

蚁丘干扰下高寒草甸植物群落特征和生态位

向泽宇¹ 张莉¹ 刘雪娟^{2*}

(¹中国科学院藏药研究重点实验室, 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810008; ²内蒙古自治区阿拉善盟林业治沙研究所, 内蒙古阿拉善左旗 750300)

摘要 蚁丘作为高寒草甸上一种重要的生态干扰因子,对高寒草甸植物群落特征和生态位产生重要影响。2012年9月在四川红原县对蚁丘干扰后的高寒草甸植物群落进行了研究。结果表明:蚁丘干扰后高寒草甸植物群落的物种丰富度和多样性降低,但禾本科和莎草科的盖度、重要值和生态位宽度增加,尤其是禾本科的草地早熟禾(*Poa pratensis*)与垂穗披碱草(*Elymus nutans*)的生态位宽度明显高于对照,成为优势种群。蚁丘干扰后高寒草甸植物种群生态位重叠程度普遍偏小,以保证占据较大生态位宽度的禾本科和莎草科优势种群与其他物种间在生态学上的长期共存适应,有利于受干扰的高寒草甸朝着增加优良牧草比例、增强可牧能力的方向发展。

关键词 蚁丘; 高寒草甸; 群落特征; 生态位

Alpine meadow plant community traits and niche under the disturbance of anthills in Northwest Sichuan Province, western China. XIANG Ze-yu¹, ZHANG Li¹, LIU Xue-juan^{2*}
(¹Key Laboratory of Tibetan Medicine Research, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China; ²Alxa Forestry and Desert Control Research Institute, Alxa Left Banner 750300, Inner Mongolia, China).

Abstract: As an important ecological disturbance factor in the alpine meadow, anthills can greatly influence the characteristics and ecological niche of plant community in alpine meadow. Alpine meadow plant community with anthill disturbance was studied in September 2012 in Hongyuan, Sichuan. The results showed that the species richness and diversity of the alpine meadow plant community decreased after the anthill disturbance, while the coverage, importance value and niche breadth of Gramineae and Cyperaceae increased. Especially, the niche breadths of graminaceous grass *Poa pratensis* and *Elymus nutans* were obviously greater than those of the control, becoming the dominant populations. With anthill disturbance, the niche overlap level of alpine meadow plant populations was generally lower, ensuring the long-term ecological coexistence between the dominant populations of Gramineae and Cyperaceae with larger niche breadths and other species. It benefits the disturbed alpine meadow to the succession toward the direction of fine herbage, improving the grazing capacity of the alpine meadow to some extent.

Key words: anthill; alpine meadow; community trait; niche.

蚂蚁是地球上广泛分布、数量最多的一类群居、筑巢、营社会性生活的昆虫(唐觉等,1986)。在生态系统中蚂蚁扮演着“工程师”的重要角色(Cerdà *et al.*, 2011),蚂蚁也是陆地生态系统的重要组成部分和分布最为广泛的生物之一(Whitford *et al.*,

2008)。作为生态系统中分解者亚系统的重要一员,蚂蚁所起的作用外在表现为对该系统中土壤和植被的影响。而且,蚂蚁作为一种干扰因子,其行为对生态系统的群落结构和生态功能等的影响得到了深入研究(Folgarait, 1998)。大多数蚂蚁能在地下筑巢,蚂蚁筑丘活动对土壤的翻动作用,提高了土壤的通气性能,这一方面改变了土壤有机质、氮、磷、钾、钙、镁等理化性质(Cammeraat *et al.*, 2002; Wag-

青海省高新技术研究与发展计划项目(2014-GX-220)资助。

收稿日期: 2015-06-10 接受日期: 2015-12-01

* 通讯作者 E-mail: liuxueluan@126.com

ner *et al.* 2006; Richards 2009); 另一方面改变了土壤种子库、植物群落的组成 (Folgarait *et al.* 2002; Dostál 2005; Dauber *et al.* 2006; 李有志等, 2009)。在草地生态系统中, 蚂蚁的筑丘和觅食行为是不可忽视的干扰因子, 常能改变局部的生境特征, 导致环境的异质性等变化 (赵有益等, 2008; Jílková *et al.*, 2012)。植物群落组成和环境异质性等变化必然会影响植物群落中种群的地位和作用, 而植物群落内种群的作用和地位通常反映了植物种群的生态位特征。因此, 研究高寒草甸植物群落特征和种群生态位在蚁丘影响下的变化, 以期全面认识蚁丘干扰对高寒草甸植物群落特征及各植物种群间相互关系的影响, 从而一定程度上揭示蚂蚁在高寒草甸植物群落演变中的功能和作用。

目前关于蚂蚁对生态系统影响的研究在沙漠盆地 (Nash *et al.* 2001)、伊朗高原草原 (Esmaili *et al.* 2013)、挪威云杉林 (Jílková *et al.* 2014)、热带雨林 (Haines 1978)、农田 (Levan *et al.* 1983)、半干旱山地针叶林 (Carlson *et al.* 1991)、非洲稀树草原 (Brenner *et al.* 1995)、松嫩草地 (李庆新等, 2003) 和科尔沁流动沙地 (刘任涛等, 2009) 等环境方面均有报道, 而关于高寒草甸生态系统中蚂蚁对植物群落影响的研究报道非常少。本研究以川西北红原县高寒草甸上常见的广布弓背蚁 (*Camponotus herculeanus*) 的蚁丘为代表, 通过蚂蚁筑丘活动对蚁丘植被群落特征和生态位的影响的研究, 以期探讨高寒草甸群落内植物种群地位和作用在蚁丘干扰下的变化规律, 为全面评估和认识蚁丘对高寒草甸群落的健康稳定和恢复影响提供科学依据。

1 研究区概况

蚁丘干扰试验样地位于四川省红原县境内, 试验样地为不受其他人为干扰 (割草和放牧等) 影响的围封状态。红原县位于川西北青藏高原东缘, 31°50′ N—33°22′ N, 101°51′ E—103°23′ E。东西宽 55 km, 南北长约 154 km。其地势由东南向西北倾斜, 平均海拔 3500 m。红原县属大陆高原寒温带半湿润季风气候, 年降水量 650~800 mm, 水热同期, 80%集中在 5—9 月, 具有气温低, 气温年较差小, 辐射强烈, 日照充足, 日较差大, 冬干夏湿润, 干湿季和冷暖季节分明, 热量低, 冷季大风多, 暖季冰雹多等高原气候特点。境内常年无夏, 每年春秋两季短暂仅 40 d 左右。其年平均气温 1.1 °C, 最高温度

