文章编号:1000-7601(2019)05-0200-11 doi:10.7606/j.issn.1000-7601.2019.05.30

不同利用方式下草地生态系统的多功能性与物种多样性

蔡 艳[1,3],吕光辉[2,3],何学敏[2,3],蒋腊梅[2,3],王恒方[2,3],滕德雄[2,3]

(1.新疆大学资源与环境科学学院,新疆 乌鲁木齐 830046; 2.新疆大学干旱生态环境研究所,新疆 乌鲁木齐 830046;
3.新疆绿洲生态教育部重点实验室,新疆 乌鲁木齐 830046)

摘 要:运用平均值法计算多功能性指数,对阿勒泰禁牧草地、春秋季节放牧草地、弃耕放牧草地、天然放牧草地进行了多功能性评价,并探讨了多功能性与物种多样性之间的关系。结果表明:所运用的方法和目前主流方法评价得出的多功能性指数在样方($R^2=0.950$, $P<0.05$)和样地尺度($R^2=0.909$, $P<0.01$)上都有极高的相关性。弃耕放牧草地物种多样性水平最低(0.219),绝大多数土壤功能指标较差,总体表现出退化特征(−0.241),天然放牧草地土壤功能指标也表现出同样的特征(−0.406);春秋季节放牧草地有较高的物种多样性水平(0.910)和较好的土壤功能指标(0.343);4种草地群落的多功能性指数为春秋季节放牧草地(0.343)>禁牧草地(0.222)>弃耕放牧草地(−0.241)>天然放牧草地(−0.406)。植物主要沿水肥梯度分布;多样性指数中,丰富度指数和均匀度指数对多功能性的影响最大,均为样地尺度($R^2=0.980$, $P<0.05$; $R^2=0.455$, $P>0.05$)大于样方尺度($R^2=0.078$, $P>0.05$; $R^2=0.116$, $P>0.05$),有尺度依赖性,但均匀度指数表现的并不明显。(4)物种丰富度对多功能性的影响最大($R^2=0.980$, $P=0.01$),表现为极显著正相关关系,而物种均匀度与之呈不显著的单峰曲线关系($P>0.05$)。综上,相对于禁牧草地、天然放牧草地和弃耕放牧草地,春秋季节放牧草地更有利于维持该地区生态系统的多功能性;物种丰富度高且物种均匀度分布适中的生态系统可能有更高的多功能性。

关键词:草地生态系统;生态系统多功能性;物种多样性;量化方法

中图分类号:S181 **文献标志码**:A

Study on the multifunctionality and species diversity of grassland ecosystem under different land-uses

CAI Yan[1,3], Lv Guang-hui[2,3], HE Xue-min[2,3], JIANG La-mei[2,3], WANG Heng-fang[2,3], TENG De-xiong[2,3]

(1. *College of Resources and Environment Science*, *Xinjiang University*, *Urumqi*, *Xinjiang* 830046, *China*;
2. *Institute of Arid Ecology and Environment*, *Xinjiang University*, *Urumqi*, *Xinjiang* 830046, *China*;
3. *Key Laboratory of Oasis and Ecology*, *Xinjiang University*, *Urumqi*, *Xinjiang* 830046, *China*)

Abstract: We assessed the multifunctionality of grassland under non-grazing grassland, seasonal grazing grassland, farming abandoned grazing grassland, and natural grazing grassland in Altay using the multifunctionality index calculated by the mean value method, and discussed the relationship between the ecosystem multifunctionality and species diversity. The results showed that, the multifunctionality index resulted with the mean value method was highly correlated with that calculated by the current mainstream methods both in quadrat ($R^2=0.950$, $P<0.05$) and plot scale ($R^2=0.909$, $P<0.01$). Conversion of farmland to grazing grassland had the lowest species diversity (0.219), and most of the soil functional indices were poor showing a degradation characteristics (−0.241), which was also presented in natural grazing grassland (−0.406); the spring/autumn seasonal grazing grassland had a higher species diversity (0.910) and better soil functional performance (0.343). The multifunctionality index of four grassland communities was in order of spring/autumn seasonal grazing grassland (0.343) > non-grazing

收稿日期:2018-10-12 **修回日期**:2019-08-08
基金项目:国家科学基金地区基金(31560131)
作者简介:蔡艳(1990-),女,甘肃会宁人,硕士研究生,研究方向为植物-土壤和生物多样性。E-mail: 1581021842@qq.com
通信作者:吕光辉(1963-),山东青岛人,教授,主要从事生物多样性和植物生理生态方面的研究。E-mail: ler@xju.edu.cn

grassland(0.222) >grazing grassland converted from farmland > (−0.241) > natural grazing grassland (−0.406). Plants were distributed along the water and nutrient gradient. Among the biodiversity indices, Margelf index and Pielou index were most strongly correlated with the multifunctionality, their explanatory power for multifunctionality index was higher at quadrat scale ($R^2=0.980$, $P<0.05$; $R^2=0.455$, $P>0.05$) than at plot scale ($R^2=0.078$, $P>0.05$; $R^2=0.116$, $P>0.05$), but the effects of Pielou index was much smaller indicating study scale played an important role in multifunctionality. The multifunctionality was most influenced by the species abundance ($R^2=0.980$, $P=0.01$), and significantly linearly correlated, whereas it was not significantly correlated with the species evenness representing an unimodal curve ($P>0.05$). In summary, compared with the other land-use types, the spring/autumn seasonal grazing grassland was more conducive to maintain the ecosystem multifunctionality in this region; ecosystems with high species abundance, and moderate evenness may have higher multifunctionality.

Keywords: grassland ecosystem; ecosystem multifunctionality; species diversity; quantization method

草地生态系统是面积最大的陆地生态系统[1],是干旱区最重要的地理单元之一[2],也是具有全球意义的生物多样性研究关键地区之一,由于气候变化和人类干扰(放牧以及开垦等)导致土壤特性发生改变[3],生物多样性丧失十分严重[4]。

生物多样性既是人类生存发展的基础,也反映了许多作用于不同时空尺度上的生态过程[5]。全球变化在全世界范围内以前所未有的速度影响着生物多样性的变化,作为联系生物与人类福祉的重要纽带,生态系统功能必然受到生物多样性变化的影响,进而使自然生态系统功能产生不可预知的改变[6-8],从而影响人类从生态系统中获得产品服务的质与量。因而,探究生物多样性与生态系统功能(biodiversity and ecosystem functioning, BEF)之间的关系显得极其重要。20 多年来,许多研究工作围绕这一问题展开,但这些工作大多仅关注物种多样性和群落结构与单一生态系统功能之间的关系[8-9]。在干旱区,对生态系统多种功能同时评价和研究的工作还不多见,而生态系统最为重要的价值是同时提供多种功能和服务的能力[10-13]。研究表明,利用单一的生态系统功能代替整体的生态系统功能会忽略掉其他重要的功能,从而低估生物多样性丧失对整体生态系统功能的影响[12,14],因此物种多样性与生态系统多功能性(multifunctionality)之间关系的研究显得十分重要。

