

呼伦贝尔草原不同草地利用方式下 生物多样性与生物量的关系

郑晓翔^{1,2}, 王瑞东³, 靳甜甜^{1,2}, 木丽芬^{1,2}, 刘国华^{1,*}

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039;
3. 内蒙古自治区呼伦贝尔市环境科学研究所, 呼伦贝尔 021008)

摘要:生物多样性与生产力的关系是当前生态学中研究的重点之一,以呼伦贝尔草原为研究对象,通过连续两个生长季的野外监测,从草地植物功能型的角度探讨了在不同利用方式下草地物种丰富度与地上生物量的关系,结果表明:(1)不同草地利用方式显著影响草地生物多样性和生产力,在 3 种不同利用方式中,生物多样性总体的趋势是割草 > 围封 > 放牧,其中 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数和物种丰富度均差异显著;割草草地上生物量最高,围封草地次之,放牧草地最少。(2)将草地植物按照植物功能型分类,放牧草地 1、2 年生植物占优势,随着物种丰富度的增加,1、2 年生植物生物量没有明显的变化趋势;割草草地以禾本科植物和非禾本科植物为主,随着物种丰富度的增加,禾本科植物生物量呈下降趋势,而非禾本科植物变化不明显;围封草地中禾本科植物占优势,其他功能型植物分布较均匀,多度、频度和生物量等差异不显著。(3)3 种草地利用方式中只有围封草地物种丰富度和地上生物量存在显著的正相关,即随着物种丰富度的增加,生物量也随之升高。其他两种利用方式下,物种丰富度对地上生物量没有显著影响。

关键词:生物多样性;物种丰富度;生物量;草地利用

文章编号:1000-0933(2008)11-5392-09 中图分类号:Q948 文献标识码:A

Relationships between biodiversity and biomass under different regimes of grassland use in Hulunbeir, Inner Mongolia

ZHENG Xiao-Xuan^{1,2}, WANG Rui-Dong³, JIN Tian-Tian^{1,2}, MU Li-Fen^{1,2}, LIU Guo-Hua^{1,*}

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS, Beijing 100085, China

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

3 Institute of Environmental Science of Inner Mongolia, Hulunbeir 021008, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(11): 5392 ~ 5400.

Abstract: Relationship between biodiversity and productivity has become a central issue in ecological research because the world is facing the problems of biodiversity losing and ecosystem degradation. However, the relationship between biodiversity and productivity and the underlying mechanism are not clear yet especially when we consider the environmental and anthropogenic impacts. To discuss the relationship between biodiversity and productivity in different intensities and

基金项目:国家自然科学基金委员会创新群体资助项目(40621061);国家重点基础研究发展资助项目(2009CB421104)

收稿日期:2008-03-28; **修订日期:**2008-09-01

作者简介:郑晓翔(1981~),男,辽宁人,博士,主要从事景观生态和草地生态学研究. E-mail: zhengxx04@mails.gucas.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ghliu@rcees.ac.cn

致谢:感谢内蒙古自治区呼伦贝尔市环境科学研究所张玉刚、赵家明所长和孟智涛主任的大力支持,李魁、白晓宇、陈丽等人在野外植被调查中给予帮助,在此一并致谢。

Foundation item: The project was financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40621061) and the State Key Basic Research and Development Program Plan (No. 2009CB421104)

Received date: 2008-03-28; **Accepted date:** 2008-09-01

Biography: ZHENG Xiao-Xuan, Ph. D., mainly engaged in landscape ecology and grassland ecology. E-mail: zhengxx04@mails.gucas.ac.cn

types of anthropogenic activity, a study of two peak growing seasons in the Hulunbeir grassland was carried out. The relationships between species richness and above-ground biomass according to six plant functional groups in three different grassland-use types were discussed. Results indicated that: (1) Grassland biodiversity and productivity varied significantly with different grassland-use types. Biodiversity had the decreasing trend from grassland mowing (Mw) to exposure (Ex) and grazing (Gz). The Shannon-wiener index, Simpson index and species richness were all significantly different among the three grassland-use types. The Mw had the highest, the Ex had the medium, and the Gz had the lowest above-ground biomass. (2) Grassland plants were classified into six plant functional groups. The annuals and biennials (AB) were the dominant functional group in Gz and the above-ground biomass of AB had no obvious relationship with species richness; perennial rhizome (PR) grass, perennial bunchgrass (PB) and perennial forbs (PF) played important roles in Mw. The above-ground biomass of PR grass and PB reduced with the increase of species richness while the above-ground biomass of PF did not varied with species richness; PR grass and PB were the dominant plant functional groups in Ex. The rest functional groups (LG, SS, AB, PF) had a weak spatial heterogeneity with the similar levels of frequency, abundance and biomass. (3) There was a positive linear relationship between species richness and above-ground biomass in Ex. No significant relationships between species richness and above-ground biomass were found in Gz or Mw.

