、**、*** 分别表示在 0.05 或 0.01 或 0.001 水平差异显著。*、**、*** indicate significant differences at the levels of 0.05 or 0.01 or 0.001, respectively.



A: 第1、2主成分的贡献率及各指标的系数; B: 第2、3主成分的贡献率及各指标的系数。EH: 有效洞口数; SW: Shannon-Wiener 多样性指数; SR: 物种丰富度; AB: 地上生物量; CH: 群落高度; BP: 秃斑率; HB: 可食牧草比例; RDI: 鼠害指数。A: Contribution rates of the first and second principal components and coefficient of each indicator; B: contribution rates of the second and third principal components and coefficient of each indicator. EH: Number of effective burrows; SW: Shannon-Wiener diversity index; SR: species richness; AB: aboveground biomass; CH: community height; BP: the ratio of bare patch; HB: proportion of edible forage; RDI: rodent damage index.

图2 高寒草甸主成分的贡献率及各指标的系数

Fig. 2 Contribution rates of principal components and coefficient of each indicator in alpine meadow

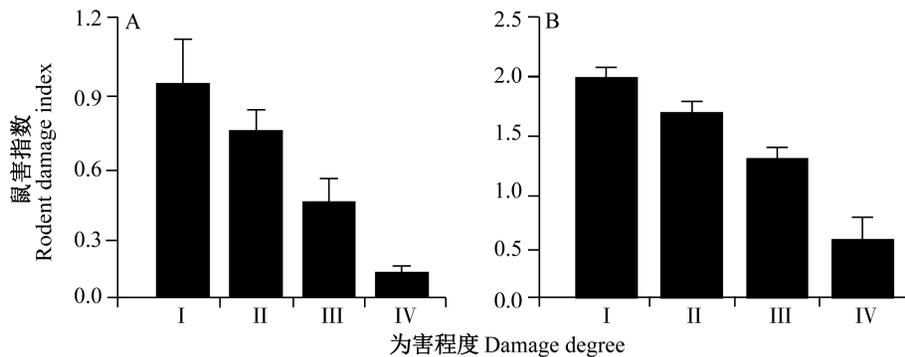


图3 高寒草甸(A)和高寒草原(B)高原鼠兔为害程度划分

Fig. 3 Classification of damage degrees of plateau pikas in alpine meadow (A) and alpine steppe (B)

图中数据为平均数±标准误。Data are mean±SE.

2.1.3 高寒草甸高原鼠兔为害的预测模型

经共线性分析后剔除 Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、物种丰富度、群落高度和可食牧草比例这 5 个变量,只保留有效洞口数 z_1 、秃斑率 z_6 及地上生物量 z_4 这三个自变量。经回归分析,高寒草甸高原鼠兔为害的预测模型为 $y=-0.001z_1-0.012z_6+0.001z_4-0.581(R^2=0.963)$,表明有效洞口数、秃斑率及地上生物量是影响高寒草甸高原鼠兔为害程度的关键因子。

2.2 高寒草原高原鼠兔的生态阈值及预测模型

2.2.1 高寒草原高原鼠兔的生态阈值

因为能检索到的关于高寒草原的数据极少,所以无法用大样本数据对高寒草原的分析结果进行验证。

地面调查数据显示,在高寒草原随着高原鼠兔有效洞口数的增加,植被地上生物量显著降低($P<0.05$),秃斑率逐渐增加,但高原鼠兔有效洞口数与群落高度无明显关系(图4-A~C);高寒草原植被物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数及 Pielou 均匀度指数均随着有效洞口数的增加呈现出先增加后减少的趋势(图4-D~F)。当有效洞口数为 205 个/hm²时,物种丰富度出现拐点;当有效洞口数为 218 个/hm²时,Shannon-Wiener 多样性指数出现拐点;当有效洞口数量为 197 个/hm²时,Pielou 均匀度指数出现拐点(图4-D~F)。