目前,与生物多样性对单个生态系统功能影响的探索相比,关于生物多样性与生态系统多功能性(biodiversity and ecosystem multifunctionality, BEMF)研究的数据相对缺乏[15],但也有一些显著进展,如 Zavaleta 等[16]、Isbell 等[17]、Perkins 等[18] 以及 Brophy 等[19]分析了物种丰富度与生态系统多功能性之间的关系,表明在不同的时空尺度、环境条件下,维持生态系统多个功能比单个功能需要更多的物种;Lefcheck 等[14]通过对 94 个生物多样性试验进行整合分析,结果表明物种丰富度高的群落能使更多的功能维持在较高的水平;Van der Plas 等[20]研究指出,除了互补效应和选择效应外,"万金油效应"是生物多样性与生态系统多功能性关系的重要驱动机制;Adler 等[21]和 Maestre 等[22,23]研究指出了生物多样性与生态系统功能之间存在密切关系。近年来,我国也开展了许多这方面的研究,如徐炜等[5]对生物多样性与生态系统多功能性的研究进展和方法进行了综述;熊定鹏等[24]和李静鹏等[25]分别量化评估了不同利用方式下草原生态系统物种多样性对生态系统多功能性的影响,对内蒙古 3 种利用方式下的草地群落进行了多功能性评价,表明多功能性在样方和样地尺度上均与物种均匀度呈线性正相关关系;黄小波等[26]研究表明,云南松天然次生林物种丰富度与生态系统多功能性的关系强于它与单一生态系统功能间的关系,认为物种丰富度可有效地驱动生态系统多功能性,当生态系统多功能性控制在中等水平时,物种数目的增加对于多功能性的影响最大。关于生物多样性与生态系统多功能性的研究主要集中在内蒙古草地、青藏高原高寒草地、南方人工林、亚热带和热带天然森林,而对干旱区植物物种多样性与草地生态系统多功能性关系的研究相对较少。因此,探讨不同利用方式下物种多样性与生态系统多功能性的关系,是深入认识和评估生态系统结构、功能及可持续的最有效途径,对维护草地生态安全具有重要的理论和现实意义。

本文在对新疆准噶尔北部阿勒泰地区草地进行多样性调查的基础上,选取土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)和速效磷(AvP)、土壤含水量(SMC)、土壤容重(BD)、土壤粘粒(NL)、砂粒(SL)、粉粒(FL)、pH 值、电导率(EC),C∶N、C∶P、 N∶P、总孔隙度(BP)等 15 个与 C、N、P 三大物质循环和固存、土壤涵养水分、保水状况、土壤呼吸、养分转化和循环等有关的功能指标来量化生态系统多功能性,对禁牧草地、春秋季节放牧草地、弃耕放牧草地和天然放牧草地 4 种利用方式进行多功能性的评价,并探明物种多样性与生态系统多功能性之间的关系。以期为当地土壤结构改善以及草地生态效益评价提供理论支持,并为该区域生态系统功能的提升提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验样地

试验在新疆阿勒泰山南麓的富蕴县(45°00′—48°03′N,88°10′—90°31′E)(图 1)进行,研究区海拔 800~1 200 m。气候属寒温带大陆性气候,冬季严寒而漫长,夏季炎热,春秋季短暂,日照充足,年均气温为 3.0 ℃,极端最高气温 42.2 ℃,极端最低气温-51.5 ℃,年日照时数 2 900 h,年无霜期为 140 d。年降水量仅为 189.6 mm 左右,年蒸发量 1 682.6 mm。土壤类型主要是荒漠淡棕钙土和风沙土,沙化和贫瘠化严重。该区植被以多年生草本密丛禾本科为主,草地资源丰富。

1.2 样地设置和植被调查

于 2015 年 7 月下旬—8 月中旬(植物生长旺盛期),在研究区内地形均一、地势平坦的草地设置 4 个样地—禁牧草地(FG)和春秋季节放牧草地(SG)设于富蕴县草原站试验基地;天然放牧草地(NG)和弃耕放牧草地(ABG)设于退化草地修复示范基地,各处理样地均采用 GPS 定位。放牧试验于 2010 年开始,载畜量为 1.3~1.5 只羊 · hm^{-2}。其中,FG 已禁牧围封 5a(2010—2015);SG 与 FG 相邻,历年春、秋放牧(>20a);NG 为天然放牧草地,主要在夏季放牧;ABG 与 NG 相邻,为弃耕放牧草地,在 20 世纪 70 年代种植玉米 2 a 后弃耕至今(1970—2015)。各试验地基本情况见表 1。

在草地内,选择一个内部平整、草地覆盖度大体一致的面积不小于 50 m×50 m 的样地,利用样方绳在其内采用对角线法布设 1 m×1 m 的小样方,每个样地设置 5 个小样方,共计 20 个样方。在每个 1 m×1 m 的小样方内进行群落调查,记录每个物种的多度、盖度和高度,每个样方中中等高度的个体高度记为该物种的高度值。

1.3 多功能性评价指标的选取与测定

由于土壤–植被是相互依赖、互为反馈的复合体,并且土壤是生态系统的养分库和种子库,土壤指标在很大程度上能反映生态系统的多个功能(如 C、N、P 的固存,水土保持,承载野生动植物的能力等)[8,13,27]。本文也采用土壤变量进行生态系统多功能性的评价。

每个小样方土壤进行“S”型混合法取 0~30 cm 表层土,利用铝盒采集土样并现场利用万分之一天平称量鲜重,带回实验室烘干至恒重,计算含水量,并利用环刀取原位土现场测量容重并冷藏保存,其余土样装入自封袋带回实验室,风干后过土壤筛备用。在实验室测取与 C、N、P 三大物质循环和固存有关的指标:土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)和速效磷(AvP)[11,28-31];与土壤涵养水分、保水状况有关的指标[10,25]:土壤含水量(SMC)、土壤容重(BD)、土壤粘粒(NL)、砂粒(SL)、粉粒(FL);与土壤呼吸、养分转化和循环有关的指标:pH 值、电导率(EC),C∶N、C∶P、N∶P、总孔隙度(BP)等 15 个指标,指标涉及土壤的水、肥、气、热等各方面和生