Key Words: biodiversity; species richness; biomass; grassland use

生物多样性是生态系统结构的可测定指标,多样性的变化可以通过改变植物群落结构、关键物种的缺失以及改变物种对资源的利用方式等来影响生态系统功能^[1~3]。生物多样性的缺失及其对生态系统功能的影响已经引起了世界范围的关注^[4~8]。

生产力作为主要的生态系统功能,其与生物多样性关系的研究已经成为生态学研究热点^[9~12]。20 世纪 90 年代以来,以 Tilman 和 Naeem 为代表的生态学家认为物种多样性对生态系统功能起重要作用,并通过在草地生态系统的控制实验加以证明,结果表明生态系统生产力随着物种数的增加而增加。他们认为,物种之间存在着生态位互补效应,物种增加使物种间相互作用更紧密,生态系统利用资源和抵御外来干扰的能力加强,从而获得较高的系统生产力^[13,14]。然而 Huston、Wardle 和 Grime 等认为这样的结果可能是由于取样效应引起的,即从物种库中选取的物种数越多,生产力高的物种出现的几率就会相应的增加,使系统生产力随之升高,并不是物种多样性的增加造成的^[15,16],并且认为控制实验中存在着“隐藏处理”,即因为影响植物群落功能的因素很多,在物种多样性的实验中只观测部分或者一种因素,那么在实验中真正起到关键作用的因素可能被忽略了^[1]。例如在自然条件下,由于群落密度、均匀度以及土壤状况的不同而影响生物多样性与系统生产力之间的关系,然而这些因素在控制实验中都是均匀的或者单一的,从而低估了群落结构和土壤营养状况的异质性和生物多样性与生产力关系的影响^[17],因此在自然条件下的研究能够真实地反映陆地生态系统中生物多样性与系统生产力之间的关系^[18,19],然而在这方面的研究与控制实验相比还缺乏较有代表性和说服力的实验和调查。

随着人类活动范围增大,自然生态系统受人类活动干扰的程度越来越高,土地利用作为主要的人类活动之一,利用方式和利用程度的变化会对生态系统的生物多样性和生态系统功能产生很大的影响^[20~22]。在我国草地生态系统中,人类活动已经是影响生态系统结构和功能的主要因素之一,近几十年中,不同程度的放牧、割草等草地利用方式已经使草地群落结构和植物功能型等产生了变化,从而对草地生态系统生产力等生态系统功能造成影响^[23~25]。为了更准确和真实的反映我国草地生态系统在人类活动干扰下,系统结构和功能的变化及其相互关系,在呼伦贝尔草原设置固定样地,进行了连续两个生长季的野外观测和调查,探讨了放牧、围封和割草 3 种不同的草地利用方式下生物多样性和生物量之间的关系,为关于生态系统结构和功能关系及其影响因素的研究提供有效的依据,从而能够更加深入的探讨生态系统结构对生态系统功能的影响机制打下基础,并且给草地的合理利用和管理提供相应的理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于内蒙古自治区呼伦贝尔市大兴安岭山脉以西的地区,东经 $115^{\circ}31'$ 到 $126^{\circ}04'$, 北纬 $47^{\circ}05'$ 到 $53^{\circ}20'$ (图 1)^[26], 属寒温带大陆性季风气候, 年平均气温 -2.2°C , 年平均降水量 339mm, 无霜期 115 ~ 124d^[27]。该地区草地类型丰富, 主要代表群系有日阴营 (*Carex pediformis*)、线叶菊 (*Filifolium sibiricum*)、大针茅 (*Stipa grandis*)、羊草 (*Leymus chinensis*)、贝加尔针茅 (*Stipa baicalensis*) 以及葱类。草地利用类型分为放牧草地 (Gz)、割草草地 (Mw) 和围封草地 (Ex)。放牧草地常年放牧, 属于重度人类干扰; 割草草地每年秋季割草, 人类干扰水平中等; 围封草地用围栏围封, 每年春季母羊产仔和冬季雪后轻度放牧, 属于轻度人类干扰。研究区域地带性土壤以栗钙土和黑钙土为主。

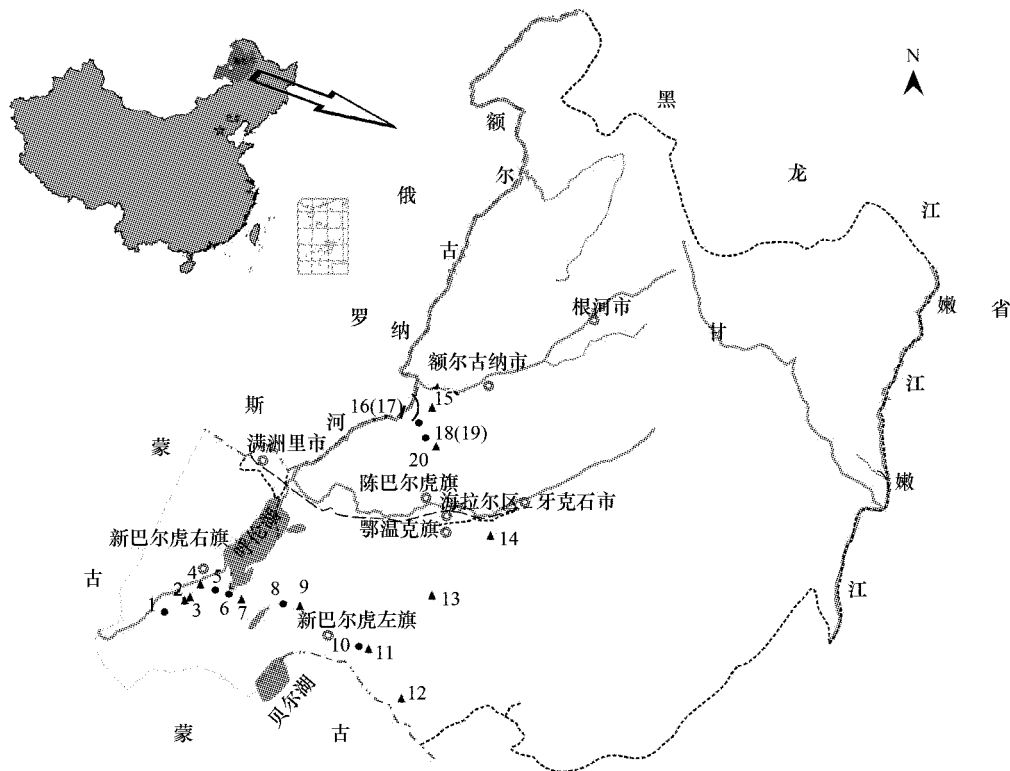


图 1 研究区域地理位置和样地分布图^[26]