综上所述,将有效洞口数 205 个/hm²以及在该有效洞口数下的群落高度(3 cm)和物种丰富度

(8种)作为高寒草原高原鼠兔的生态阈值。

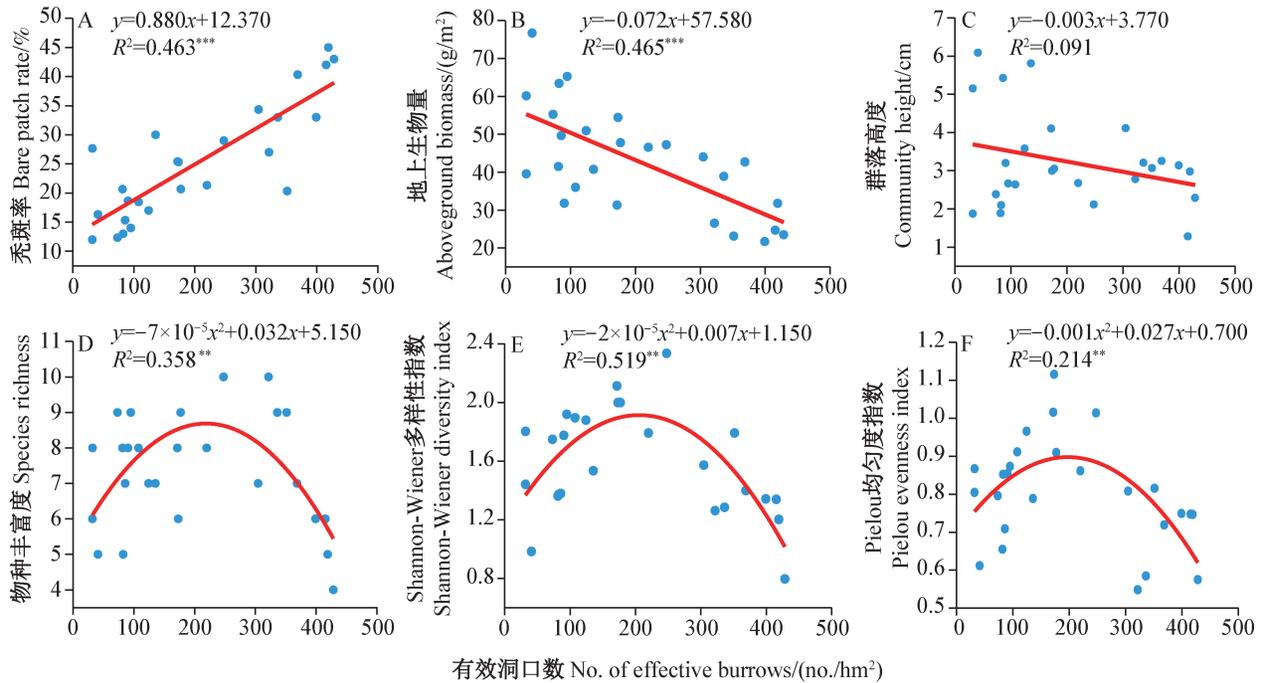


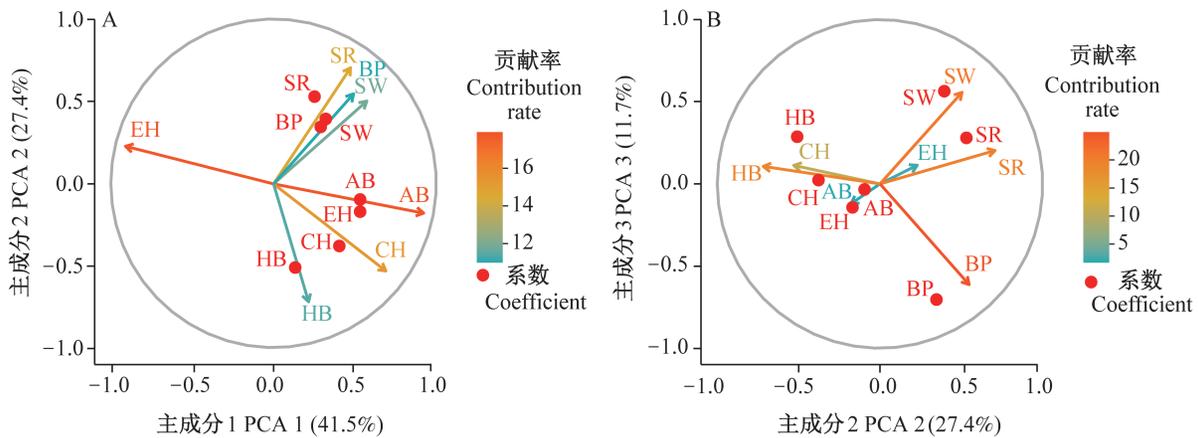
图4 高寒草原高原鼠兔有效洞口数与秃斑率(A)、地上生物量(B)、群落高度(C)、物种丰富度(D)、Shannon-Wiener 多样性指数(E)和 Pielou 均匀度指数(F)的关系