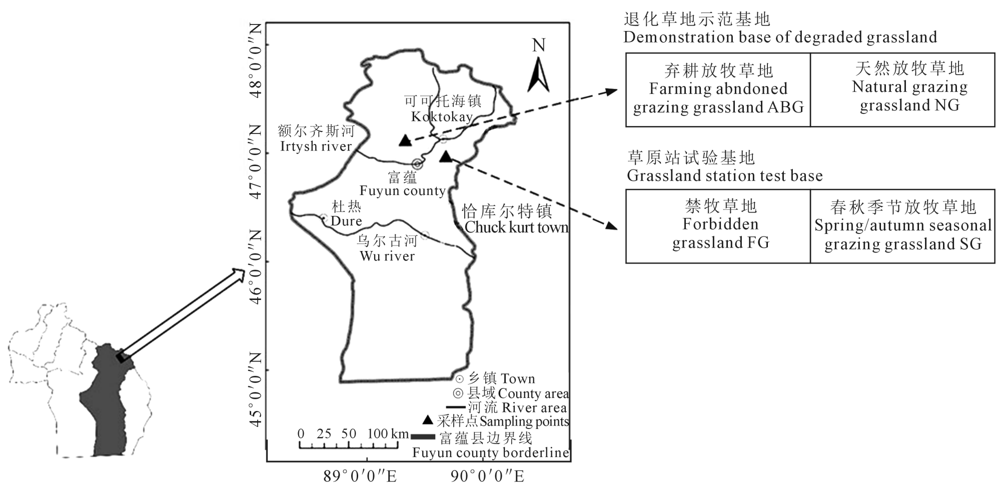


图 1 研究区地理位置和样地分布

Fig.1 Location of the study area and distribution of field sites

表 1　样地概况

Table 1　Plots situation

样地类型 Site type	利用方式 Land-use type	植物物种 Plant species	面积/hm^2 Area	平均盖度/% Average coverage
禁牧草地 Non-grazing grassland	现已禁牧围封 5 a(2010—2015),原为夏牧场 It has been banned from animal husabndry 5 a(2010-2015), originally a summer pasture	针茅、沟叶羊茅、白茎绢蒿、狗娃花、羊茅、戈壁藜、羊草、绒藜、针裂叶绢蒿、胀萼黄耆 *Stipacapillata*、*Festucarupicola*、*Seriphidium terrae-albae*、*Heteropappushispidus*、*Festucaovina*、*Iljiniaregelii*、*Leymuschinensis*、*Londesiaeriantha*、*Seriphidiumsublessingianum*、*Astragalusellipsoideus*	10	56
春秋季节放牧草地 Spring/autumn seasonal grazing grassland	历年春秋放牧 Grazing in the spring and autumn of the calender year	针茅、沟叶羊茅、白茎绢蒿、戈壁藜、羊草、针裂叶绢蒿 *Stipacapillata*、*Festucarupicola*、*Seriphidium terrae-albae*、*Iljiniaregelii*、*Leymuschinensis*、*Seriphidiumsublessingianum*	—	16.2
弃耕放牧草地 Grazing grassland converted from farmland	原为季节草地,20 世纪 70 年代种植玉米 2a 后弃耕至今(1970—2015),春秋可牧 Originally a seasonal grassland, abandoned corn in the 1970s after planting corn 2 a(1970-215)	针茅、白茎绢蒿、角果藜、羊草、田旋花、猪毛菜、苦马豆 *Stipacapillata*、*Seriphidium terrae-albae*、*Ceratocarpusarenarius*、*Leymuschinensis*、*Convolvulus arvensis*、*Salsolacollina*、*Sphaerophysasalsula*	—	28.6
天然放牧草地 Natural grazing grassland	主要在夏季放牧 Mainly grazing in summer	针茅、沟叶羊茅、白茎绢蒿、狗娃花 *Stipacapillata*、*Festucarupicola*、*Seriphidium terrae-albae*、*Heteropappushispidus*	4	21.25

态系统功能的多个方面[24,26,32-34],测定方法参考土壤农化分析(第三版)[35]。本文选取的指标是土壤调查中常采用的指标,能较好地反映土壤的结构以及肥力状况[2,36]。

1.4　多功能性的量化

1.4.1　*功能指标的筛选*　在最终确定多功能性指标的过程中需建立起群落植物分布和各土壤因子的联系,这一联系通过以下的多元分析来完成。首先对植被调查中物种-样方矩阵进行除趋势对应分析(detrendedcorre-spondence analysis, DCA),分析结果表明几个排序轴中最大的梯度长度(lengths of gradient)为 2.376<3,因此本文选用约束型排序中的线性模型冗余分析(redundance analysis, RDA)对物种-样方矩阵和土壤因子-样方矩阵进行综合分析,分析结果可以显示出植物分布受土壤因子的影响状况,同时也显示出 15 个功能指标中有 3 个指标对植物样方的分布没有显著影响(见 2.2 节),据此本文对剩余的指标进行最终的多功能性量化。这一过程主要由 CANOCO 4.5 完成,指标进行蒙特卡罗(Monte Carlo)检验(KMO=0.535, sig=0.000)。

1.4.2　*样方和样地尺度多功能性的评价*　RDA 的分析结果帮助完成多功能性量化指标的筛选过程,参照李静鹏等[25]计算多功能性指数方法,计算各样方和各样地的多功能性指数 M:

$$M = \sum a_i z_i$$

$$z_i = \sum w_{ij} x_{ij}$$

式中,a_i 为各因子的方差贡献率,z_i 为因子得分;w_{ij} 为第 i 个变量在第 j 个因子处的因子得分系数,x_{ij} 为第 i 个变量在第 j 个因子处的标准化值。以上各个指标的计算由 R3.5.0 和 SPSS17.0 完成。

1.5　物种多样性指数

在 R3.5.0 中分别计算样方和样地尺度的物种丰富度指数、Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数和 Pielou 均匀度指数等多样性指数。

(1)物种丰富度指数:Margalef 指数(Ma)

$$Ma = (S-1)/\ln N$$

(2)Simpson 指数:

$$D = 1 - \sum P_{i2}$$

(3)Shannon-Wiener 指数:

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

(4)均匀度指数:Pielou 指数(J_{sw}),

$$J_{sw} = H'/\ln S$$

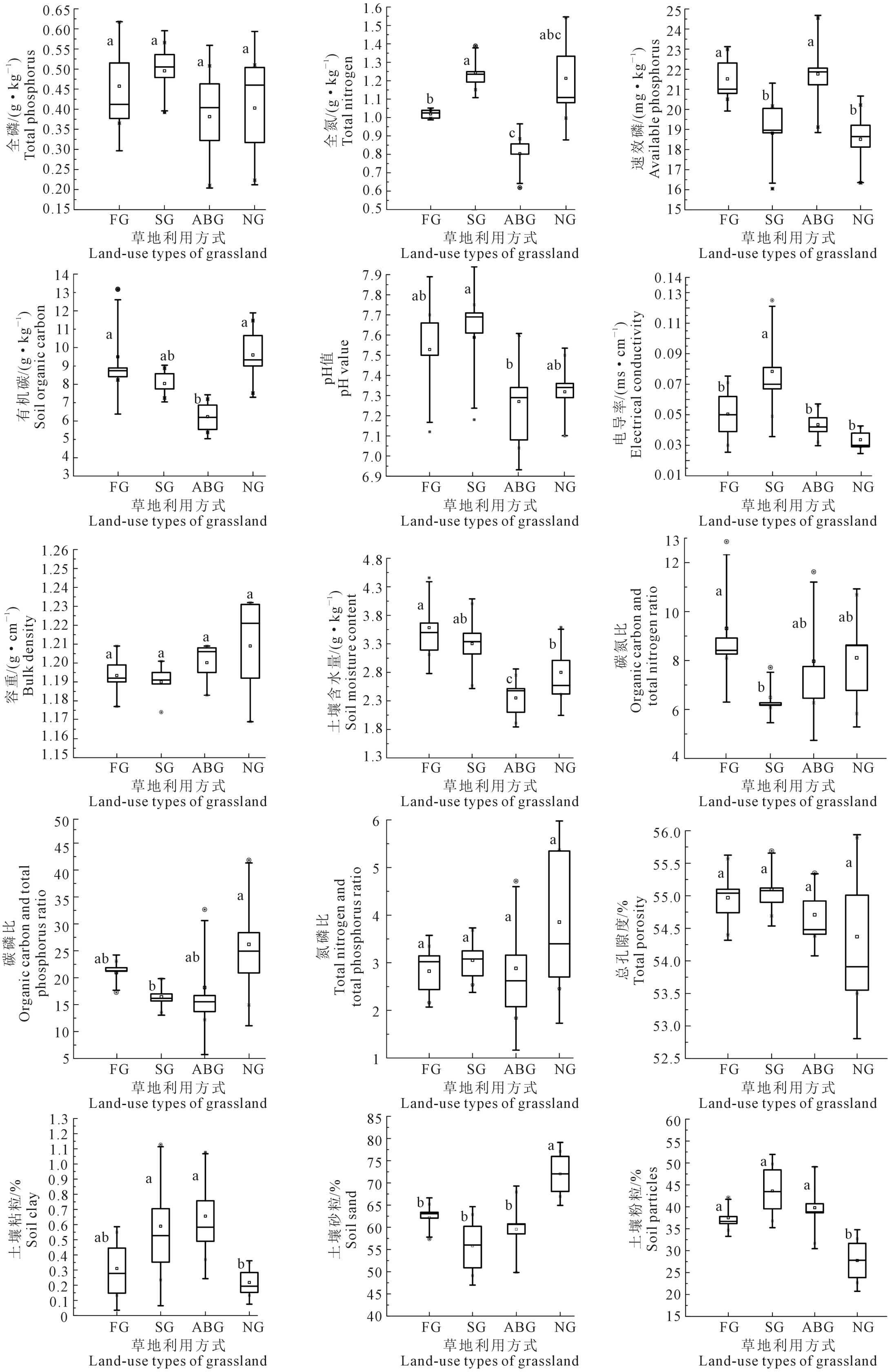
式中,S 为物种数,N 为所有物种的个体总数,P_i 为第 i 个物种个体数与总个体数的比例。