Fig. 1 Location of study area and sampling plots

1, 2, 3, ..., 20: 样地 Sample plots; 图 1 引自文献^[26], 样点有所改动 Fig 1 is quoted from reference^[26], only sampling plots are modified

1.2 样地设置与样品采集和测定

总共设置 20 个样地 (图 1), 2005 年 8 月、2006 年 7 月和 8 月进行了 3 次调查。呼伦贝尔草原地势平坦, 相对高差小于 50m。样地都选择在平坦且都远离河流的草地, 使各个样地尽量具有相同的微地形和光照条件。呼伦贝尔草原原来的草地利用方式都是放牧, 21 世纪初期实施了围封等草地管理策略^[28]。本研究, 围封草地统一选择从 2002 年开始围封的草地, 放牧草地选择在靠近牧民居住点附近, 围栏外侧的草地, 使不同围封和放牧样地具有相似的围封年限和放牧程度。割草样地中, 割草方式都是利用割草机割草, 地面留茬 8cm 左右。在每个样地中, 用样线法进行植被调查, 样线长 50m, 每隔 10m 设置一个 $1\text{m} \times 1\text{m}$ 样方。调查每个样方内出现的物种, 记录每个物种的高度、盖度、多度, 每个样方的物种丰富度, 计算不同物种的频度, 同时记录样地经纬度、草地群落类型和草地利用类型 (表 1)。根据草地植物的生理形态和特征, 参照白永飞 2004 年的研究, 将不同的草地植物分成 6 种功能型, 多年生丛生禾草 (PB), 多年生根茎禾草 (PR), 豆科植物 (LG), 灌木和半灌木 (SS), 1、2 年生植物 (AB), 非禾本科植物 (PF)。

采用收割法测定地上生物量,贴近地面剪掉地表植被,在烘箱内烘至恒重(80℃),称量干重。

表 1 呼伦贝尔草原样地基本情况

Table 1 General conditions of sampling plots in Hulunbeir grassland

样地号 Sampling numbers	经度(E) Longitude	纬度(N) Latitude	群落类型 Plant community types	草地利用类型 Grassland-use types
1	116°32'42"	48°27'31"	多根葱草原 <i>Allium polyrrhizum</i>	放牧草地 Gz
2	116°35'6.1"	48°29'25"	多根葱草原 <i>Allium polyrrhizum</i>	围封草地 x
3	116°35'6.1"	48°29'26"	多根葱草原 <i>Allium polyrrhizum</i>	放牧草地 Gz
4	116°42'56"	48°34'46"	多根葱草原 <i>Allium polyrrhizum</i>	放牧草地 Gz
5	117°09'17"	48°39'25"	麻花头 + 冷蒿草原 <i>Serratula centauroides</i> + <i>Artemisia frigida</i>	围封草地 Ex
6	117°05'17.3"	48°39'25.4"	冷蒿 + 小叶锦鸡草原 <i>Artemisia frigid</i> + <i>Caragana microphylla</i>	放牧草地 Gz
7	117°25'11.6"	48°26'14.9"	大针茅草原 <i>Stipa grandis</i>	围封草地 EX
8	117°46'29"	48°21'13"	大针茅 + 杂草草原 <i>Stipa grandis</i> + Forbs	放牧草地 Gz
9	118°04'9.4"	48°20'33"	糙隐子草草原 <i>Cleistogenes squarrosa</i>	放牧草地 Gz
10	118°49'17"	48°05'41"	贝加尔针茅 + 杂草草原 <i>Stipa baicalensis</i> + Forbs	围封草地 EX
11	118°59'25"	48°04'0.2"	羊草 + 杂草草原 <i>Stipa baicalensis</i> + Forbs	围封草地 EX
12	119°04'46"	47°47'06"	沙地樟子松林林缘草原	围封草地 EX
13	119°39'20"	48°28'00"	羽茅 + 羊草 + 杂草草原 <i>Aneurolepidium sibiricum</i> + <i>Leymus chinensis</i> + Forbs	割草草地 Mw
14	120°18'29"	49°04'25"	羊草 + 日阴营草原 <i>Leymus chinensis</i> + <i>Carex pediformis</i>	割草草地 Mw
15	119°29'21.9"	50°11'29"	羊草 + 杂草草原 <i>Leymus chinensis</i> + Forbs	割草草地 Mw
16	119°37'17.4"	50°10'52.7"	羊草草原 <i>Leymus chinensis</i>	割草草地 Mw
17	119°37'17.4"	50°10'52.7"	羊草 + 杂草草原 <i>Leymus chinensis</i> + Forbs	放牧草地 Gz
18	119°30'4.2"	49°46'27.2"	羊草草原 <i>Leymus chinensis</i>	割草草地 Mw
19	119°29'56.6"	49°46'56.9"	羊草草原 <i>Leymus chinensis</i>	放牧草地 Gz
20	119°15'17"	49°54'24"	羊草草原 <i>Leymus chinensis</i>	围封草地 Ex

1.3 多样性测度方法

多样性指数的计算以种的重要值为运算单位,选用丰富度指数(S)、多样性指数(H' 、 D)和均匀度指数(J)为参数,计算公式如下:

(1) 多度 $A = n$ (样方内某物种的植株数)

(2) 物种丰富度 $S = N$ (样方内出现的物种总数目)

(2) Simpson 指数 $D = 1 - \sum P_i^2$

(3) Shannon-Wiener 指数 $H' = - \sum P_i \ln P_i$

(4) 均匀度指数 $J = H' / \ln S$

式中, i ,第 i 个物种; P_i ,第 i 种的相对重要值;重要值 = (相对多度 + 相对高度 + 相对盖度)/3

统计分析使用 SPSS(11.0 版)软件。

2 结果与分析

2.1 不同草地利用类型下的群落结构、生物多样性及生产力

不同的草地利用方式对草地生产力和草地生物多样性都有显著的影响。生物多样性总体的趋势是割草 > 围封 > 放牧,其中 Shannon-Wiener 指数, Simpson 指数和物种丰富度在 3 种不同草地利用方式下均差异显著;围封草地的物种多度显著高于割草草地和放牧草地,割草草地和围封草地的均匀度显著高于放牧草地(表 2)。平均地上生物量也表现出相同的变化趋势,割草草地 $132.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,围封草地 $101.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,放牧草地 $49.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。相关分析表明,在不同草地利用方式下,只有围封草地地上生物量与生物多样性的相关关系达到显著水平(表 3)。

表 2 不同草地利用类型下草地生物多样性指数

Table 2 Values of biodiversity indices in three different grassland-use types

草地利用类型 Grassland-use types	多度 Plant abundance <i>A</i>	Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index <i>H'</i>	均匀度 Evenness <i>J</i>	Simpson 指数 Simpson index <i>D</i>	丰富度 Species richness <i>S</i>
放牧草地 Gz	215 ± 82a	2.17 ± 0.26a	0.87 ± 0.04a	0.85 ± 0.04a	12.36 ± 3.03a
围封草地 Ex	210 ± 96a	2.41 ± 0.27b	0.88 ± 0.04b	0.88 ± 0.03b	15.90 ± 5.06b
割草草地 Mw	255 ± 64b	2.81 ± 0.32c	0.89 ± 0.03b	0.91 ± 0.03c	24.22 ± 6.12c

不同英文字母代表差异显著,显著水平 $P=0.05$ Different letters indicate that there are significant differences, $P=0.05$

表 3 不同草地利用方式下草地上生产力与生物多样性相关系数

Table 3 Pearson's correlation coefficients for relationship of above-ground primary productivity with different biodiversity indices in three grassland-use types

草地利用类型 Grassland-use types	多度 Plant abundance <i>A</i>	Shannon-Wiener 指数 Shannon-wiener index <i>H'</i>	均匀度 Evenness <i>J</i>	Simpson 指数 Simpson index <i>D</i>	丰富度 Species richness <i>S</i>
放牧草地 Gz	0.03	0.01	-0.16	-0.003	0.05
围封草地 Ex	0.52 *	0.32 *	-0.6 **	-0.14	0.59 *
割草草地 Mw	0.16	-0.08	-0.13	-0.11	-0.07

* 代表达到显著相关水平 $P<0.05$; * * 代表达到极显著相关水平, $P<0.01$ * means there are significant differences at 5% level; * * means there are significant differences at 1% level

草地物种组成随草地利用方式和强度不同发生变化。围封草地和割草草地物种数量显著高于放牧草地,分别达到 73 和 69,而放牧草地只有 42 种草地植物。3 种利用方式下的草地都是以多年生丛生和多年生根茎禾本科植物为主要的组成物种。围封草地中,非禾本科植物和豆科植物频度低于禾本科植物,显著高于其他类型的植物,与放牧草地和割草草地相比,除了禾本科植物外,其他类型的植物差异不显著,豆科植物、灌木和半灌木、1、2 年生植物和非禾本科植物的频度分布比较均匀。放牧草地中 1、2 年生植物频度显著高于除了禾本科植物之外的其他类型的植物(图 2A),其中主要以藜属植物和猪毛菜为主,可见放牧草地已经严重退化。藜属植物多近地面生长,虽然单株植物的丛幅和高度小,但是多度在群落当中占绝对优势,猪毛菜虽然多度较少,但是植株丛幅和高度都较大。

3 种草地利用方式中,都是非禾本科植物的多度占优势。其中放牧草地丛生禾本和 1、2 年生植物显著高于除非禾本科植物外的其他类型植物;围封草地中丛生禾本科植物多度仅次于非禾本科植物,其他功能型植物差异不显著;割草草地的丛生禾本科和豆科植物多度显著高于其他类型植物。与围封草地和割草草地相比,放牧草地中 1、2 年生植物在 6 种功能型植物中占的比重最大,而围封草地中的非禾本科植物多度则显著高于其他两种草地利用类型(图 2B)。

1、2 年生植物在放牧草地中对生物量的贡献最大,虽然藜属植物的丛幅和高度很小,但是这种植物的多度高,平均多度达到 $52.6 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。猪毛菜单株丛幅和高度高,在群落中占据优势(图 2C)。1、2 年生植物随着物种丰富度的增加,生物量没有明显的变化趋势(图 3A,将丛生禾本科和根茎合本科植物合并计算)。围封草地生物量以根茎类禾本科植物为主,其中羊草的分布最广,是典型草原和草甸草原的主要优势物种,其频度达到 90% 以上,对生物量的贡献最大,其他几种功能型植物的生物量差异不明显。割草草地生物量以丛生禾本科和根茎类禾本科植物为主,1、2 年生植物生物量最小,豆科、非禾本科、灌丛和半灌丛植物生物量基本相同(图 2C)。随着物种丰富度增加,禾本科植物生物量下降,而非禾本科植物没有明显的变化趋势(图 3B)。