24.6 °C, 最低温度 -10.3 °C, 极端低温 -33.3 °C, 极端高温 25.6 °C, 年平均积温 1432.3 °C。其年平均日照 2417.9 h, 太阳辐射年总量 $6.1923 \times 10^6 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2}$ 。该区无霜期短, 初霜早, 终霜晚; 10 月底开始结冰至次年 5 月初解冻, 年冰冻期较长 (王润, 2005), 红原县大部分属于高山草甸类型 (沈敏等, 2009)。

2 研究方法

2.1 样地设置和野外调查

试验于 2012 年 9 月进行, 蚁丘样地坐标, 32°49.823′ N, 102°35.237′ E, 海拔 3493 m; 对照试验 (CK) 样地, 32°49.802′ N, 102°35.213′ E, 海拔 3490 m。试验调查样方为 0.5 m × 0.5 m (0.25 m²), 样方选取广布弓背蚁 (*Camponotus herculeanus*) 筑巢自然形成的蚁丘, 所选蚁丘直径大小为 20~30 cm, 高度为 10~20 cm, 共 9 个重复样方。样方选好后, 在有代表性的 9 个样方内, 对植被进行详细调查。记录每种植物的种名、高度、盖度; 同时, 在每个调查的蚁丘样方外, 距离蚁丘 100 m 外 (未受蚁丘干扰) 的平地设置相应样方作为蚁丘的对照样方, 对照试验 (CK) 样方 9 个 (0.5 m × 0.5 m), 同样进行相应的植被调查。

2.2 数据处理及计算方法

2.2.1 植物群落多样性的测定 物种丰富度用记名算法 (李博, 2004) 测定, 本研究中物种丰富度用样方内出现的物种数表示, 即物种丰富度指数 = 样方内的物种数。

采用多样性指数 Simpson 指数, Shannon 指数和 Pielou 均匀度指数进行多样性的测定 (向泽宇等, 2014), 其计算公式如下:

(1) Simpson 指数:

$$D = 1 - \sum P_i^2$$

(2) Shannon 指数:

$$H = - \sum P_i \ln P_i$$

(3) Pielou 均匀度指数:

$$J = (- \sum P_i \ln P_i) / \ln S$$

其中: P_i 是样方中第 i 种植物在群落中所占的重要值。S 为种 i 所在样方的物种总数。

(4) 重要值 (IV):

$$IV = (\text{相对盖度} + \text{相对高度} + \text{相对频度}) / 3$$

2.2.2 植物群落物种生态位宽度的测定 (1) Shannon 生态位宽度 (Zhou *et al.* 2012)

$$NB_{sw} = - \sum P_{ij} \lg P_{ij}$$

(2) Levins 生态位宽度(Levins ,1968)

$$NB_L = 1 / (r \sum P_{ij}^2)$$

(3) Hurlbert 生态位宽度(Hurlbert ,1978)

$$NB_H = \frac{1 / \sum P_{ij}^2 - 1}{r - 1}$$

式中 NB_{sw} 为种 i 的 Shannon 生态位宽度 NB_L 为种 i 的 Levins 生态位宽度 NB_H 为种 i 的 Hurlbert 生态位宽度 P_{ij} 为种 i 对第 j 个样方的各种资源利用占其对全部样方各种资源利用频度 n_{ij} 为种 i 在资源 j 上的优势度, 即样方中物种的重要值, r 为样方数。 NB 值越大, 说明生态位越宽, 该种利用的资源总量越多, 竞争力越强。

2.2.3 植物群落物种生态位重叠的测定 Pianka 生态位重叠 O_{ik} (Thompson *et al.* ,1999)

$$O_{ik} = \sum n_{ij} n_{kj} / (\sum n_{ij}^2 \sum n_{kj}^2)^{1/2}$$

式中 O_{ik} 为物种 i 和物种 k 的生态位重叠值 n_{ij} 和 n_{kj} 为种 i 和种 k 在资源位 j 的重要值。

2.2.4 数据处理 采用 Excel 2007 进行数据处理, 对高寒草甸植物群落数量特征指标(物种丰富度、盖度、高度、Simpson 指数、Shannon 指数和 Pielou 指数) 和高寒草甸植物群落功能群特征指标(物种丰富度和盖度) 进行方差分析, 多重比较采用 Duncan 法($P < 0.05$); 以高寒草甸植物种群的生态位宽度值(Shannon 生态位宽度、Levins 生态位宽度和 Hurlbert 生态位宽度) 为变量, 采用 SPSS 16.0 中的分层聚类(hierarchical cluster) 进行聚类分析(cluster analysis); 采用软件 Origin 8.0 对高寒草甸植物种群生态位宽度与重要值变异系数进行线性回归分析(linear regression analysis); 所有图形采用软件 Origin 8.0 进行绘制。

3 结果与分析

3.1 蚁丘对高寒草甸植物群落数量特征的影响

高寒草甸上的广布弓背蚁筑巢形成的蚁丘干扰使其上面的植物分盖度、总盖度和高度增加, 但蚁丘干扰却使植物的丰富度明显降低(表 1)。植物的分盖度、总盖度和高度分别增加了 7.99%、1.60% 和 2.99 cm($P < 0.05$); 而植物丰富度与对照相比减少了 10.20($P < 0.05$)。说明蚁丘干扰可以增加高寒草甸植物群落的盖度和高度, 同时会降低高寒草甸植物群落的物种数。由表 1 可知, 蚁丘干扰后高寒草

甸植物群落多样性表现出下降趋势, 其中 Simpson 指数、Shannon 指数和 Pielou 指数分别减少 0.04($P < 0.05$)、0.67($P < 0.05$) 和 0.01。表明蚁丘干扰改变了高寒草甸植物群落物种组成, 降低植物群落物种多样性。由图 1 可知, 蚁丘干扰明显改变了高寒草甸群落禾本科植物功能群的盖度。蚁丘干扰后高寒草甸禾本科植物功能群的盖度为 78.75% 比对照增加了 61.75%($P < 0.05$), 禾本科是蚁丘样方中的优势植物种群; 莎草科盖度比对照也明显增加了 9.8%($P < 0.05$)。而蚁丘干扰后豆科和杂类草的盖度和丰富度明显降低, 分别降低了 17.40% 和 36.70%、1.60 和 6.10($P < 0.05$)。蚁丘干扰对禾本科和莎草科的丰富度没有显著影响($P > 0.05$)。