所有数据均采用 Excel 2010 进行整理计算,并采用 OriginPro2017C 绘图,Visio 2010 进行修图。利用 SPSS 17.0 进行统计分析,运用单因素方差分析和 LSD 差异显著性检验来分析各土壤指标和物种多样性指数在不同利用方式下的差异,显著性水平设定为 $P=0.05$。用简单回归分析法分析物种多样性与多功能性之间的相关关系,并拟合它们之间的最佳回归模型。

2　结果和分析

2.1　土壤功能指标和群落多样性指数

土壤容重、总孔隙度、TP 和 N : P 在 4 个草地群落中无显著差异,经过 5 a 的围栏禁牧处理,禁牧



注：不同字母表示数据间差异显著(P<0.05)。FG：禁牧草地；SG：春秋季节放牧草地；ABG：弃耕放牧草地；NG：天然放牧草地。○：异常值；□：平均值；*：极值；—：中位数。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among the indicators (P<0.05). FG: Non-grazing grassland; SG: Spring/autumn seasonal grazing grassland; ABG: Grazing grassland converted from farmland; NG: Natural grazing grassland. Circle represents outlier value; Box represents average; Star represents extreme value; The horizontal line represents the median.

图2 不同利用方式下草地群落的土壤功能指标(平均值±标准误差)

Fig.2 Soil functionality indexes under four land-use types (mean±SE)

草地土壤的各项功能指标除土壤容重、土壤粘粒、土壤粉粒和 AvP 外,均高于弃耕放牧草地(图 2),表现为有较高的 SOC、TN、TP 含量,较好的土壤通气性(BP 较高)、较强的土壤持水能力(SMC 高而 BD 较低)和保肥能力(较高的 EC 和适宜的 C∶N);春秋季节放牧草地和禁牧草地之间绝大多数功能指标没有显著差异,但春秋季节放牧草地的土壤电导率、TN 显著高于禁牧草地,而 AvP 和 C∶N 显著低于禁牧草地;天然放牧草地土壤 SMC 和 SOC 含量显著高于弃耕放牧草地;而春秋季节放牧草地和天然放牧草地除在土壤质地和电导率上有显著差异外,其他指标间虽无显著差异,但从整体来看前者土壤养分含量如 TP、TN、AvP、SMC 各指标在数值上大于后者。与之对应的植物群落多样性指数整体呈现同样的变化规律(表 2),除物种丰富度外,春秋季节放牧草地和天然放牧草地的多样性指数显著高于禁牧草地和弃耕放牧草地,前两者之间并没有显著差异,但春秋季节放牧草地除均匀度指数外的各项多样性指数在数值上均高于天然放牧草地。植物和土壤数据表明,弃耕严重破坏了土壤结构,降低了生物多样性,适度春秋季节放牧在土壤功能指标等方面均高于其他三者,并且有助于维持生物多样性。

表 2　不同利用方式下群落的生物多样性指数(平均值±标准误差)

Table 2　Community biodiversity Indices under four land-use types (mean ±SE)

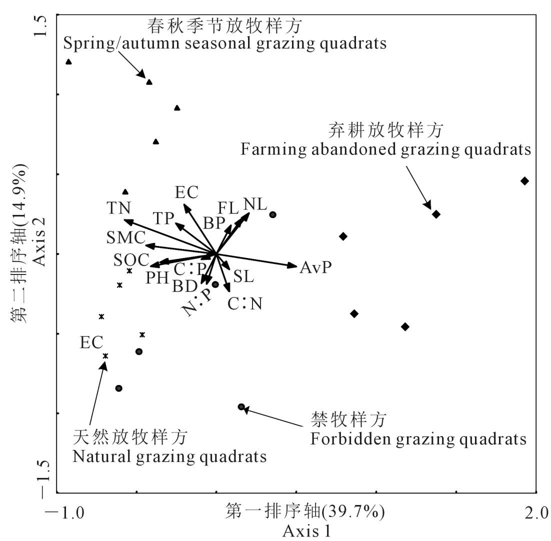
样地 Site	丰富度 Abundance	多样性指数 Diversity index			
		Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Simpson
禁牧草地 Non-grazing grassland	4.000±0.316a	0.494±0.059a	0.400±0.057b	0.549±0.089b	0.330±0.075b
春秋季节放牧草地 Spring/autumn seasonal grazing grassland	4.000±0.548a	0.510±0.072a	0.662±0.057a	0.910±0.143a	0.516±0.072a
弃耕放牧草地 Grazing grassland converted from farmland	3.400±0.678a	0.402±0.110a	0.197±0.069c	0.219±0.093c	0.103±0.053c
天然放牧草地 Natural grazing grassland	3.200±0.200a	0.394±0.054a	0.692±0.048a	0.793±0.396ab	0.489±0.024ab

注:同列中不同字母表示差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Significant differences indicated by different letters in the same column ($P<0.05$). The same below.

2.2　土壤功能指标对植物分布的影响

单一土壤指标间的相互比较并不能给予不同利用方式下草地群落多功能性的综合性评价,也不能判定各个样地中的不同土壤指标对植物样方的影响作用。RDA 的分析结果表明各土壤因子对植物分布有显著影响($P=0.032$, Monte Carlo test),两个环境轴能解释 54.6%的信息量,其中第一轴主要由 TN、AvP、SOC、TP、pH 和 SMC 等因子决定,解释的信息量达 39.7%(图 3),表明在本试验区域内植物主要沿保肥性和土壤水分梯度分布。用于多功能性评价的 15 个土壤功能指标中,C∶P、BP 和 SL 这 3 个指标的箭头连线最短,解释的信息量最少,并且与植物样方的分布无显著的相关性($P>0.05$),表明这 3 个指标对本试验区域的植物分布影响作用不大,因此本文采用这 3 个指标外的其余指标进行多功能性的量化与评价。



注:FL:粉粒;NL:粘粒;SL:砂粒;AvP:速效磷;BD:土壤容重;EC:电导率;SMC:土壤含水量;SOC:有机碳;TN:全氮;TP:全磷;N∶P:全氮与全磷比值;C∶N:有机碳与全氮比值;C∶P:有机碳与全磷比值;BP:总孔隙度;pH:pH 值。下同。

Note: FL: Soil particle; NL: Soil clay; SL: Soil sand; AvP: Available phosphorus; BD: Soil bulk density; EC: Electrical conductivity; SMC: Soil moisture content; SOC: Soil organic carbon; TN: Total nitrogen; TP: Total phosphorus; N∶P: Total nitrogen-Total phosphorus ratio; C∶N: Organic carbon-Total nitrogen ratio; C∶P: Organic carbon-Total phosphorus ratio; BP: Bulk porosity; pH: pH value. The same below.