2.2 不同草地利用方式下生物多样性与生产力关系

不同的草地利用方式不但对草地生物多样性和生物量产生了显著的影响,草地利用方式的不同也会影响多样性和生物量之间的关系。

相关分析表明,在放牧、围封和割草 3 种草地利用方式下,只有围封草地中物种丰富度和生物量表现出极

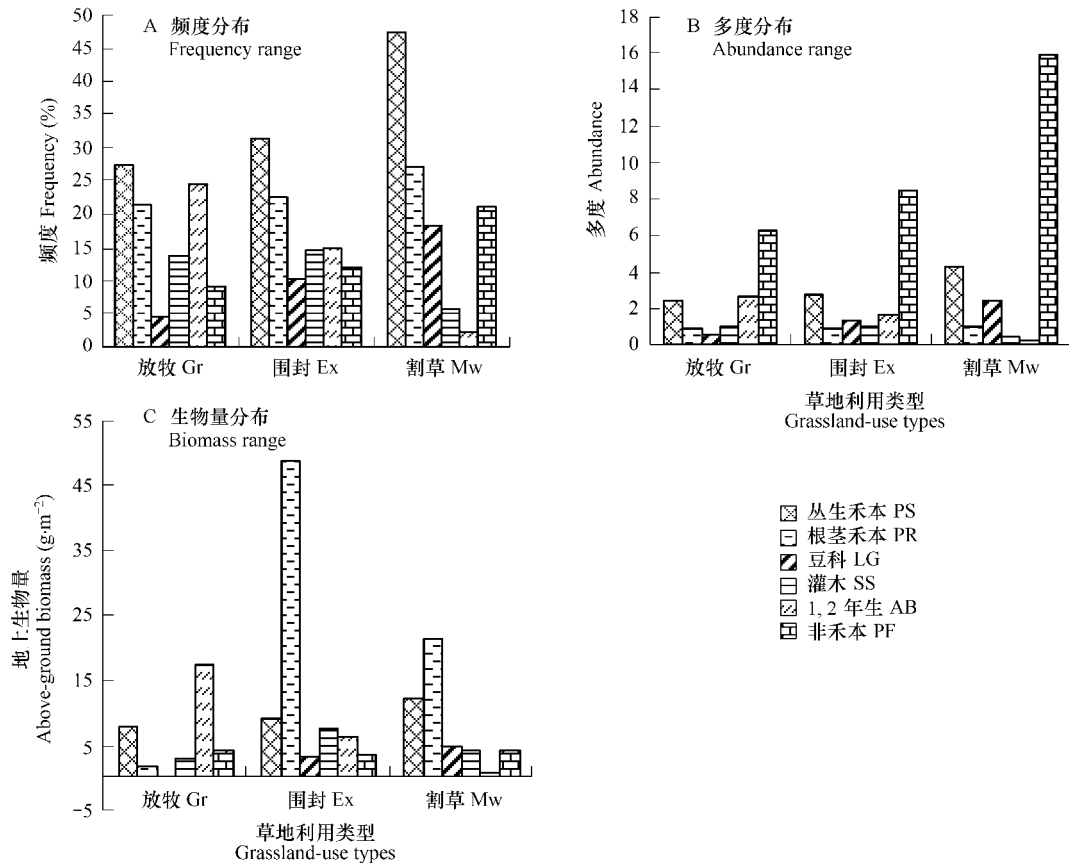


图2 3种不同草地利用方式下物种功能型分布规律

Fig. 2 Different plant functional groups rang with three grassland-use types

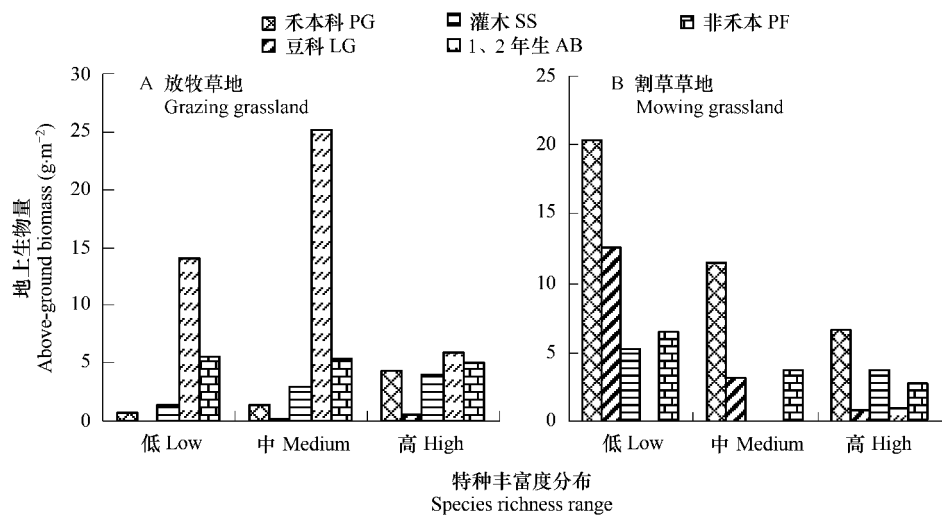


图3 放牧草地和围封草地不同功能型植物生物量随不同物种丰富度级别的变化

Fig. 3 Above-ground biomass by plant functional group under different species ranking on grazing and mowing grassland