3.2 蚁丘对高寒草甸植物种群生态位宽度的影响

蚁丘对高寒草甸植物种群生态位宽度存在一定

表 1 蚁丘对高寒草甸植物群落特征的影响

Table 1 Effect of anthill on alpine meadow plant community traits

群落数量特征	蚁丘	CK
物种丰富度	9.00±3.32 b	19.20±2.59 a
分盖度(%)	15.96±4.90 a	7.97±1.42 b
总盖度(%)	97.60±1.14 a	96.00±1.58 a
高度(cm)	17.32±1.23 a	14.33±0.96 b
Simpson 指数	0.93±0.00 b	0.97±0.00 a
Shannon 指数	2.77±0.12 b	3.44±0.04 a
Pielou 指数	0.97±0.02 a	0.98±0.00 a

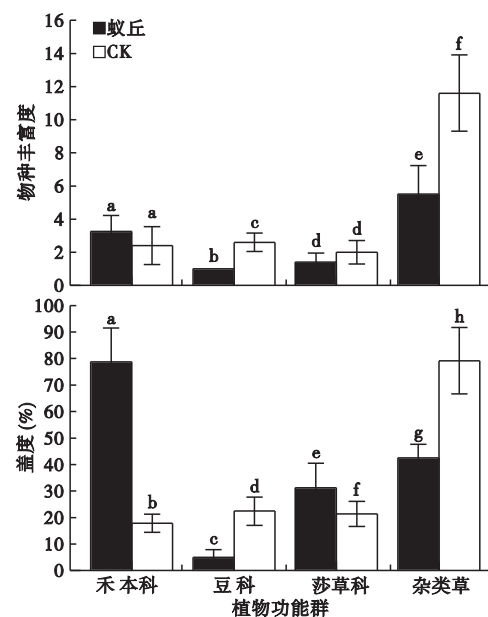


图 1 蚁丘对高寒草甸植物群落功能群特征的影响

Fig.1 Effect of anthill on functional group traits of alpine meadow plant community

的影响,采用 Shannon、Levins 和 Hurlbert 3 种公式得到的各个植物种的生态位宽度存在一定差异,但各植物种生态位宽度大小的排列顺序基本一致(表 2)。生态位宽度是度量植物种群对资源环境利用状况的尺度,种群生态位宽度越大,则它对环境的适应能力越强,对资源的利用越充分,相应的竞争力也

越强。蚁丘干扰后的高寒草甸植物种群的 20 个物种的 Shannon 生态位、Levins 生态位和 Hurlbert 生态位数值在 0.00~0.90,各个植物种群的生态位宽度的聚类分析将 20 个物种大体分为 3 个类别(图 2),生态位宽度值最大的为草地早熟禾、紫羊茅、垂穗披碱草、湿生扁蕾、草玉梅和内弯繁缕,说明这 6 种植

表 2 蚁丘对高寒草甸植物群落生态位宽度值的影响
Table 2 Effect of anthill on alpine meadow plant species niche breadth

编号	物种	Shannon 生态位宽度		Levins 生态位宽度		Hurlbert 生态位宽度	
		蚁丘	对照	蚁丘	对照	蚁丘	对照
		Anthill-NB _{SW}	CK-NB _{SW}	Anthill-NB _{SW}	CK-NB _{SW}	Anthill-NB _{SW}	CK-NB _{SW}
1	紫羊茅 <i>Festuca rubra</i>	0.77	0.90	0.64	0.89	0.60	0.87
2	垂穗披碱草 <i>Elymus nutans</i>	0.86	0.70	0.73	0.56	0.70	0.50
3	洽草 <i>Koeleria cristata</i>	0.60	0.90	0.44	0.88	0.37	0.87
4	草地早熟禾 <i>Poa pratensis</i>	0.90	0.70	0.88	0.55	0.86	0.50
5	羊茅 <i>Festuca ovina</i>	—	0.47	—	0.33	—	0.24
6	甘肃薹草 <i>Carex kansuensis</i>	0.71	0.77	0.49	0.64	0.42	0.59
7	线叶嵩草 <i>Kobresia capillifolia</i>	0.58	0.84	0.41	0.74	0.34	0.71
8	四川嵩草 <i>Kobresia setchwanensis</i>	0.30	—	0.22	—	0.12	—
9	双柱头薹草 <i>Scirpus distigmaticus</i>	—	0.77	—	0.63	—	0.59
10	黄花蒿 <i>Artemisia annua</i>	0.47	—	0.33	—	0.24	—
11	细叶亚菊 <i>Ajania tenuifolia</i>	0.48	0.78	0.33	0.67	0.25	0.62
12	乳白香青 <i>Anaphalis lactea</i>	—	0.77	—	0.66	—	0.61
13	毛香火绒草 <i>Leontopodium stracheyi</i>	—	0.60	—	0.44	—	0.37
14	钝苞雪莲 <i>Saussurea nigrescens</i>	—	0.94	—	0.96	—	0.95
15	蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i>	—	0.59	—	0.43	—	0.36
16	禾叶风毛菊 <i>Saussurea graminea</i>	—	0.70	—	0.55	—	0.50
17	川西黄耆 <i>Astragalus craibianus</i>	0.69	0.84	0.53	0.76	0.47	0.74
18	高山豆 <i>Tibetia himalaica</i>	—	0.93	—	0.89	—	0.88
19	黄花棘豆 <i>Oxytropis ochrocephala</i>	—	0.90	—	0.88	—	0.86
20	湿生扁蕾 <i>Gentianopsis paludosa</i>	0.84	0.70	0.77	0.55	0.75	0.50
21	华丽龙胆 <i>Gentiana sino-ornata</i>	0.30	0.77	0.22	0.63	0.12	0.58
22	蓝白龙胆 <i>Gentiana leucomelaena</i>	—	0.70	—	0.55	—	0.50
23	卵萼花锚 <i>Halenia elliptica</i>	—	0.78	—	0.66	—	0.62
24	阿坝龙胆 <i>Gentiana abaensis</i>	—	0.48	—	0.33	—	0.25
25	毛果婆婆纳 <i>Veronica eriogyne</i>	0.30	0.59	0.22	0.43	0.13	0.36
26	肉果草 <i>Lancea tibetica</i>	—	0.84	—	0.77	—	0.74
27	甘肃马先蒿 <i>Pedicularis kansuensis</i>	—	0.70	—	0.55	—	0.50
28	草玉梅 <i>Anemone rivularis</i>	0.78	0.95	0.66	0.97	0.62	0.97
29	花葶驴蹄草 <i>Caltha scaposa</i>	0.60	—	0.44	—	0.37	—
30	矮金莲花 <i>Trollius farreri</i>	0.00	0.70	0.11	0.55	0.00	0.49
31	蓝翠雀花 <i>Delphinium caeruleum</i>	—	0.60	—	0.44	—	0.37
32	高原毛茛 <i>Ranunculus tanguticus</i>	—	0.94	—	0.94	—	0.94
33	雪白委陵菜 <i>Potentilla nivea</i>	—	0.84	—	0.76	—	0.73
34	蕨麻 <i>Potentilla anserina</i>	—	0.90	—	0.88	—	0.86
35	高山韭 <i>Allium sikkimense</i>	0.30	0.84	0.22	0.76	0.12	0.73
36	拉拉藤 <i>Galium aparine</i>	0.69	—	0.54	—	0.48	—
37	内弯繁缕 <i>Stellaria infracta</i>	0.87	—	0.77	—	0.74	—
38	马尔康柴胡 <i>Bupleurum malconense</i>	0.30	—	0.22	—	0.12	—
39	老鹳草 <i>Geranium wilfordii</i>	—	0.60	—	0.44	—	0.37
40	平车前 <i>Plantago depressa</i>	—	0.60	—	0.44	—	0.37
物种总数 Total number of species		20	34	20	34	20	34