Fig. 4 Relationships between number of effective burrows of plateau pikas and bare patch rate (A), aboveground biomass (B), community height (C), species richness (D), Shannon-Wiener diversity index (E), and Pielou evenness index (F) in alpine steppe

2.2.2 高寒草原高原鼠兔为害程度划分

PCA 结果显示,前3个主成分的累计方差贡献

率达到80.6%,超过70%且初始特征>0.8(图5),表明这3个主成分可以替代原来的8个指标。



A: 第1、2主成分的贡献率及各指标的系数; B: 第2、3主成分的贡献率及各指标的系数。EH: 有效洞口数; SW: Shannon-Wiener 多样性指数; SR: 物种丰富度; AB: 地上生物量; CH: 群落高度; BP: 秃斑率; HB: 可食牧草比例; RDI: 鼠害指数。A: Contribution rates of the first and second principal components and coefficient of each indicator; B: contribution rates of the second and third principal components and coefficient of each indicator. EH: Number of effective burrows; SW: Shannon-Wiener diversity index; SR: species richness; AB: aboveground biomass; CH: community height; BP: the ratio of bare patch; HB: proportion of edible forage; RDI: rodent damage index.

图5 高寒草原主成分的贡献率及各指标的系数

Fig. 5 Contribution rates of principal components and coefficient of each indicator in alpine steppe

根据各成分载荷数和特征根值,得到主成分 $F_1 = 0.532Z_1 + 0.321Z_2 + 0.252Z_3 + 0.532Z_4 + 0.404Z_5 + 0.290Z_6 + 0.133Z_7$, 主成分 $F_2 = -0.169Z_1 + 0.359Z_2 + 0.531Z_3 - 0.095Z_4 - 0.387Z_5 + 0.347Z_6 - 0.509Z_7$, 主成分 $F_3 = -0.143Z_1 + 0.564Z_2 + 0.280Z_3 - 0.034Z_4 + 0.023Z_5 - 0.704Z_6 + 0.287Z_7$ 。3个主成分的权重分别为0.514、0.339和0.146,即鼠害指数 $=0.514F_1+0.339F_2+0.146F_3$ 。根据鼠害指数,采用聚类分析方法对高寒草原高原鼠兔的为害状况进行等级划分(图3-B),其中鼠害指数 ≥ 1.6 为I类,即无明显为害;当 $1.2 \leq$ 鼠害指数 < 1.6 为II类,即轻度为害;当 $0.5 \leq$ 鼠害指数 < 1.2 为III类,即中度为害;当 $0 \leq$ 鼠害指数 < 0.5 为IV类,即重度为害。按照以上分级标准,本研究中有27%的样地处于中度为害及以上。

2.2.3 高寒草原高原鼠兔为害的预测模型

经共线性分析后剔除 Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、秃斑率、地上生物量和可食牧草比例这5个变量,只保留有效洞口数 z_1 、群落高度 z_2 及物种丰富度 z_3 这3个自变量。经回归分析,高寒草原高原鼠兔为害的预测模型为 $y = -0.002z_1 - 0.239z_2 + 0.164z_3 - 0.055$ ($R^2 = 0.932$),表明有效洞口数、群落高度及物种丰富度是影响高寒草原高原鼠兔为害程度的关键因子。

3 讨论

高原鼠兔对草地生态系统的为害体现在植被、土壤和天敌等多方面。随着研究的不断深入,关于高原鼠兔为害评价指标的选择也开始向多因素转变,如庞晓攀等(2015)将土壤有机碳纳入调查指标中,孙飞达等(2018)考虑高原鼠兔种群、植被群落和土壤养分等多个指标,根呷羊批(2021)将土壤含水量纳入调查指标中。生态指标获取的难易程度及可代表性直接影响着生态阈值的实用性和精简性。而指标精简的必要性在于简化和聚焦整个生态阈值的评估过程,使其更加高效和可操作,并降低成本。对于高原鼠兔而言,其干扰影响层面众多,通过精简指标可以减少冗余和重复的信息,从而提高评估的效率,也可使评估结果更加明确和易于操作,有助于决策者更好地理解 and 推广。本研究选择植被因子作为主要监测对象的原因在于:第一,高原鼠兔对生态环境的影响均会直接或间接作用于植被,如高原鼠兔取食行为和食谱均会影响植被层(周睿,2020;周睿等,2021);第二,土壤生物生长发育活动会影响其附近土壤层理化性质与生物酶活性(朱永恒等,2005),

