

放牧强度对草甸草原生产力和多样性的影响*

王明君¹ 韩国栋^{2**} 崔国文¹ 赵萌莉²

(¹ 东北农业大学, 哈尔滨 150030; ² 内蒙古农业大学, 呼和浩特 010018)

摘要 采用比较样地法研究了不同放牧强度对羊草草甸草原群落多样性和生产力的影响。结果表明: α 多样性指数随放牧强度的增加表现为先增加后降低的趋势, 其值在轻度放牧区最大, 支持了“中度干扰理论”; β 多样性指数随放牧强度的增加而变大; 不同放牧强度的草地植物种类相似性变差、草地地上净初级生产力与 Alatalo 均匀度指数具有显著的线性相关性 ($P < 0.05$); 放牧和气候对草地地上净初级生产力均有较大的影响, 但二者的互作效应不显著 ($P > 0.05$); 不放牧不能持续维持草地的健康状况, 但健康的草地状况可以有效地缓冲放牧和气候干扰, 并能够维持较高的草地生产力和生物多样性。

关键词 放牧强度; 草地健康; 生物多样性; 草地生产力

中图分类号 S812 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)5-0862-07

Effects of grazing intensity on the biodiversity and productivity of meadow steppe. WANG Ming-jun¹, HAN Guo-dong², CUI Guo-wen¹, ZHAO Meng-li² (¹Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; ²Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(5): 862-868.

Abstract: A series of comparative sampling plots were selected to study the effects of different grazing intensities on the biodiversity and productivity of a *Leymus chinensis* meadow steppe in Inner Mongolia. It was shown that with the increase of grazing intensity, α diversity index decreased after an initial increase, and had the highest value in light grazing areas, which supported the ‘medium disturbance theory’, while β diversity index had an increasing trend. Lesser similarity of plant species was observed under different grazing intensities. There was a significant linear relationship between aboveground net primary productivity (ANPP) and Alatalo evenness index ($P < 0.05$). Grazing and climate had larger effects on the ANPP, but their interactive effect was not significant. No grazing could not maintain grassland health, but healthy grassland could effectively buffer the disturbances of grazing and climate, and maintain its higher productivity and biodiversity.

Key words: grazing intensity; grassland health; biodiversity; grassland productivity.

天然草地是自然界中存在的、非人类创造的自然体(许鹏, 2000), 全球陆地总面积大约 25% 为天然草地, 中国有各类天然草地近 4×10^8 hm^2 , 是世界上草地资源最多的国家之一(廖国藩和贾幼陵, 1996)。天然草地除了具有物质生产功能外, 还具有多项生态服务价值(Costanza *et al.*, 1997)。放牧是天然草地利用最为普遍的利用方式, 有关放牧与草地植物群落特征和生物多样性的关系研究, 在国内外已经有许多报道(Connel, 1978; 杨利民等,

2001; 蒙旭辉等, 2009)。

内蒙古羊草草原(*Leymus chinensis*)是中国北方温带草原中具代表性、典型性和分布面积最为广泛的植被类型, 是中国北方重要的畜牧业基地以及绿色生态屏障(王玉辉和周广胜, 2004)。但由于过度放牧和不合理利用, 羊草草原发生了不同程度的退化, 甚至发生了大面积的沙化、盐碱化。

本研究采用比较样地法, 调查了不同放牧强度对羊草草甸草原生物多样性和生产力的影响, 得到了一些初步的研究结果, 目的在于为中国的草地研究提供基础资料, 为羊草草原的合理利用和退化草地治理和恢复提供科学依据。