“—”表示此物种在该样方中未出现。

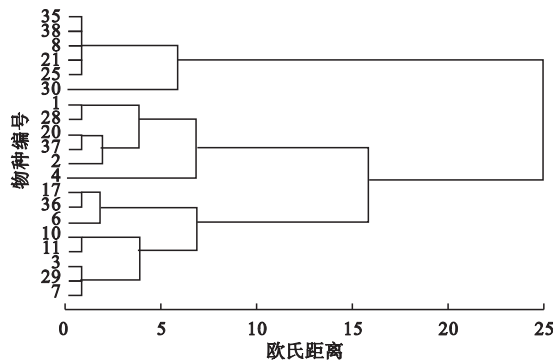


图2 蚁丘高寒草甸植物群落生态位宽度聚类分析

Fig.2 Cluster analysis of ant hill on alpine meadow plant species niche breadth

物种编号代码同表2。下同。

物具有较强的环境适应能力,在干扰后的蚁丘生境中分布范围广,是蚁丘样方中的优势种。而洽草、甘肃藁草、线叶蒿草、川西黄耆、花葶驴蹄草、拉拉藤、黄花蒿和细叶亚菊的生态位宽度值次之;四川嵩草、华丽龙胆、毛果婆婆纳、高山韭、马尔康柴胡和矮金莲花的生态位宽度值最小,且它们基本都出现在相同的样方内,其生态位宽度值都不超过0.30,生态位宽度较窄,说明其对干扰后的蚁丘生境空间资源的利用能力较差。而对照的高寒草甸植物种群的34个物种的 Shannon 生态位、Levins 生态位和 Hurlbert 生态位数值在0.24~0.98,各个植物种群的生态位宽度的聚类分析将34个物种大体也分为3个类别(图3),钝苞雪莲、草玉梅、高原毛茛、高山豆、紫羊茅、洽草、线叶蒿草、川西黄耆、黄花棘豆、肉果草、雪白委陵菜、蕨麻和高山韭的生态位宽度值最大,它们对资源的利用具有明显的优势,是川西高寒草甸广泛分布的物种。生态位宽度值居中的有垂穗披碱草、草地早熟禾、甘肃藁草、双柱头蕨草、细叶亚菊、乳白香青、禾叶风毛菊、湿生扁蕾、华丽龙胆、蓝白龙胆、卵萼花锚、甘肃马先蒿和矮金莲花;生态位宽度值最小的是羊茅、毛香火绒草、蒲公英、阿坝龙胆、毛果婆婆纳、蓝翠雀花、老鹳草和平车前,且它们出现的频度较低,并常以单株的形式出现,说明它们对环境的适应能力较弱,更趋于特化种。由蚁丘和对照的高寒草甸植物种群的生态位宽度聚类分析可以得出,紫羊茅和草玉梅在两者中都有很宽的生态位宽度,说明紫羊茅和草玉梅能够充分利用环境资源,对其生境范围内的诸如土壤养分、水分、温度、光等环境因子有较高的适应性,在植被群落演替中具有明显的竞争优势,从而成为生态位宽度值很大的物种。

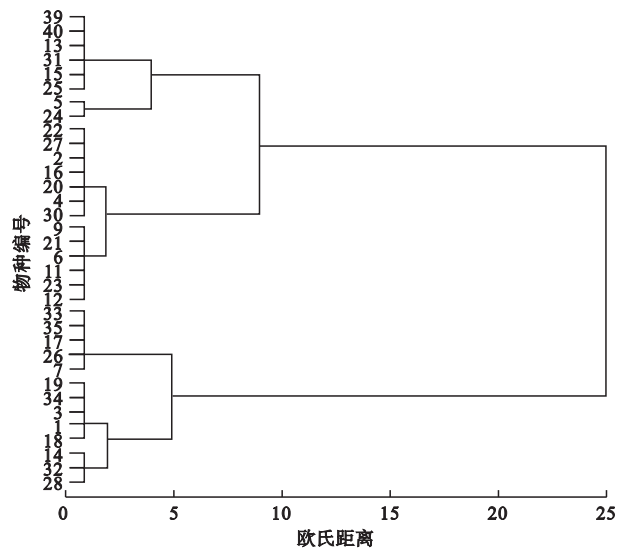


图3 对照高寒草甸植物群落生态位宽度聚类分析

Fig.3 Cluster analysis of CK on alpine meadow plant species niche breadth

蚁丘干扰导致高寒草甸群落内各个植物种群对资源环境利用的秩序进行了重新分配,对环境变化反应比较敏感的种群(羊茅、双柱头蕨草、乳白香青、毛香火绒草、钝苞雪莲、蒲公英、禾叶风毛菊、高山豆、黄花棘豆、蓝白龙胆、卵萼花锚、阿坝龙胆、肉果草、甘肃马先蒿、蓝翠雀花、高原毛茛、雪白委陵菜、蕨麻、老鹳草、平车前)未出现在蚁丘高寒草甸植物群落中。与对照的植物群落中菊科的钝苞雪莲是优势种群相比,蚁丘干扰后禾本科植物草地早熟禾与垂穗披碱草成为优势种群。