而土壤层则作为高寒草地生态系统生产者、分解者和消费者的主要载体,在高原鼠兔的干扰下和植被之间也存在一定的耦合关系,可直接影响植被群落组成以及生产力(冯峰等,2019);第三,其他因素的直接或间接影响最终均可作用于植被层,因此选择植被因子作为监测指标具有重要意义。此外,通过实际调查发现,高原鼠兔种群密度与牧草生长同步,即在4—7月随着食物资源的越来越丰富其种群密度逐渐增加,其中在6月种群密度达到峰值,对草地的为害程度最显著,此时进行监测便于调查评估。

生态阈值是多种生态系统发展与管理的重要研究方向,也是草地生物灾害监测与防控的热点问题之一(赵慧霞等,2007)。本研究发现,不同草地类型的生态系统均具有弹性,当高原鼠兔干扰未达到临界值时,并不会发生实质性变化,但随着高原鼠兔干扰的加剧,植被群落的响应则会进入另一种状况。因此,从植被物种多样性保护角度来看,适量的高原鼠兔对高寒草地生态系统有保护和调节作用,在阈值之内对高寒草地生态系统有积极作用。高寒草原植被普遍稀疏、低矮,其生态阈值较高寒草甸低,应关注其退化情况。针对不同草地类型、不同为害程度和不同防控阶段,可配备相应绿色防控技术及应急治理手段,及时控制草原鼠害的扩散蔓延。基于模型的科学预测能够为后期草地管理政策制订提供依据,减少盲目治理造成的资源浪费和经济损失。另外,在高寒草地鼠害监测预警的实际管理过程中,频繁进行大尺度地面调查是不现实的,设置关键、易测量的指标并构建预测模型来防止鼠害暴发尤为重要。从鼠密度、草地生产层面、生态层面入手,本研究获得了适用于高寒草甸和高寒草原的预测模型,预测模型显示不同草地类型下影响高原鼠兔为害程度的关键因子不同。

后续研究中应进一步深入分析土壤、景观和天敌等指标与植被的关系,从而更加系统地对生态阈值进行探究。本研究中仅利用无人机对高寒草甸的3个关键指标秃斑率、地上生物量和有效洞口数进行监测及数字化处理,未对高寒草原的2个关键指标群落高度和物种丰富度进行无人智能化监测识别。随着无人机遥感技术的发展,这些指标的获取将成为可能。本研究调查为随机取样,涉及的极度鼠荒地样本量少,导致鼠洞数量随着为害程度不断增加,与其他研究结果存在差异,后期也将继续扩充不同为害程度的样本数量,尤其是高寒草原区域的样本数量。

参考文献 (References)