A 物种丰富度级别 A species richness range, 低 Low: 10 ~ 12; 中 Medium: 13 ~ 15; 高 High: 16 ~ 23 B 物种丰富度级别 B species richness range, 低 Low: 20 ~ 30; 中 Medium: 30 ~ 40; 高 High: 40 ~ 50

显著的正相关关系,即在轻度人类干扰的情况下,随着生物多样性的增加草地生物量也随之增加(图4A)。在放牧草地和割草草地中,物种丰富度和生物量没有明显的相关关系,即在中度和重度人类活动的干扰下,草

地生物多样性对生物量的没有显著的影响(图 4B, 4C, $P > 0.05$), 生物量不会随着生物多样性的变化而发生相应的变化, 人类活动影响了物种多样性对草地生产力的影响机制。

3 讨论

在很多相关研究中, 草地生产力随着物种数量的增加而增加^[29,11]。植物间存在共生的现象, 随着物种的增加, 使得不同物种的生态位互补, 有利于有效地植物利用有限的土壤和水分等自然资源, 从而增加系统生产力, 即所谓的“生态位互补”效应^[13]。这些实验和调查都是建立在排除或者不考虑自然和人类干扰的前提下的, 这种多样性和生产力的正相关关系, 反映了 1 种物种和植物功能型相互竞争和共生在空间变化下的动态平衡^[23]。然而在自然生态系统中, 存在不同形式和强度的环境和人类干扰, 自然植物群落中没有明显的证据证明多样性和生产力有直接的相关关系^[15,30,31]。Osem 等在欧亚大陆干旱草原的研究表明, 1 年生植物群落的多样性多由非优势种决定, 从而证明物种多的群落不一定具有较高的生产力^[20]。存在外界干扰的情况下, 自然生态系统中并没有固定的多样性和生产力的关系, 两者的关系是受到自然条件和人类活动干扰从而有所改变的。Kahmen 等在存在环境干扰的研究中发现, 物种丰富度的增加使生态系统的地下生产力增加, 而地上生产力却随之减少^[31]。放牧和割草草地这两种中度和重度人类干扰的情况下, 物种丰富度和生物量没有明显的相关关系, 只有在轻度人类干扰的围封草地中草地生物量才与物种丰富度呈正相关关系, 不同形式人类干扰下物种丰富度与生物量关系的不同, 更好的说明了多样性和生产力关系受多种因素影响以及其复杂性^[1,32,33]。

在自然生态系统中, 环境因素和人类干扰对生态系统的影响要高于生物多样性^[34], 因此干扰的形式和强度会超过生物多样性对生产力的影响。比如生境的改变会增加生产力而使物种丰富度有所降低, 因此这种人类活动对多样性和生产力的影响就可以被用来解释生物多样性和生产力的关系^[35]。生境的改变增加了多样性的空间异质性, 从而降低生态系统的生产力^[36]。

不同形式和强度的人类活动改变了草地群落中生境的空间格局, 某些适应生境的物种得以生长^[23]。在放牧草地中, 由于高强度的干扰, 使得草地土壤养分分布的空间异质性增加, 牲畜频繁的啃食使得草地几乎没有凋落物, 草地土壤养分多集中在土壤表层, 有利于 1、2 年生等浅根系植物的生长。在 1、2 年生植物中藜属植物占优势, 藜属植物多贴近地面生长, 由于放牧使得群落植物高度普遍很低, 没有高植物的遮挡, 充足的光照也保证了藜属植物的生长, 较矮的植株高度也限制了牲畜的啃食。除了藜属植物外, 猪毛菜也是 1、2 年生植物生物量的重要组成部分, 由于其茎上有刺, 只有在生长初期才能被牲畜啃食, 从而降低了猪毛菜的生存压力。虽然在放牧草地中占主要地位, 但是 1、2 年生植物的物种数量少, 且随着物种数的增加, 生产力没有明显的变化趋势(图 3A), 使得放牧草地物种丰富度与生物量没有明显关系。割草草地属于中度干扰的草地利用方式, 多度最多, 符合中度干扰假说, 对草地植物地上部分的频繁割草也给草地植物提供了较好的光照条件。

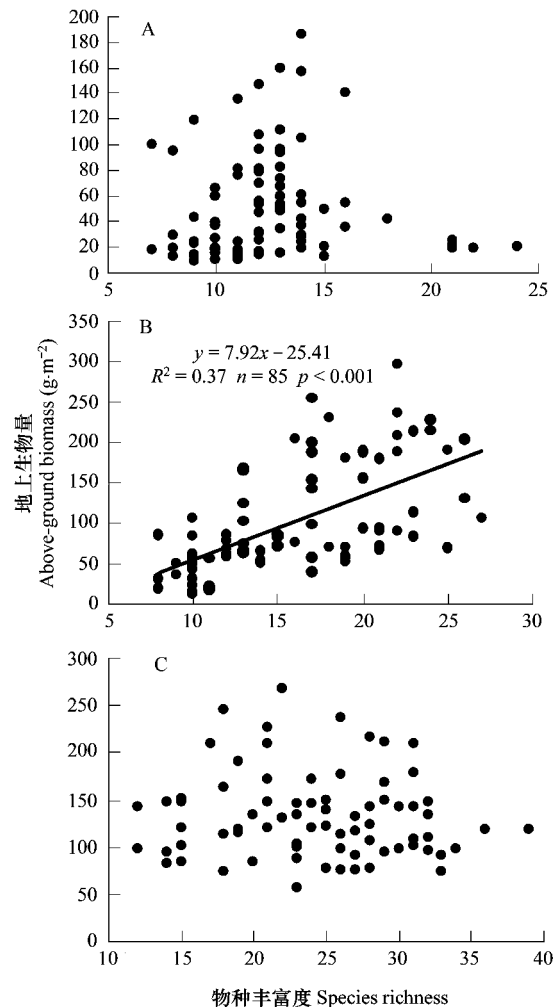


图 4 3 种不同草地利用方式下物种丰富度与地上生物量关系

Fig. 4 Relationship between above-ground biomass and species richness in three different grassland-use types