3.3 植物种群生态位宽度与重要值变异系数之间的关系

对蚁丘干扰和对照的高寒草甸植物群落种群生态位宽度与重要值变异系数进行线性回归。结果表明(图4),Shannon 生态位宽度(NB_{sw})、Levins 生态位宽度(NB_L)和 Hurlbert 生态位宽度(NB_H)均与重要值变异系数呈典型负相关,其中,蚁丘干扰的种群生态位宽度 NB_{sw} 、 NB_L 和 NB_H 与重要值变异系数的相关系数分别为0.9944、0.9482和0.9482;对照的种群生态位宽度 NB_{sw} 、 NB_L 和 NB_H 与重要值变异系数的相关系数分别为0.9959、0.9957和0.9957。表明高寒草甸植物群落中各物种的重要值变异系数越小,其生态位宽度越大。

3.4 蚁丘对高寒草甸植物种群生态位重叠的影响

蚁丘干扰后高寒草甸植物种群生态位重叠值结果表明(表3),有生态位重叠的种对数为142,占总对数的74.74%。大多数植物种群的生态位重叠值

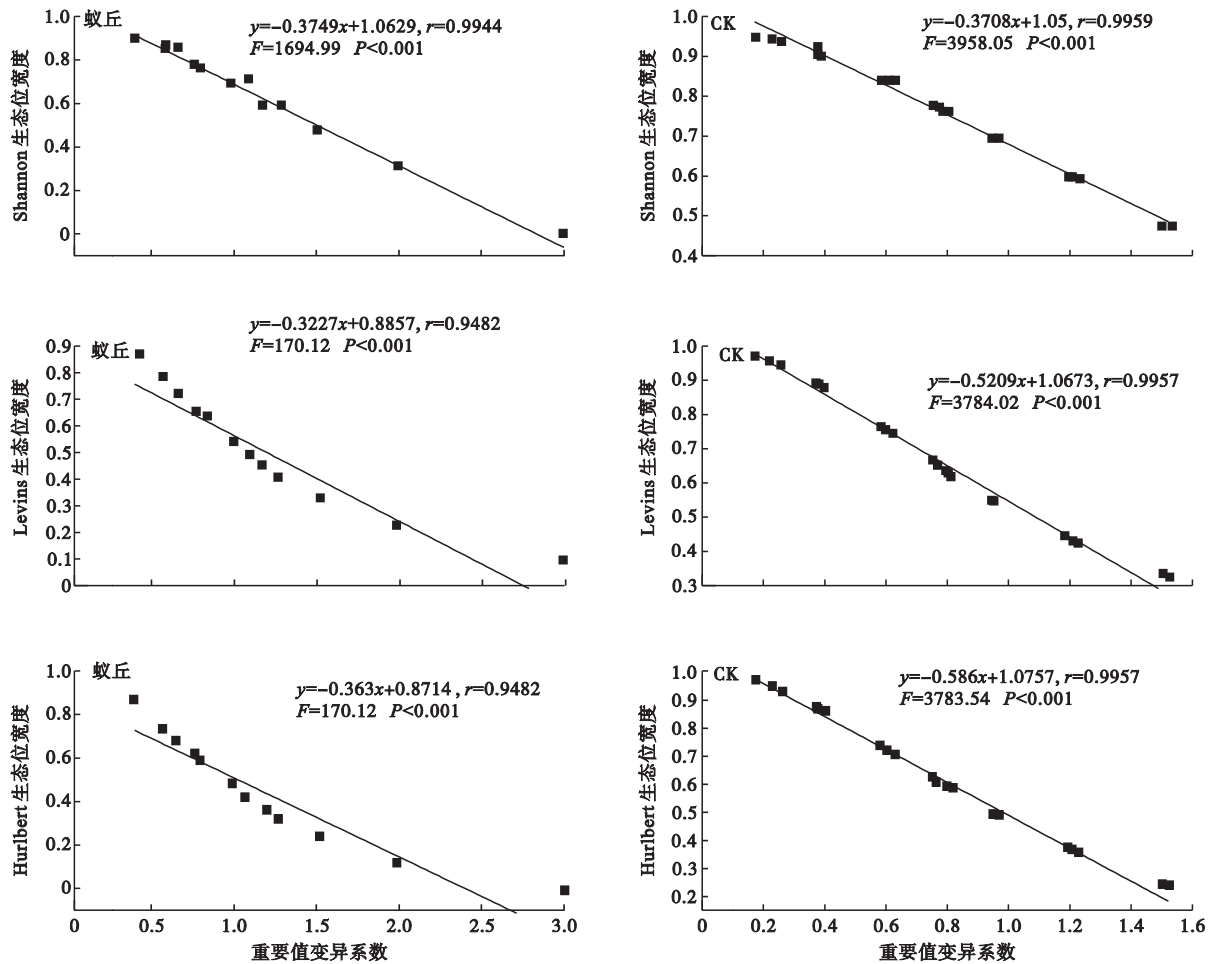


图 4 种群生态位宽度与重要值变异系数回归方程

Fig.4 Regression equation between niche breadth and variance coefficient of importance values