* 国家自然科学基金项目(30060056)和国家“十一五”科技攻关资助项目(2006BAD16B01)。

** 通讯作者 E-mail: nmghangd@yahoo.com

收稿日期: 2009-11-06 接受日期: 2010-02-03

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验地(44° 28' N—44° 29' N, 117° 58' E—118° 01' E)位于内蒙古锡林郭勒盟东南部,气候属于中温带半干旱大陆性气候,全年平均气温 1 ℃, ≥0 ℃ 积温平均为 2200 ℃,地貌类型以高平原为主体,土壤类型以栗钙土分布最为广泛,境内河流为内陆河,属乌拉盖水系。年平均风速 4.3 m · s⁻¹,以西北风为主,无霜期为 106 d。试验地属于草甸草原亚类区域,年降水量平均 400 mm 左右,多集中在 7、8 月,草地类型为羊草+杂类草草甸草原类型,以羊草(*Leymus chinensis*)为建群种,其他主要伴生植物种为羽茅(*Achnatherum sibiricum*)、贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、黄囊苔草(*Carex korshinskyi*)和麻花头(*Serratula centauroides*)等。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置 试验选取以自由放牧方式利用的草地为研究对象,以牧户为起点向外呈辐射状地形成放牧强度由重到轻的一个放牧梯度,根据草地植物种类组成、现存量及枯枝落叶的量(表 1),按照李博(1997)退化草地的划分方法,可将草地划分为轻度放牧区(L)、中度放牧区(M)和重度放牧区(H)3个放牧强度,另外设置一个不放牧的对照区(CK)。在各放牧强度区的中心地带设置 3 条垂直于放牧梯度方向的样带,样带的长度为 50 m,各样带间隔为 30 m。除对照区外,其他放牧样地各设置 9 个移动围笼(1.5 m × 1.5 m),具体设置如图 1 所示。

1.2.2 取样方法 分别于 2005、2006 和 2007 年植物生长高峰期(8 月),在各放牧区内,采用样带法测定各植物种的盖度级和多度(Lakhdar *et al.*, 2000; Daniel & Ted, 2007),每条样带上每隔 1 m 测定一个

Daubenmire 样方,样方为 20 cm × 50 cm 的长方形样方。测产样方采用 1 m × 1 m 的样方,分种测定植物产量和枯落物产量,取样采用齐地面刈割的方法,对采集的植物样品先风干后再烘干(65 ℃, 12 h)。

1.3 生物多样性的测定方法

生物多样性的测定包括 α 多样性指数和 β 多样性指数。α 多样性指数采用 1 个丰富度指数(richness index)、2 个综合多样性指数(diversity index)、2 个均匀度指数(evenness index),采用 3 个 β 多样性指数,共 8 个多样性指数。计算公式如下:

Margalef (1958) 丰富度指数(R_1):

$$R_1 = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1)$$

式中: S 为物种数目; N 为所有物种个体总数。

Shannon-Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = - \sum P_i \ln P_i \quad (2)$$

式中, P_i 为一个个体属于第 i 种的概率,本研究中采用相对频度代替 P_i 所指示的概率,下文所指 P_i 均用相对频度值代替。

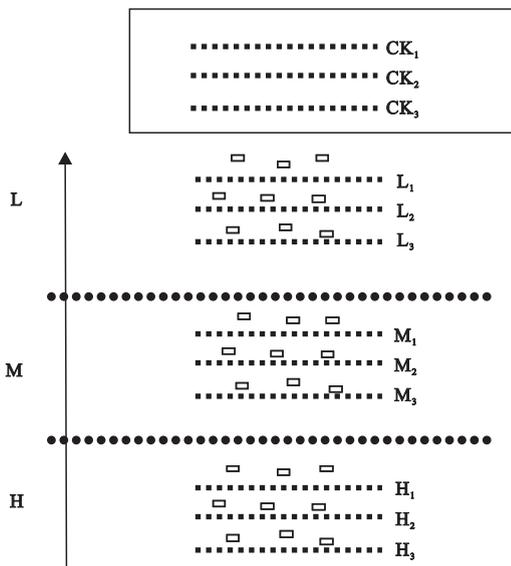


图 1 样地设置示意图
Fig. 1 Sketch map of sample arranging

表 1 不同放牧强度下草地的群落特征

Tab. 1 Community characteristics under different grazing intensities on a meadow steppe

| 放牧强度 | 地上现存量 | | | 枯枝落叶量 | | | 建群种和优势种 |
|------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| | 2005 年 8 月 | 2006 年 8 月 | 2007 年 8 月 | 2005 年 5 月 | 2006 年 5 月 | 2007 年 5 月 | 2005—2007 年 |
| 对照 | 166.39 a | 144.28 a | 132.49 a | 95.59 a | 92.46 a | 98.34 a | 羊草、贝加尔针茅 |
| 轻度放牧 | 123.47 b | 131.37 ab | 65.60 b | 66.72 b | 55.71 b | 87.01 a | 羊草、羽茅、贝加尔针茅 |
| 中度放牧 | 74.54 c | 108.24 bc | 54.88 b | 25.77 c | 32.04 c | 40.38 b | 羊草、黄囊苔草 |
| 重度放牧 | 51.13 c | 97.49 c | 30.47 c | 1.98 d | 5.95 d | 17.73 b | 糙隐子草、黄囊苔草 |