图 3　植物样方与土壤因子的冗余分析

Fig.3　The effect of soil factors on plant distribution patterns based on Redundance Analysis

2.3　生态系统多功能性的量化

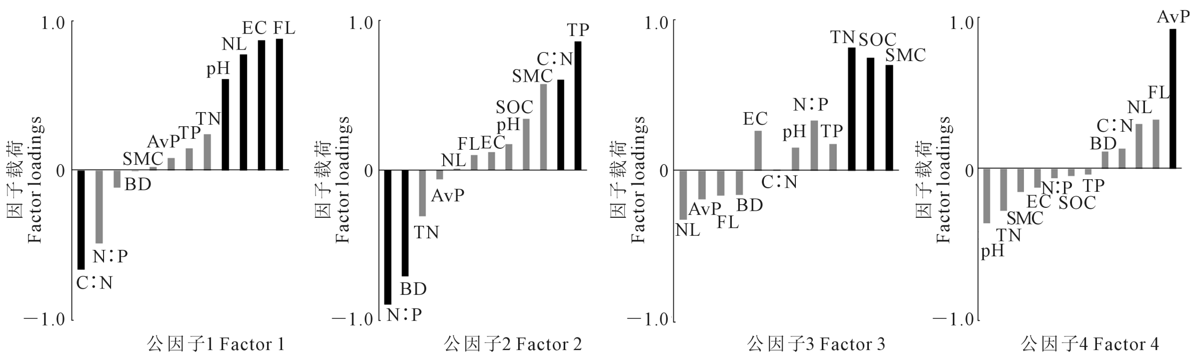
对筛选出的 12 个功能指标,采用因子分析的方法完成多变量的降维和公因子的提取(Bartlett 球形检验显著),KMO 和 Bartlett 检验结果显示,KMO 值为 0.565,显著性检验 sig=0.000<0.01,说明变量间存在极显著相关关系,适合做因子分析,在此基础上计算公因子特征值和贡献率及因子载荷矩阵。依

据特征值>1 原则,并结合碎石图进行分析,最终得到 4 个公因子,4 个公因子的特征值累计为 9.81,方差贡献率累计为 81.75%。其中公因子 1 主要受 FL、EC、NL、pH 和 C∶N 支配,公因子 2 主要受 TP、C∶N、BD 和 N∶P 支配,公因子 3 主要受 TN、SOC 和 SMC 支配,而公因子 4 单独受 AvP 支配(图 4)。

多功能性的综合量化结果表现为春秋季节放牧草地(0.343)>禁牧草地(0.222)>弃耕放牧草地(−0.241)>天然放牧草地(−0.406),其中禁牧放牧草地因为最高的 AvP 含量,致使其在公因子 4 上的得分最高,较高 SMC 含量使其在公因子 2、3 上得分也较高,而在公因子 1 上的得分是最低的;春秋季节放牧草地相比禁牧放牧草地因具有较高的 pH 和 EC,较小的 C∶N,使得在公因子 1 上的得分最高,公因子 4 上的得分最低,其他两个因子得分也较高,使其有最优的多功能性评价得分;弃耕草地因其有较高的 AvP 含量使其在公因子 4 上的得分最高,而在其他 3 个因子上的得分均较低,因为 TN、SOC、SMC 均较低,因此相比其他 3 个样地,其在公因子 3 上的得分最低;天然放牧草地因其有较高的 TN 含量,SOC 含量,致使其在公因子 3 上有最高的得分,而在其余 3 个公因子上的得分均较低,导致它的多功能性评价得分最低(表 3)。这一结果与不同群落间单一土壤指标的比较是基本一致的,但量化后的结果更直观一些。

2.4 生态系统多功能性与物种多样性之间的关系

4 种利用方式下草地生态系统的多功能性与 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数在样方和样地尺度上无相关关系(图 5C,D;C1,D1);与之相比,多功能性指数与 Margalef 物种丰富度指数在样方尺度上表现为不显著的正相关关系(P>0.05)(图 5A1),而在样地尺度上表现出极显著的正相关关系(R^2=



注:黑色柱子表示因子载荷的绝对值>0.6,灰色柱子表示因子载荷的绝对值<0.6。公因子 1、2、3、4 的特征值分别为 3.29、3.04、2.14、1.34;方差贡献率分别为 27.44%、25.32%、17.86%、11.13%。

Note: Black column represents the absolute value of factor loadings >0.6, and grey column represents the absolute value of factor loadings <0.6. The eigenvalues of common factor 1,2,3 and 4 are 3.29,3.04,2.14 and 1.34, respectively; The variance contribution rates are 27.44%,25.32%,17.86% and 11.13%, respectively.