另外,通过 17a 连续割草的草地,主要的根茎禾本科植物会被低矮的非禾本科植物和丛生植物所取代^[24],这是割草草地中非禾本科植物高于放牧草地和围封草地的原因之一。虽然非禾本科植物对草地植物多度的贡献最大,物种数多,但是其在群落中分布分散,很难形成优势种,生物量不占优势,且随着物种丰富度的增加,生物量没有明显的变化趋势;丛生和根茎禾本科植物在割草草地中生物量占绝对优势,随着物种数的增加,生物量减少。由于割草增加了丛生禾本科植物的分蘖,羊草等根茎类禾本科植物又具有较强的竞争能力,容易形成纯羊草斑块,这样就容易出现物种数量少而生产力高的现象。禾本科植物虽然生产力高,但是物种数却很少,这样就很难在多样性和生产力关系中表现出明显的变化趋势,从而导致割草草地中物种丰富度和生物量的相关性不显著。1、2 年生植物在割草草地中无论是频度还是生物量都是所占比重最小的部分,这是由于呼伦贝尔草原割草草地在割草时很少或者不留割草带,很多靠种子繁殖的 1、2 年生植物在种子没有完全成熟的时候就已经被割掉,没有了种子来源加之其物种数少,因此 1、2 年生植物在割草草地中数量很少。围封草地属于轻度人类干扰的利用方式,各种植物功能型在群落中分布比较均匀,从而为不同植物生态位的互补和共生提供了条件,不同类型的植物可以更好的利用土壤养分等自然资源,因此这种利用方式和强度下物种丰富度和生物量呈显著的正相关关系。

生物多样性的变化以及多样性和生产力关系的内在机制有很多,很多研究表明,除了人类干扰外,多样性和生产力的关系会随着环境因子以及不同的管理方式的改变而变化^[37,38]。在自然环境中,不同的影响因素是共存的,只是看哪一种因素会在影响多样性和生产力关系的过程中起到更主要作用。根据目前的研究,我们认为不同的草地利用方式会对呼伦贝尔草原多样性和生产力关系产生影响,然而在所有影响因素中,哪一种因素对两者关系的影响的作用最显著,需要在以后的工作中做更深入和更准确的研究。

4 结论

不同形式的草地利用方式对草地群落结构和生产力都有显著的影响,从而影响物种丰富度和生物量的关系。在放牧、割草和围封 3 种草地利用方式的草地植物群落中,植物功能型差异明显,放牧草地 1、2 年生植物占优势;割草草地以禾本科植物和非禾本科植物为主;围封草地中禾本科植物占优势,其他功能型植物分布较均匀,多度、频度和生物量等差异不显著。3 种利用方式中,只有围封草地中物种丰富度与生产力呈显著的正相关,即随着物种丰富度的增加,生产力也随之增加,符合多样性-生产力假说;另外两种草地利用方式下,物种丰富度与生产力没有显著相关。总之,放牧、割草等人类活动,会改变草地原有的群落结构,导致草地生物多样性下降,从而影响草地生态系统生产力。因此,在关于草地生物多样性和生态系统功能的研究中,应该考虑人类活动的作用,设法去除或控制不同草地利用方式对生物多样性与生态系统功能(如生产力)之间关系的影响,这样才能对多样性对生态系统功能的影响机制进行准确而深入的探讨。另外,应该对草地进行合理的利用,采取合适的管理方式从而获得更高的草地生物多样性和生产力。

References:

- [1] Huston M A. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 1997, 110: 449—460.
- [2] Tilman D. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, 2000, 405: 208—211.
- [3] Hector A, Bazeley-White E, Loreau M, *et al.* Overyielding in grassland communities testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. *Ecology Letters*, 2002, 5: 502—511.
- [4] Troumbis A Y. No observational evidence for diversity enhancing productivity in Mediterranean shrublands? A reply to Wardle. *Oecologia*, 2001, 129: 622—623.
- [5] Wardle D A. No observational evidence for diversity enhancing productivity in Mediterranean shrublands. *Oecologia*, 2001, 129: 620—621.
- [6] Loreau M. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 2000, 91: 3—17.
- [7] Loreau M, Naeem S, Inchausti P, *et al.* Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 2001, 294: 804—808.
- [8] Chen L Zh, Qian Y Q. Frontiers in biodiversity science. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(6): 565—572.
- [9] Guo Q F, Berry W L. Species richness and biomass: dissection of the hump-shaped relationships. *Ecology*, 1998, 79: 2555—2559.
- [10] Gross K L, Willig M R, Gough L, *et al.* Patterns of species density and productivity at different spatial scales in herbaceous plant communities. *Oikos*, 2000, 89: 417—427.
- [11] Mittelbach G G, Steiner C F, Scheiner S M, *et al.* What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 2001,

82: 2381–2396.