表 3 蚁丘植物群落中的生态位重叠值

Table 3 Niche overlaps of anthill plant community

编号	1	2	3	4	6	7	8	10	11	17	20	21	25	28	29	30	35	36	37	38	
1	1.00																				
2	0.57	1.00																			
3	0.84	0.38	1.00																		
4	0.89	0.86	0.76	1.00																	
6	0.25	0.45	0.34	0.44	1.00																
7	0.72	0.42	0.40	0.54	0.32	1.00															
8	0.52	0.48	0.00	0.48	0.00	0.57	1.00														
10	0.46	0.43	0.00	0.42	0.38	0.69	0.89	1.00													
11	0.62	0.32	0.83	0.66	0.40	0.00	0.00	0.00	1.00												
17	0.80	0.51	0.74	0.81	0.36	0.26	0.46	0.41	0.88	1.00											
20	0.63	0.69	0.76	0.80	0.81	0.40	0.00	0.18	0.68	0.61	1.00										
21	0.00	0.79	0.00	0.42	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	1.00									
25	0.52	0.48	0.00	0.48	0.00	0.57	0.99	0.89	0.00	0.46	0.00	0.00	1.00								
28	0.74	0.49	0.62	0.74	0.65	0.46	0.52	0.66	0.74	0.90	0.68	0.00	0.52	1.00							
29	0.53	0.28	0.71	0.57	0.77	0.20	0.00	0.24	0.85	0.76	0.79	0.00	0.00	0.86	1.00						
30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.82	0.39	0.00	0.46	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.43	0.52	1.00					
35	0.52	0.48	0.00	0.48	0.00	0.57	0.99	0.89	0.00	0.46	0.00	0.00	0.99	0.52	0.00	0.00	1.00				
36	0.80	0.52	0.73	0.82	0.35	0.28	0.49	0.43	0.87	0.99	0.60	0.00	0.49	0.90	0.75	0.00	0.49	1.00			
37	0.45	0.87	0.42	0.77	0.79	0.28	0.25	0.39	0.50	0.56	0.86	0.75	0.25	0.66	0.61	0.36	0.25	0.56	1.00		
38	0.52	0.48	0.00	0.48	0.00	0.57	0.99	0.89	0.00	0.46	0.00	0.00	0.99	0.52	0.00	0.00	0.99	0.49	0.25	1.00	

物种编号代码同表 2。下同。

表 4 对照植物群落中主要物种的生态位重叠值

Table 4 Niche overlaps of major species of plant community without anthill disturbance

编号	1	2	3	4	6	7	9	11	12	13	14	17	18	19	20	21	22	23	25	26	28	31	32	33	34	35	
1	1.00																										
2	0.78	1.00																									
3	0.88	0.80	1.00																								
4	0.78	1.00	0.80	1.00																							
6	0.75	0.31	0.71	0.30	1.00																						
7	0.71	0.73	0.75	0.73	0.58	1.00																					
9	0.83	0.96	0.77	0.96	0.33	0.80	1.00																				
11	0.70	0.90	0.87	0.89	0.43	0.88	0.86	1.00																			
12	0.69	0.30	0.69	0.30	0.97	0.69	0.34	0.51	1.00																		
13	0.74	0.39	0.67	0.38	0.88	0.33	0.31	0.36	0.77	1.00																	
14	0.88	0.68	0.91	0.68	0.74	0.88	0.76	0.80	0.78	0.53	1.00																
17	0.77	0.78	0.76	0.79	0.52	0.98	0.88	0.87	0.62	0.30	0.89	1.00															
18	0.91	0.52	0.84	0.52	0.90	0.71	0.60	0.58	0.87	0.74	0.92	0.72	1.00														
19	0.99	0.77	0.88	0.77	0.71	0.70	0.83	0.68	0.66	0.68	0.89	0.77	0.91	1.00													
20	0.78	0.99	0.79	0.99	0.33	0.73	0.95	0.90	0.33	0.42	0.67	0.78	0.52	0.76	1.00												
21	0.63	0.29	0.66	0.28	0.93	0.75	0.34	0.53	0.99	0.67	0.78	0.67	0.84	0.61	0.31	1.00											
22	0.65	0.36	0.76	0.35	0.93	0.55	0.29	0.55	0.91	0.88	0.67	0.46	0.77	0.60	0.39	0.87	1.00										
23	0.69	0.89	0.86	0.89	0.44	0.88	0.85	0.99	0.52	0.36	0.80	0.87	0.58	0.68	0.89	0.54	0.56	1.00									
25	0.73	0.34	0.67	0.33	0.88	0.29	0.28	0.32	0.77	0.99	0.53	0.26	0.75	0.68	0.37	0.66	0.87	0.32	1.00								
26	0.94	0.81	0.93	0.82	0.64	0.59	0.79	0.73	0.56	0.72	0.81	0.64	0.81	0.94	0.81	0.48	0.63	0.72	0.72	1.00							
28	0.95	0.76	0.93	0.76	0.73	0.83	0.83	0.79	0.73	0.59	0.98	0.87	0.93	0.96	0.75	0.71	0.65	0.79	0.59	0.90	1.00						
31	0.74	0.44	0.67	0.43	0.86	0.38	0.35	0.41	0.76	0.99	0.52	0.34	0.72	0.68	0.47	0.67	0.88	0.41	0.98	0.71	0.59	1.00					
32	0.85	0.64	0.87	0.64	0.79	0.92	0.73	0.79	0.85	0.55	0.98	0.91	0.92	0.85	0.64	0.86	0.72	0.79	0.54	0.74	0.95	0.55	1.00				
33	0.78	0.83	0.79	0.84	0.46	0.96	0.92	0.90	0.54	0.26	0.89	0.99	0.70	0.78	0.83	0.59	0.42	0.90	0.23	0.69	0.88	0.30	0.89	1.00			
34	0.99	0.76	0.88	0.77	0.71	0.70	0.83	0.68	0.66	0.68	0.89	0.77	0.92	0.99	0.76	0.61	0.60	0.67	0.68	0.94	0.96	0.67	0.85	0.78	1.00		
35	0.79	0.81	0.76	0.81	0.49	0.96	0.91	0.87	0.58	0.29	0.88	0.99	0.72	0.79	0.81	0.62	0.42	0.86	0.26	0.67	0.87	0.33	0.90	0.99	0.79	1.00	