图 4 因子特征值、方差贡献率和因子载荷

Fig.4 The eigenvalue, percent of variance explained and factor loadings

表 3 各群落的因子得分和多功能性指数

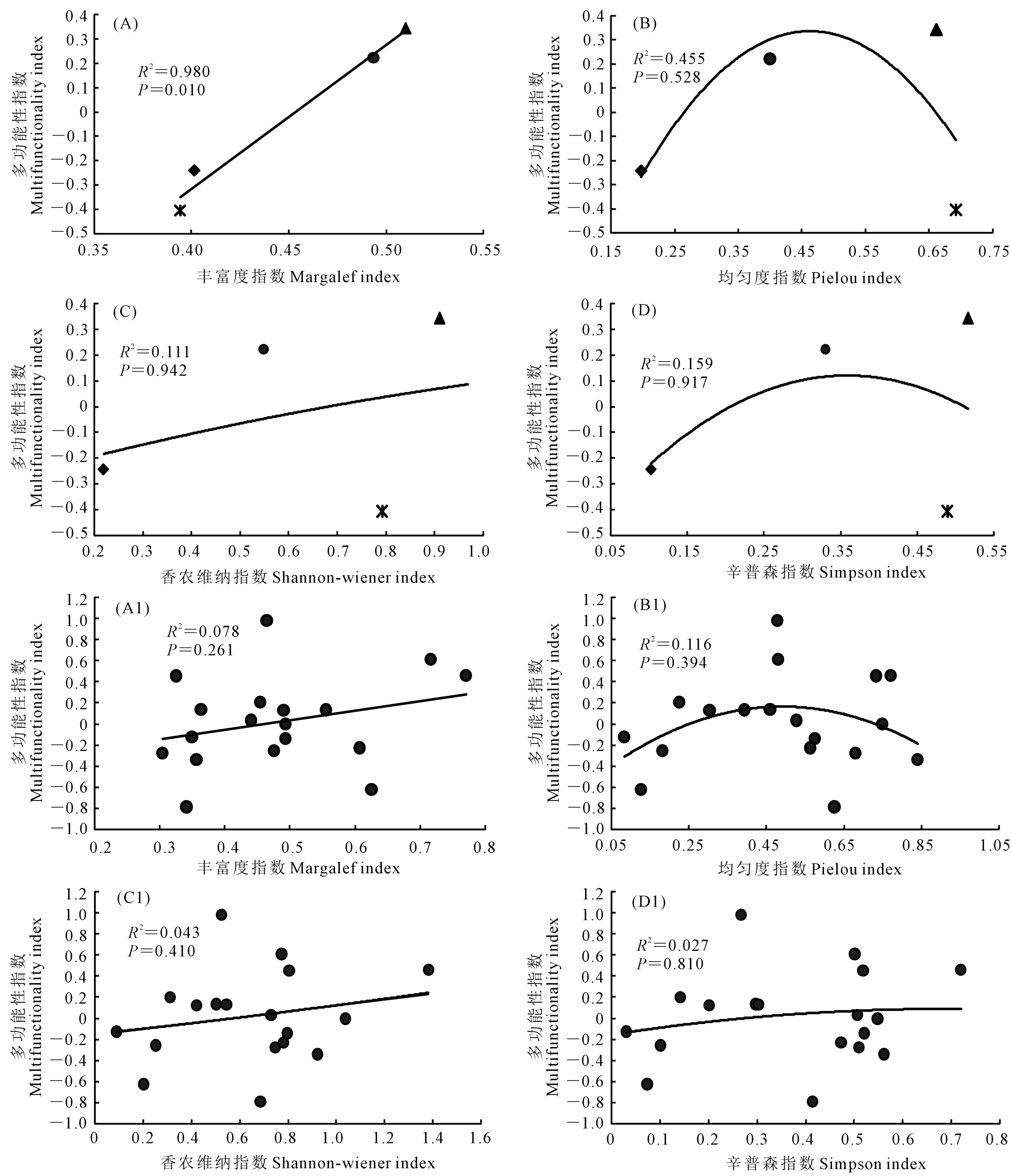
Table 3 Factor scores and multifunctionality index in different communities

群落 Community	因子得分 Factor score				多功能性指数 Multifunctionality index
	因子 1 Factor 1	因子 2 Factor 2	因子 3 Factor 3	因子 4 Factor 4	
禁牧草地 Non-grazing grassland	−0.236b	0.538a	0.488a	0.573a	0.222
春秋季节放牧草地 Spring/autumn seasonal grazing grassland	1.049a	0.207a	0.397a	−0.614b	0.343
弃耕放牧草地 Grazing grassland converted from farmland	−0.047b	−0.191a	−1.359b	0.570a	−0.241
天然放牧草地 Natural grazing grassland	−0.957b	−0.693a	0.593a	−0.661b	−0.406

0.980, $P=0.01$)(图 5A),与均匀度指数在样方和样地尺度上均未表现出显著的相关关系(图 5B,B1)。也就说明,多功能性与丰富度指数在样地尺度上表现出极显著的正相关关系(图 5A),而与均匀度指数在样方和样地尺度上均呈不显著单峰曲线关系(图 5B,B1),这一结果表明,物种越丰富且各物种个体数目分配的均匀程度适中的群落可能拥有较高的多功能性。

2.5　样方和样地尺度上两种量化方法得到的多功能性指数

由图 6 可知,在本文中采用的因子分析的方法对筛选后的指标进行多功能性指数的量化,这种方法与 Maestre 等[22-23]的方法在样地和样方尺度上都有很好的相关性。

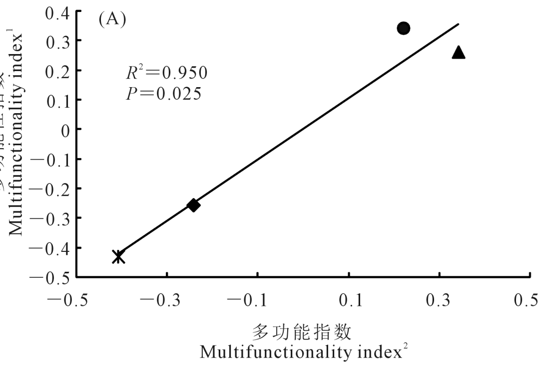


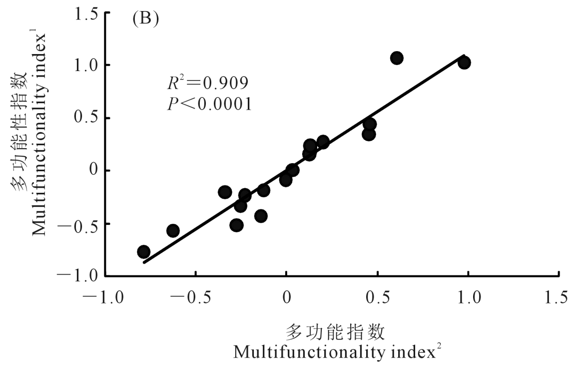
注:A～D,样地尺度。图中圆形表示禁牧草地,三角形表示春秋季节放牧草地,菱形表示弃耕放牧草地,星形表示天然放牧草地。A1～D1,样方尺度,图中圆形表示各样方的数据,其中 2 个数据缺失。

Note: A ~ D, plot scale. Circles represent Non-grazing grassland, triangles represent Spring/autumn seasonal grazing grassland, diamonds represent grazing grassland converted from farmland and starlikes represent natural grazing grassland. A1~D1, quadrat scale, the circle shows the data of each quadrat, 2 of these data are missing.

图 5　样地和样方尺度群落多功能性与物种多样性之间的关系

Fig.5　Relationships between multifunctionality and species diversity in plot and quadrat scale





注：A：样地尺度，图中圆形表示禁牧草地，三角形表示春秋季节放牧草地，菱形表示弃耕放牧草地，星形表示天然放牧草地。B：样方尺度，图中圆形表示各样方的数据，其中 2 个数据缺失。纵坐标：本文方法得出的多功能性指数；横坐标：Maestre 等[22-23]对多变量的 Z-scores 简单平均得出的多功能性指数。

Note: A: Plot scale. Circles represent non-grazing grassland, triangles represent spring/autumn seasonal grazing grassland, diamonds represent grazing grassland converted form farmland, and starlikes represent natural grazing grassland. B: Quadrat scale. The circle shows the data of each quadrat, 2 of these data are missing. Y-axis: the multifunctionality index calculated by the author's method; X-axis: the multifunctionality index calculated by the method of Maestre et al.[22-23]

图 6　样方和样地尺度上两种量化方法得到的多功能性指数

Fig.6　Correlations between multifunctionality indexes calculated by two methods at quadrat and site scale

3　讨　论

3.1　不同利用方式下的土壤功能指标和群落结构

围栏禁牧是退化草地恢复的有效措施之一[37]，因其以投资少、见效快等特征[38]，被广泛应用于草原退化的防治。但围封时间过长则不利于维持群落较高的多样性和生产力水平[39]。本研究中春秋季节放牧草地除 Margalef 指数外，其他各多样性指数均显著高于禁牧草地及弃耕放牧草地，虽然与天然放牧草地的多样性指数不存在统计上的差异，但数值上春秋季节放牧草地总体优于天然放牧草地（表 2），说明季节性放牧处理可能更有利于维持群落的生物多样性水平。秋季放牧，大多数物种的种子都能成熟，家畜在采食过程也可能携带并转移一些植物种子，使一些新物种在春季可以成功成活，从而表现为春秋季节放牧草地的多样性指数高于其他草地[40]。而禁牧草地多样性水平较低的原因，有可能是因为随着围封时间的加长，凋落物向土壤中输入更多的有机质和营养元素，提高了植物生产力和土壤的养分，从而使各物种间的竞争加强，竞争排除导致了多样性的下降[29]。另外，由于草地凋落物、枯枝落叶层的增多抑制了植物的再生能力，这样不利于草地生态系统的繁殖和维持群落的稳定性[25]。相反，中度干扰有利于氮、磷等元素的矿化，减少凋落物的积累，地表增温[36]，有利于好氧细菌的生长，促使植物吸收利用养分，使植物获得补偿性生长。