- [12] Tilman D, Wedin D, Knops J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 1996, 379: 718–720.
- [13] Tilman D and Downing J A. Biodiversity and stability in grassland. *Nature*, 1994, 367: 363–367.
- [14] Naeem S, Thompson L J, Lawler S P, *et al.* Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 1994, 368: 734–737.
- [15] Huston M A, Aarssen L W, Austin M P, *et al.* No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science*, 2000, 289: 1255.
- [16] Wardell D A, Huston M A, Grime J P, *et al.* Biodiversity and ecosystem functioning: an issue in ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 2000, 81: 235–239.
- [17] He J S, Fang J Y, Ma K P, *et al.* Biodiversity and ecosystem productivity: why is there a discrepancy in the relationship between experimental and natural ecosystem? *Acta Phytocologia Sinica*, 2003, 27: 835–843.
- [18] Du G Z, Tan G L, Li Z Z, *et al.* Relationship between species richness and productivity in an alpine meadow plant community. *Acta Phytocologia Sinica*, 2003, 27(1): 125–132.
- [19] Bai Y F, Han X G, Wu J G, *et al.* Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature*, 2004, 431: 181–184.
- [20] Osem Y, Perevolotky A, Kigel J. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology*, 2002, 90: 936–946.
- [21] Bonet A. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 2004, 56: 213–233.
- [22] Armas C, Pugnaire F L. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. *Journal of Ecology*, 2005, 93: 978–989.
- [23] Zhou Z, Sun O J, Huang J, *et al.* Land use affects relationship between species diversity and productivity at the local scale in a semi-arid steppe ecosystem. *Functional Ecology*, 2006, 20: 753–762.
- [24] Bao Y J, Li Z H, Wu J G, *et al.* Compositional dynamics of plant functional groups and their effects on stability of community ANPP during 17yr of mowing succession on *Leymus chinensis* steppe of Inner Mongolia, China. *Acta Botanica Sinica*, 2004, 46(10): 1155–1162.
- [25] Liu Q Y, Tong Y P. The effects of land use on the eco-environmental evolution of farming-pastoral region in North China: with an emphasis on Duolun County in Inner Mongolia. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23: 1025–1030.
- [26] Zheng X X, Zhao J M, Zhang Y G, *et al.* Variation of grassland biomass and its relationships with environmental factors in Hulunbeir, Inner Mongolia. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(4): 533–538.
- [27] Ni J, Zhang X S. Climate variability, ecological gradient and the Northeast China Transect (NECT). *Journal of Arid Environments*, 2000, 46: 313–315.
- [28] Yang D L, Jia S J, Zhang Y R, *et al.* Strategies of grassland development in Hulunbeir in Inner Mongolia. *Grassland of China*, 2003, 25(4): 72–75.
- [29] Waide R B, Willing M R, Steiner C F, *et al.* The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1999, 30: 257–300.
- [30] Kahmen A, Perner J, Audorff V, *et al.* Effects of plant diversity, community composition and environmental parameters on productivity in montane European grasslands. *Oecologia*, 2005, 142: 606–615.
- [31] Kahmen A, Perner J, Buchman N. Diversity dependent productivity in semi-natural grassland following climate perturbations. *Functional Ecology*, 2005, 19: 594–601.
- [32] Wardle D A, Bonner K I, Barker G M. Plant removals in perennial grassland: vegetation dynamics decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. *Ecological Monographs*, 1999, 69: 535–568.
- [33] Aarssen L W, Larid R A, Pither J. Is the productivity of vegetation plots higher or lower when there are more species? Variable predictions from interaction of the ‘sampling effects’ and ‘competitive dominance effects’ on the habitat templet. *Oikos*, 2003, 102: 427–432.
- [34] Huston M A, McBride A C. Evaluating the relative strengths of biotic versus abiotic controls on ecosystem processes. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P, eds. *Biodiversity and Ecosystem Functioning*. New York: Oxford University Press, 2002. 47–60.
- [35] Williams J W, Seabloom E W, Slayback D, *et al.* Anthropogenic impacts upon plant species richness and net primary productivity in California. *Ecology Letters*, 2005, 8: 127–137.
- [36] Benedetti-Cecchi L. Unanticipated impacts of spatial variance of biodiversity on plant productivity. *Ecology Letters*, 2005, 8: 791–799.
- [37] Gough L, Grace J B, Taylor K L. The relationship between species richness and community biomass — the importance of environmental variables. *Oikos*, 1994, 70: 271–279.
- [38] Rajaniemi T K. Explaining productivity-diversity relationship in plants. *Oikos*, 2003, 101: 449–457.

参考文献:

- [8] 陈灵芝, 钱迎倩. 生物多样性科学前沿. *生态学报*, 1997, 17(6): 565–572.
- [17] 贺金生, 方精云, 马克平, 等. 生物多样性与生态系统生产力: 为什么野外观测和受控实验结果不一致? *植物生态学报*, 2003, 27: 835–843.
- [18] 杜国祯, 覃光莲, 李自珍, 等. 高寒草甸植物群落中物种丰富度与生产力的关系研究. *植物生态学报*, 2003, 27(1): 125–132.
- [24] 鲍雅静, 李政海, 仲延凯. 内蒙古羊草草原 17 年刈割演替过程中功能群组动态及其对群落净生产力稳定性的影响. *植物学报*, 2004, 46(10): 1155–1162.
- [25] 刘全友, 童依平. 北方农牧交错带土地利用现状对生态环境变化的影响. *生态学报*, 2003, 23: 1025–1030.
- [26] 郑晓翮, 赵家明, 张玉刚, 等. 呼伦贝尔草原生物量变化及其与环境因子关系. *生态学杂志*, 2007, 26(4): 533–538.
- [27] 杨殿林, 贾树杰, 张延荣, 等. 内蒙古呼伦贝尔市草业发展对策. *中国草地*, 2003, 25(4): 72–75.