主要在 0.4~0.6 和 0.7~0.9 两个区间,分别占到全部比例的 30.52%和 20.53%。而对照的生态位重叠值种对数为 561,没有为 0 的种对;其大多数生态位重叠值主要在 0.7~1.0,占全部比例的 51.69%(表 4)。对蚁丘样方和对照样方的生态位重叠值进行累计分析表明两者的生态位重叠值中 >0.6、>0.7、>0.8和>0.9 的种对比例分别是 31.58%、24.74%、14.74%、4.21% 和 63.64%、51.69%、29.06%、13.37%。这说明,与对照相比,蚁丘干扰后高寒草甸植物种群生态位重叠程度普遍偏小。

4 结论与讨论

在草地生态系统中,蚂蚁构建蚁丘的筑巢行为使蚁丘上的植被群落发生了明显的变化,这主要是因为蚁丘干扰改变了土壤性质,蚁运植物的分布以及蚁丘这一开放的土壤表面给一些植物提供了栖息的机会;总之,蚁丘干扰在草地上形成了典型的异质性的生境斑块(Kovář *et al.* 2000)。本研究发现,蚁丘干扰后高寒草甸植物群落盖度和高度均增加,尤

其是干扰过后植物群落禾本科(*grasses*)和莎草科(*sedges*)盖度显著增加,它们在蚁丘上的植物群落中明显占优势,而豆科、杂类草的盖度和丰度明显减少。干扰使高寒草甸植物群落的物种丰富度、多样性明显降低;这与蒙凤群等(2011)对川西北高寒草甸蚁丘植物群落的相关研究结果一致。

种群生态位宽度大小能衡量其所处的资源环境的利用状况,种群的生态位宽度越大,则表示其对资源环境的适应能力越强(贾婷婷等 2014)。本研究中,蚁丘和对照样方中优势植物种群各不相同。其中,蚁丘样方的优势种群为草地早熟禾与垂穗披碱草,草地早熟禾的 Shannon 生态位、Levins 生态位和 Hurlbert 生态位宽度比对照分别高 0.20、0.32 和 0.36,垂穗披碱草的 Shannon 生态位、Levins 生态位和 Hurlbert 生态位宽度比对照分别高 0.16、0.17 和 0.20。对照样方优势种群钝苞雪莲的 Shannon 生态位、Levins 生态位和 Hurlbert 生态位宽度分别为 0.94、0.96 和 0.95。蚁丘干扰导致高寒草甸群落组成朝着禾本科比例增加的优质牧草方向演替(图 1、

表2),说明干扰在一定程度上提高了高寒草甸的可牧能力。

物种的重要值是综合衡量物种在群落中地位和作用的有效指标,也是决定其生态位宽度的关键因子,一般而言,重要值大的物种生态位宽度也较大(刘帅华等,2012)。但是,本研究结果表明,重要值在种群的各个资源位中分布的均匀度和频度(即重要值变异系数)与生态位宽度之间有显著的相关关系。在蚁丘样方中,苔草的重要值之和(56.46)比草玉梅的重要值之和(29.69)大,而苔草所在6个资源位中重要值分布(6.46、6.30、22.19、7.71、6.15和7.64)的均匀度低于草玉梅所在6个资源位中重要值分布(4.25、5.28、5.19、5.17、4.64和5.16)的均匀度。同样,在对照样方中线叶嵩草的重要值之和(41.71)比高原毛茛的重要值之和(31.53)大,而线叶嵩草在资源位中重要值分布的频度低于高原毛茛资源位中重要值分布的频度。这与陈俊华等(2010)的研究结果一致,即只有种群的重要值大,且重要值分布的频度大及分布的均匀度好,其生态位宽度才会大。

许多研究认为,物种的生态位宽度与生态位重叠之间存在着一定联系,即具有较大生态位宽度的物种,其对资源的利用能力较强,因而与其他物种间会出现较高的生态位重叠;而具有较小生态位宽度的物种,则与其他物种间会出现较小的生态位重叠(Walker,1995;张林静等,2002;赵永华等,2004)。本研究结果表明,并不是所有物种都满足这一规律。蚁丘干扰后,原始环境发生了较大的时空异质性,导致蚁丘样方和对照样方中的优势种群各不相同。然而,蚁丘样方和对照样方中具有较大生态位宽度的优势种群与其他物种间的生态位重叠并非较高。这可能是由于属于同属种的优势种群之间有比较相近的生态学特性,在一定程度上对资源环境的需求产生分化,所以优势种群的生态位宽度较大,然而生态位重叠降低,这有利于它们生存于同一生境中,在生态学上具有长期共存适应的意义(陈波等,1995)。然而,蚁丘样方中四川嵩草和马尔康柴胡的生态位宽度值都很小,但是他们之间有着高达0.99的生态位重叠;对照样方中蒲公英和毛果婆婆纳的生态位宽度值也较小,而蒲公英和毛果婆婆纳的生态位重叠为0.99。生态位宽度较窄的物种特化程度较高,趋向于一个特化种,特化种在一定的异质环境条件下能够对资源进行更有效利用。本研究中,蚁丘干

扰必然会造成物种生存环境的异质性,资源环境的时空异质性必然对物种的生态位竞争和共存产生作用(Bengtsson *et al.*,1994),所以蚁丘样方中具有较小生态位宽度的物种,在异质性资源环境条件下具有较高的聚集度和生态位重叠。而对照样方中较小生态位宽度的物种也有较高的生态位重叠,可能是这些物种对环境因子的利用存在互补作用。

综上所述,通过蚁丘影响条件下高寒草甸植物群落特征和生态位的研究可以推断:蚁丘干扰未对高寒草甸植物群落整体结构和功能造成明显破坏,同时使禾本科和莎草科的重要值增加,生态位宽度增大,且这些较大生态位宽度的禾本科和莎草科优势种群与其他物种间有着适宜的生态位重叠,保证它们在生态学上的长期共存适应,有益于受干扰的高寒草甸斑块朝着提高优良牧草比例,增强可牧能力的方向发展。然而,现存的一些高寒草甸植物群落退化的现象是由于长期超载过牧、鼠类灾害和破坏性的生境干扰等强烈的人为或自然干扰造成的。