天然放牧草地主要在夏季放牧，为自由放牧草地，相比于春秋季节放牧，它的放牧强度更大一些。王玉辉等[41]研究表明，重度放牧的草地，由于种群受牲畜采食、践踏等放牧压力的影响，导致种群个体小型化及生态位收缩，地表植被受到破坏，使得地表裸露面积增加，从而使得水分蒸散量增大，牲畜的践踏作用又增大了土壤紧实度，造成非毛管孔隙度的减少、增加了土壤容重，也降低了通气孔隙度，使土壤的透气性、渗透力和蓄水能力降低。本研究表明天然放牧草地的含水量明显低于春秋季节放牧草地，而容重高于其他 3 个（表 1），这与王玉辉等[41]的研究结果一致。在草地生态系统中，土壤有机碳的来源主要是植物的残体，同时，凋落物的分解也向土壤输入一部分有机碳，草地中土壤碳主要以有机质的形式存在，而且主要集中在土壤的表层[28]，如果过度放牧，则会导致生产力下降，生产力下降就会导致凋落物的归还减少，致使土壤中有机质和氮含量减少[25]。并且过度的放牧将会导致土壤团聚体和地表结皮发生变化，使得土壤粘粒减少，砂粒增多[33]，这与本文所得出的结果一致。氮作为北方草原的限制因子，土壤中氮的减少会使群落光合作用等生态系统功能受到影响[25]，牲畜的选择性采食使得劣质牧草（N 等营养含量较低）增多，凋落物品质变差（较高的 C：N）、分解速率降低，使得土壤中的营养元素进一步减少[2]，并且由于土壤结构的破坏、营养元素的流失、水分的减少导致重度放牧样地现有植物的生长发育受到影响，而且也会使得一些物种消失，导致生物多样性下降，土壤功能指标恶化。因此与禁牧草地和春秋季节放牧草地相比，天然放牧草地表现出以上各种退化现象，群落的生物多样性降低（表 2），各土壤功能指标相对较差（图 2），并且具有最低的多功能性评价指数（表 3）。

本研究中禁牧草地各项功能指标均优于弃耕放牧草地，表现为有较高的 SOC、TN、TP 含量，较好

的土壤通气性、较强的土壤持水力和保肥能力(图 2),造成这一结果的主要原因可能是因为本研究中弃耕放牧草地比较复杂,原为季节放牧草地,20 世纪 70 年代种植玉米 2 a 后弃耕至 2015 年,这就破坏了土壤结构及营养元素的流失,降低了生物多样性及土壤功能。

3.2　多功能性的评价

由于在不同地区、不同利用方式下的草地群落中,对植物生长和分布起作用的土壤因子各不相同,因此在最终确定多功能性指标的过程中需建立起群落植物分布和各土壤因子的联系。本研究中植物样方与环境因子的 RDA 分析表明,土壤含水量、全氮、速效磷等综合作用的水肥轴(第一轴,图 3),能够解释 39.7%的信息量;但其中 C∶P、BP 和 SL 等 3 个因子对植物分布无显著性影响(P>0.05),连线箭头均很短,解释的信息量很低,因此本文舍弃这 3 个因子进行多功能性指数的评价。Maestre 等[22,23]计算多功能性指数时,只是 Z-scores 的简单平均,如果评价指标间有较高的相关性,这一方法的评价结果会包含较多的冗余信息。因此本文先采用因子分析的方法对筛选出的指标进行多功能性指数的量化,通过降维的方法选取适合当地的土壤指标,这就适当地降低了多变量间因为相关而造成的信息冗余。分析结果显示出,本研究得出的公因子情形与 RDA 分析结果一致(图 3,图 4),也就说明了它在降低变量冗余信息的同时,也就消除了简单平均这一方法默认的每个功能指标具有同等地位的这一不合理性,虽然这一方法与 Maestre 等[22-23]的方法有很高的相关性(图 6),但如果选用的评价指标较多、样本量大时,这一方法可能更适用。

3.3　物种多样性对多功能性的影响

由 4 个多样性指数与多功能性的相关性比较来看,物种丰富度指数和均匀度指数对多功能性的影响要强于 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数,并且在样地尺度上物种丰富度与多功能性表现为极显著相关关系,这就说明阿勒泰草地生态系统多功能性主要受群落物种数量而非物种分布的均匀程度影响。而丰富度指数和均匀度指数对多功能性的影响表现为样地尺度大于样方尺度,但在样方尺度无显著相关性,这表明物种丰富度指数和均匀度指数与多功能性之间的关系有尺度依赖性,因此在以后的研究中更应注意到这一点,当前的研究缺少在不同时空尺度上的研究[23-42]。本研究中物种的丰富度指数与生态系统的多功能性呈极显著的正相关关系,说明多功能性受物种丰富度的影响最大,这一结果与 Maestre 等[23]、Byrnes 等[15]、熊定鹏等[24]、黄小波等[26]研究结果一致,因为维持多种生态系统功能的概率随物种丰富度的增加而增加,也就说明维持生态系统多功能性需要较高水平的物种多样性[15,23],物种丰富度高的群落能使更多的功能(如稳定性、恢复力和生产力等)维持在较高的水平[14]。而与李静鹏等[25]的研究结果相反,这有可能是因为研究区的气候、土壤类型及土地利用方式(如放牧强度、放牧季节等)不同所造成的,并且物种丰富度的作用在很大程度上受群落属性如均匀度、物种组成和空间格局的调节,这说明物种丰富度不是驱动多功能性的唯一生物因素[5]。

4　结　论

1)本研究所运用的方法和目前主流方法评价得出的多功能性指数在样方和样地尺度上都有很高的相关性,该方法对于评价生态系统多功能性是可靠的。

2)不同利用方式下,弃耕放牧草地物种多样性水平最低,绝大多数土壤功能指标较差,天然放牧草地也表现出同样的特征;春秋季节放牧草地群落的多功能性指数最高,天然放牧草地最低。春秋季节放牧草地更有利于维持该地区更有利于维持该地区的物种多样性和生态系统的多功能性。

3)植物主要沿水肥梯度分布,丰富度指数和均匀度指数对多功能性的影响最大,并且有尺度依赖性。

4)物种丰富度对多功能性的影响最大,表现出极显著正相关关系($R^2=0.980$, $P=0.01$)。物种丰富度高且物种均匀度分布适中的生态系统可能有更高的多功能性。

综上,本研究结果强调了春秋季节放牧更有利于维持阿勒泰草地生态系统的多功能性,较高的物种丰富度有利于提高土壤的水、肥、气、热等各方面并有效地驱动了生态系统的多功能性。相应的,物种丧失可能会给此区域带来更加严重的生态后果,威胁当地牧民赖以生存的物质经济基础。因此,在草地管理过程中,生物多样性水平特别是本地植物物种丰富度的恢复应当作为一个重要目标,因为本研究结果显示出草地生态系统同时维持和提供多种生态系统功能和服务需要较高的植物物种来支撑。就草地可持续管理而言,应多从生态系统多功能性角度出发,而不是单纯考虑某一生态系统功能,如禁牧虽然可以单方面提高生产力,但是并不利于其他生态系统功能的正常发挥。

参 考 文 献:

[1]　高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 790-797.