- Chen L, Michalk D, Ling HB, Wu MD. 2003. A brief discussion on new methods for monitoring natural grassland yield and vegetation community composition. Inner Mongolia Prataculture, 15(1): 46-47 (in Chinese) [陈良, Michalk D, 凌红波, 吴满达. 2003. 浅谈监测天然草场产量和植被群落组成的新方法. 内蒙古草业, 15(1): 46-47]
- Feng F, Gong BC, Niu KC. 2019. Linking density of plateau pika to vegetation characteristics and soil attributes in response to different grazing regimes. Pratacultural Science, 36(11): 2915-2925 (in Chinese) [冯峰, 贡保草, 牛克昌. 2019. 不同放牧模式下高原鼠兔密度与高寒植被和土壤的关系. 草业科学, 36(11): 2915-2925]
- Gengyangpi. 2021. The influence of plateau pika on the vegetation community and soil physical and chemical properties of alpine meadow in Northwest Sichuan and its control effect. Master thesis. Chengdu: Southwest Minzu University (in Chinese) [根呷羊批. 2021. 高原鼠兔对川西北高寒草甸植被群落与土壤理化性状的影响及防治效果研究. 硕士学位论文. 成都: 西南民族大学]
- Guo XL, Yi SH, Qin Y, Chen JJ. 2017. Habitat environment affects the distribution of plateau pikas: a study based on an unmanned aerial vehicle. Pratacultural Science, 34(6): 1306-1313 (in Chinese) [郭新磊, 宜树华, 秦彧, 陈建军. 2017. 基于无人机的青藏高原鼠兔潜在栖息地环境初步研究. 草业科学, 34(6): 1306-1313]
- Guo ZG, Wang Q, Chen H. 2014. Issues and suggestions for rodent control of the natural grassland in China. Pratacultural Science, 31(1): 168-172 (in Chinese) [郭正刚, 王倩, 陈鹤. 2014. 我国天然草地鼠害防控中的问题与对策. 草业科学, 31(1): 168-172]
- Harris RB. 2010. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes. Journal of Arid Environments, 74(1): 1-12
- Hua LM, Chai SQ. 2022. Rodent pest control on grasslands in China: current state, problems and prospects. Journal of Plant Protection, 49(1): 415-423 (in Chinese) [花立民, 柴守权. 2022. 中国草原鼠害防治现状、问题及对策. 植物保护学报, 49(1): 415-423]
- Hua R, Ye GH, Degiuli MD, Zhou R, Bao D, Hua LM, Niu YJ. 2023. Decreased species richness along bare patch gradient in the degradation of *Kobresia* pasture on the Tibetan Plateau. Ecological Indicators, 157: 111195
- Muradian R. 2001. Ecological thresholds: a survey. Ecological Economics, 38(1): 7-24
- Pang XP, Wang Y, Jia TT, Wang Q, Guo ZG. 2015. Effect of disturbance of plateau pika on soil organic carbon and nitrogen content and storage of *Kobresia pygmaea* meadow. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 21(3): 517-521 (in Chinese) [庞晓攀, 王莹, 贾婷婷, 王倩, 郭正刚. 2015. 高原鼠兔不同干扰强度对高山嵩草草甸土壤有机碳和全氮含量及其贮量的影响. 应用与环境生物学报, 21(3): 517-521]
- Qin Y, Chen JJ, Yi SH. 2015. Plateau pikas burrowing activity accelerates ecosystem carbon emission from alpine grassland on the Qinghai-Tibetan Plateau. Ecological Engineering, 84: 287-291
- Smith AT, Badingqiuying, Wilson MC, Hogan BW. 2019. Functional-trait ecology of the plateau pika *Ochotona curzoniae* (Hodgson, 1858) in the Qinghai-Tibetan Plateau ecosystem. Integrative Zoology, 14(1): 87-103
- Sun FD, Gou WL, Zhu C, Li F, Chen XX, Liu L, Liu W, Yang TY, Liao XH. 2018. Ranking and parameters for rodents damaged rangelands and adaptive management in Northwest Plateau of Sichuan Province. Acta Agrestia Sinica, 26(1): 152-159 (in Chinese) [孙飞达, 苟文龙, 朱灿, 李飞, 陈晓霞, 刘琳, 刘伟, 杨廷勇, 廖习红. 2018. 川西北高原鼠荒地危害程度分级及适应性管理对策. 草地学报, 26(1): 152-159]
- Sun FD, Long RJ, Guo ZG, Liu W, Gan YM, Chen WY. 2011. Effects of rodents activities on plant community and soil environment in alpine meadow. Pratacultural Science, 28(1): 146-151 (in Chinese) [孙飞达, 龙瑞军, 郭正刚, 刘伟, 干友民, 陈文业. 2011. 鼠类活动对高寒草甸植物群落及土壤环境的影响. 草业科学, 28(1): 146-151]
- Tang HP, Chen J, Xue HL. 2015. Ecological thresholds: concept, methods and research outlooks. Chinese Journal of Plant Ecology, 39(9): 932-940 (in Chinese) [唐海萍, 陈皎, 薛海丽. 2015. 生态阈值: 概念、方法与研究展望. 植物生态学报, 39(9): 932-940]
- Walker LR, Wardle DA, Bardgett RD, Clarkson BD. 2010. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. Journal of Ecology, 98(4): 725-736
- Wang H, Zhao WW, Yin CC. 2023. Research progress and prospect of ecosystem regime shifts detection. Acta Ecologica Sinica, 43(6): 2159-2170 (in Chinese) [王涵, 赵文武, 尹彩春. 2023. 生态系统稳态转换检测研究进展. 生态学报, 43(6): 2159-2170]
- Wang XQ, Wang MM, Wang SQ, Wu YD. 2015. Extraction of vegetation information from visible unmanned aerial vehicle images. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 31(5): 152-159 (in Chinese) [汪小钦, 王苗苗, 王绍强, 吴云东. 2015. 基于可见光波段无人机遥感的植被信息提取. 农业工程学报, 31(5): 152-159]
- Wang XT, Hua LM, Su JH, Cao H, Qi XM, Liu RT. 2009. A study on the economic injury level of plateau pika (*Ochotona curzoniae*) and its control index. Acta Prataculturae Sinica, 18(6): 198-203 (in Chinese) [王兴堂, 花立民, 苏军虎, 曹慧, 祁晓梅, 刘荣堂. 2009. 高原鼠兔的经济损害水平及防治指标研究. 草业学报, 18(6): 198-203]
- Yang GY. 2000. Central-limit theorem and its application in the statistical analysis. Statistics & Information Tribune, 15(3): 13-15 (in Chinese) [杨桂元. 2000. 中心极限定理及其在统计分析中的应用. 统计与信息论坛, 15(3): 13-15]
- Yu H. 2013. Dynamics of grassland growth and its response to climate change on Tibetan Plateau. PhD thesis. Lanzhou: Lanzhou Uni-