参考文献

- 陈俊华,刘兴良,何飞,等.2010.卧龙巴朗山川滇高山栎灌丛主要木本植物种群生态位特征.林业科学,46(3):23-28.
- 陈波,周兴民.1995.三种嵩草群落中若干植物种的生态位宽度与重叠分析.植物生态学报,19(2):158-169.
- 贾婷婷,毛亮,郭正刚.2014.高原鼠兔有效洞穴密度对青藏高原高寒草甸群落植物生态位的影响.生态学报,34(4):869-877.
- 李有志,张灿明,林鹏.2009.土壤种子库评述.草业科学,26(3):83-90.
- 李庆新,盛连喜,周道玮,等.2003.松嫩草原黄墩蚁对羊草群落组成与生物量的影响.生态学杂志,22(6):49-52.
- 李博.2004.生态学.北京:高等教育出版社.
- 刘任涛,赵哈林,赵学勇.2009.科尔沁沙地流动沙丘掘穴蚁丘分布及影响因素.应用生态学报,20(2):376-380.
- 刘帅华,贺康宁,董梅,等.2012.青海大通不同人工林林下草本群落生态位特征.四川农业大学学报,30(2):167-173.
- 蒙凤群,高贤明,孙书存.2011.川西北高寒草甸蚁丘植物群落演替:种类组成与物种多样性.植物分类与资源学报,33(2):191-199.
- 沈敏,蒲珉锴,王筱卉.2009.红原县草地荒漠化现状及治理对策初探.草业与畜牧,(8):28-31.
- 唐觉,李参,黄恩友,等.1986.蚂蚁.生物学通报,(7):10-12.
- 王润.2005.红原草地荒漠化变化遥感分析(硕士学位论文).重庆:西南农业大学.

- 向泽宇, 陈瑞芳, 蒋忠荣, 等. 2014. 川西北高寒草甸对火烧干扰的短期响应. *草业科学*, **31**(11): 2034-2041.
- 赵有益, 龙瑞军, 林慧龙, 等. 2008. 草地生态系统安全及其评价研究. *草业学报*, **17**(2): 143-150.
- 赵永华, 雷瑞德, 何兴元, 等. 2004. 秦岭锐齿栎林种群生态位特征研究. *应用生态学报*, **15**(6): 913-918.
- 张林静, 岳明, 赵桂仿, 等. 2002. 生态位不同测定方法在绿洲荒漠交错带应用的比较分析. *生态学杂志*, **21**(4): 71-75.
- Bengtsson J, Fagerström T, Rydin H. 1994. Competition and co-existence in plant communities. *Trends in Ecology and Evolution*, **9**: 246-250.
- Brener FAG, Silva JF. 1995. Leaf-cutting ant nests and soil fertility in a well-drained savanna in Western Venezuela. *Biotropica*, **27**: 250-254.
- Cerdà A, Jurgensen MF. 2011. Ant mounds as a source of sediment on citrus orchard plantations in eastern Spain. *Catena*, **85**: 231-236.
- Carlson SR, Whitford WG. 1991. Ant mound influenced on vegetation and soils in a semi-arid mountain ecosystem. *The American Midland Naturalist*, **126**: 125-139.
- Cammeraat LH, Willott SJ, Compton SG, et al. 2002. The effects of ants' nests on the physical, chemical and hydrological properties of a rangeland soil in semi-arid Spain. *Geoderma*, **105**: 1-20.
- Dauber J, Rommeler A, Wolters V. 2006. The ant *Lasius flavus* alters the viable seed bank in pastures. *European Journal of Soil Biology*, **42**: 157-163.
- Dostál P. 2005. Effect of three mound-building ant species on the formation of soil seed bank in mountain grassland. *Flora*, **200**: 148-158.
- Esmaili S, Hemami MR. 2013. Utilization of harvester ant nest sites by Persian goitered gazelle in steppes of central Iran. *Basic and Applied Ecology*, **14**: 702-711.
- Folgarait PJ. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation*, **7**: 1221-1244.
- Folgarait PJ, Perelman S, Gorosito N, et al. 2002. Effects of *Camponotus punctulatus* ants on plant community composition and soil properties across land-use histories. *Plant Ecology*, **163**: 1-13.
- Haines BL. 1978. Element and energy flow through colonies of the leaf-cutting ant, *Atta Colombica*, in Panama. *Biotropica*, **10**: 270-277.
- Hurlbert SH. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, **59**: 67-77.
- Jílková V, Frouz J. 2014. Contribution of ant and microbial respiration to CO₂ emission from wood ant (*Formica polyctena*) nests. *European Journal of Soil Biology*, **60**: 44-48.
- Jílková V, Šebek O, Frouz J. 2012. Mechanisms of pH change in wood ant (*Formica polyctena*) nests. *Pedobiologia*, **55**: 247-251.
- Kovář P, Kovářová M, Dostál P, et al. 2001. Vegetation of ant-hills in a mountain grassland: Effects of mound history and of dominant ant species. *Plant Ecology*, **156**: 215-227.
- Levan MA, Stone EL. 1983. Soil modifications by colonies of black meadows ants in a New York old field. *Soil Science Society of America Journal*, **47**: 1192-1195.
- Levins R. 1968. Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations. New Jersey: Princeton University Press.
- Nash MS, Whitford WG, Bradford DF, et al. 2001. Ant communities and livestock grazing in the Great Basin, U. S. A. *Journal of Arid Environments*, **49**: 695-710.
- Richards PJ. 2009. Aphaenogaster ants as bioturbators in Australia: Impacts on soil and slope processes. *Earth Science Reviews*, **96**: 92-106.
- Thompson K, Gaston KJ, Band SR. 1999. Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, **87**: 150-155.
- Wagner D, Jones JB. 2006. The impact of harvester ants on decomposition, N mineralization, litter quality, and the availability of N to plants in the Mojave Desert. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**: 2593-2601.
- Whitforda WG, Barness G, Steinbergerb Y. 2008. Effects of three species of Chihuahuan Desert ants on annual plants and soil properties. *Journal of Arid Environments*, **72**: 392-400.
- Walker B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*, **9**: 747-752.
- Zhou HY, Liu LC, Tan HJ, et al. 2012. The photosynthetic niche breadth of several desert shrubs and their potential ecological significance. *Acta Ecologica Sinica*, **32**: 1-8.
-
- 作者简介 向泽宇,男,1986年生,硕士,主要从事恢复生态学研究。E-mail: xiang0712@foxmail.com
责任编辑 张敏
-