[2]　李文, 曹文侠, 刘皓栋, 等. 不同放牧管理模式对高寒草甸草原土

壤呼吸特征的影响[J]. 草业学报, 2015, 24(10): 22-32.
[3] Whitford W G, Wade E L. Ecology of desert systems[M]. London: Academic Press, 2002:43-58.
[4] Balvanera P, Pfisterer A B, Buchmann N, et al. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services[J]. Ecology Letters, 2010, 9(10):1146-1156.
[5] 徐炜, 马志远, 井新, 等. 生物多样性与生态系统多功能性: 进展与展望[J]. 生物多样性, 2016, 24(1): 55-71.
[6] Cardinale B J, Duffy J E, Gonzalez A, et al. Biodiversity loss and its impact on humanity[J]. Nature, 2012, 489(7401):59-67.
[7] Macdougall A S, Mccann K S, Gellner G, et al. Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse[J]. Nature, 2013, 494(7435):86-89.
[8] Valencia E, Maestre F T, Bagousse-Pinguet Y L, et al. Functional diversity enhances the resistance of ecosystem multifunctionality to aridity in Mediterranean drylands[J]. New Phytologist, 2015, 206(2): 660-671.
[9] Simova I, Li Y M, Storch D. Relationship between species richness and productivity in plants: the role of sampling effect, heterogeneity and species pool[J]. Journal of Ecology, 2013, 101(1):161-170.
[10] Sanderson M A, Skinner R H, Barker D J, et al. Plant species diversity and management of temperate forage and grazing land ecosystems [J]. Crop Science, 2004, 44(4):1132-1144.
[11] Hector A, Bagchi R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality [J]. Nature, 2007, 448(7150):188-190.
[12] Gamfeldt L, Hillebrand H, Jonsson P R. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning[J]. Ecology, 2008, 89(5):1223-1231.
[13] Soliveres S, Maestre F T, Eldridge D J, et al. Plant diversity and ecosystem multifunctionality peak at intermediate levels of woody cover in global drylands[J]. Global Ecology & Biogeography, 2014, 23(12):1408-1416.
[14] Lefcheck J S, Byrnes J E K, Isbell F, et al. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats[J]. Nature Communications, 2015, 6:6936.
[15] Byrnes J E K, Gamfeldt L, Isbell F, et al. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions[J]. Methods in Ecology & Evolution, 2014, 5(2):111-124.
[16] Zavaleta E S, Pasari J R, Hulvey K B, et al. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity[J]. Proceedings of the National Academy of sciences of the United States of America, 2010, 107(4):1443-1446.
[17] Isbell F I, Polley H W, Wilsey B J. Biodiversity, productivity and the temporal stability of productivity: patterns and processes[J]. Ecology Letters, 2010, 12(5):443-451.
[18] Perkins D M, Bailey R A, Dossena M, et al. Higher biodiversity is required to sustain multiple ecosystem processes across temperature regimes[J]. Global Change Biology, 2015, 21(1):396-406.
[19] Brophy C, Dooley Á, Kirwan L, et al. Biodiversity and ecosystem function: making sense of numerous species interactions in multi-species communities[J]. Ecology, 2017, 98(7):1771-1778.
[20] Van der P F, Manning P, Allan E, et al. Jack-of-all-trades effects drive biodiversity-ecosystem multifunctionality relationships in European forests[J]. Nature Communications, 2016, 7:11109.
[21] Adler P B, Seabloom E W, Borer E T, et al. Productivity is a poor predictor of plant species richness [J]. Science, 2011, 333(6050): 1750-1753.
[22] Maestre F T, Castillo-Monroy A P, Bowker M A, et al. Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern[J]. Journal of Ecology, 2012, 100(2): 317-330.
[23] Maestre F T, Quero J L, Gotelli N J, et al. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands [J]. Science, 2012, 335(6065):214-218.
[24] 熊定鹏, 赵广帅, 武建双, 等. 羌塘高寒草地物种多样性与生态系统多功能关系格局[J]. 生态学报, 2016, 36(11): 3362-3371.
[25] 李静鹏, 郑志荣, 赵念席, 等. 刈割、围封、放牧三种利用方式下草原生态系统的多功能性与植物物种多样性之间的关系[J]. 植物生态学报, 2016, 40(8), 735-747.
[26] 黄小波, 李帅锋, 苏建荣, 等. 云南松天然次生林物种丰富度与生态系统多功能性的关系[J]. 生物多样性, 2017, 25(11): 1182-1191.
[27] Wagg C, Bender S F, Widmer F, et al. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 2014, 111(14):5266-5270.
[28] 王明君, 韩国栋, 赵萌莉, 等. 草甸草原不同放牧强度对土壤有机碳含量的影响[J]. 草业科学, 2007, 24(10): 6-10.
[29] 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.
[30] 武建双, 李晓佳, 沈振西, 等. 藏北高寒草地样带物种多样性沿降水梯度的分布格局[J]. 草业学报, 2012, 21(3): 17-25.
[31] Delgadobaquerizo M, Maestre F T, Gallardo A, et al. Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands[J]. Nature, 2013, 502(7473):672-676.
[32] Pei S, Fu H, Wan C. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2008, 124(1):33-39.
[33] 王向涛, 张世虎, 陈懂懂, 等. 不同放牧强度下高寒草甸植被特征和土壤养分变化研究[J]. 草地学报, 2010, 18(4): 510-516.
[34] 蒋德明, 苗仁辉, 押田敏雄, 等. 封育对科尔沁沙地植被恢复和土壤特性的影响[J]. 生态环境学报, 2013, 22(1): 40-46.
[35] 鲍士旦.土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:25-97.
[36] 王忆慧, 龚吉蕊, 刘敏, 等. 草地利用方式对土壤呼吸和凋落物分解的影响[J]. 植物生态学报, 2015, 39(3): 239-248.
[37] 张义凡, 陈林, 杨新国, 等. 围封与放牧对荒漠草原土壤理化性质的影响[J]. 北方园艺, 2017, (1): 171-176.
[38] 左万庆, 王玉辉, 王风玉, 等. 围栏封育措施对退化羊草草原植物群落特征影响研究[J]. 草业学报, 2009, 18(3): 12-19.
[39] 徐粒, 高琼, 王亚林. 围封 6 年对温带典型草原坡地物种多样性及其与地上生物量的关系的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 398-405.
[40] 刘玉, 刘振恒, 邓蕾, 等. 季节性放牧对草地植物多样性与功能群特征的影响[J]. 草业科学, 2016, 33(7): 1403-1409.
[41] 王玉辉, 何兴元, 周广胜. 放牧强度对羊草草原的影响[J]. 草地学报, 2002, 10(1): 45-49.
[42] Pasari J R, Levi T, Zavaleta E S, et al. Several scales of biodiversity affect ecosystem multifunctionality[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(25): 10219-10222.