- versity (in Chinese) [于惠. 2013. 青藏高原草地变化及其对气候的响应. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学]
- Zhao HX, Wu SH, Jiang LG. 2007. Review on recent advances in ecological threshold research. *Acta Ecologica Sinica*, 27(1): 338–345 (in Chinese) [赵慧霞, 吴绍洪, 姜鲁光. 2007. 生态阈值研究进展. *生态学报*, 27(1): 338–345]
- Zhao TQ, Ouyang ZY, Jia LQ, Zheng H. 2004. Ecosystem services and their valuation of China grassland. *Acta Ecologica Sinica*, 24(6): 1101–1110 (in Chinese) [赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 郑华. 2004. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价. *生态学报*, 24(6): 1101–1110]
- Zhao XQ, Zhou HK. 2005. Eco-environmental degradation, vegetation regeneration and sustainable development in the headwaters of Three Rivers on Tibetan Plateau. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 20(6): 471–476 (in Chinese) [赵新全, 周华坤. 2005. 三江源区生态环境退化、恢复治理及其可持续发展. *中国科学院院刊*, 20(6): 471–476]
- Zhao ZH, Ouyang F, Men XY, Liu HJ, He DH, Ge F. 2013. Habitat management in biological control. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 50(4): 879–889 (in Chinese) [赵紫华, 欧阳芳, 门兴元, 刘军和, 贺达汉, 戈峰. 2013. 生境管理: 保护性生物防治的发展方向. *应用昆虫学报*, 50(4): 879–889]
- Zhou R. 2020. The response of individuals and populations in plateau pika (*Ochotona curzoniae*) to predation risk and changes of habitat vegetation communities. PhD thesis. Lanzhou: Gansu Agricultural University (in Chinese) [周睿. 2020. 高原鼠兔个体和种群对捕食风险的响应及其栖息地植被群落的变化. 兰州: 甘肃农业大学]
- Zhou R, Hua R, Hua XZ, Zhang FY, Ye GH, Tang ZS, Hua LM. 2021. Temporal and spatial dynamics of plant community structure under the disturbance of plateau pika (*Ochotona curzoniae*). *Grassland and Turf*, 41(1): 1–7 (in Chinese) [周睿, 花蕊, 华锐泽, 张飞宇, 叶国辉, 唐庄生, 花立民. 2021. 高原鼠兔干扰下高寒草甸植物群落结构的时空动态特征. *草原与草坪*, 41(1): 1–7]
- Zhu YH, Zhao CY, Wang ZY, Pu LJ. 2005. Research on soil animal community ecology in China. *Chinese Journal of Ecology*, 24(12): 1477–1481 (in Chinese) [朱永恒, 赵春雨, 王宗英, 濮励杰. 2005. 我国土壤动物群落生态学研究综述. *生态学杂志*, 24(12): 1477–1481]

(责任编辑: 张俊芳)