同列不同字母表示不同放牧强度之间的差异($P < 0.05$)。

Simpson 多样性指数(D):

$$D = 1 - \sum P_i^2 \quad (3)$$

Pielou(1975)均匀度指数(JP):

$$JP = - \frac{\sum P_i \ln P_i}{\ln S} = \frac{H'}{\ln S} \quad (4)$$

Alatalo(1981)均匀度指数(E_A):

$$E_A = \frac{1/\sum P_i^2 - 1}{e^{H'} - 1} \quad (5)$$

Whittaker(1960)指数(β_{ws}):

$$\beta_{ws} = \frac{S'}{m_a - 1} \quad (6)$$

式中: S' 为所研究系统记录的物种总量; m_a 为各样方或样本的平均物种数。

Cody(1975)指数(β_c):

$$\beta_c = \frac{g(H) + I(H)}{2} \quad (7)$$

式中: $g(H)$ 为沿生态梯度 H 增加的物种数目; $I(H)$ 为沿生境梯度 H 失去的物种数目,即在上一个梯度中存在而在下一个梯度中没有的物种数目

经 Wolda(1981)改进的 Morisita-Horn 指数(C_{MH}):

$$da = \frac{\sum (n_{Ai})^2}{N_A^2} \quad (8)$$

$$db = \frac{\sum (n_{Bi})^2}{N_B^2} \quad (9)$$

$$C_{MH} = \frac{2 \sum (n_{Ai} \cdot n_{Bi})}{(da + db) N_A \cdot N_B} \quad (10)$$

式(8)、(9)、(10)中, n_{Ai} 和 n_{Bi} 为 A 和 B 样地中第 i 种的个体数目(本研究采用种的重要值), N_A 为样地 A 的物种数目, N_B 为样地 B 的物种数目。

应用 SPSS 13.0 中一般线性模型(General Linear Model)的重复测量数据的方差分析(Repeated-Measures)和多元方差分析(Multivariate)进行数据分析处理;线性回归分析采用 Regression 中的 Linear 过程进行分析。

2 结果与分析

2.1 不同放牧强度对生物多样性的影响

2.1.1 α 多样性的变化 α 多样性是用于测量群落内生物种类数量以及生物种类间相对多度的一种测量,反应了群落内物种间通过竞争资源或利用同种生境而产生的共存结果(李博等,2004)。在不同

放牧强度的草地之间,植物群落有明显的演替动态,植物种及植物功能群也有较明显的变化,所以把每一放牧强度草地作为一个群落,研究其生物多样性的干扰变化。

植物群落 α 多样性的变化如表2所示,随放牧强度的增加群落的物种数、丰富度指数、多样性指数和均匀度指数都表现为先增加后降低的趋势,在轻度放牧区达到了最大值,符合“中度干扰理论”。中度放牧区的草地物种数和丰富度指数比对照区高,但其他指数都低于对照区。均匀度指数反映了草地植物种类组成的协调性和利用空间资源的合理分配性,在对照区和轻度放牧区均匀度指数都较大,说明草地中各植物通过利用资源占据生境并达到了较为平衡的状态,草地生态系统的稳定性也会因此增强。

2.1.2 β 多样性的变化 草地的 β 多样性是表示草地植物种类对环境异质性的反应,通常 β 多样性被表示为群落间的相似性指数。不同生境间或某一生境的不同梯度地段间生物种类组成的相似性越差,则 β 生物多样性越高。放牧干扰使草地形成了放牧梯度或退化梯度,在该梯度上草地植物种类组成发生了变化,其 β 生物多样性也发生变化。

Whittaker 多样性指数(β_{ws})能够直观地反映 β 多样性与物种丰富度之间的关系,同时也表示不同放牧梯度之间的相似性。由表3可知,重度放牧区的 β_{ws} 最大,轻度和中度放牧区最小,表明重度放牧使草地物种丰富度下降,种类组成的相似性降低,而

表2 不同放牧强度下群落的 α 多样性指数

Tab.2 Plant community α diversity in different grazing intensities

| 放牧强度 | 物种数 | Margalef 丰富度指数 | Shannon-Wiener 多样性指数 | Simpson 多样性指数 | Pielou 均匀度指数 | Alatalo 均匀度指数 |
|------|-----|----------------|----------------------|---------------|--------------|---------------|
| 对照 | 66 | 14.11 | 3.03 | 0.93 | 0.72 | 0.64 |
| 轻度 | 77 | 16.50 | 3.27 | 0.94 | 0.75 | 0.64 |
| 中度 | 73 | 15.63 | 2.98 | 0.90 | 0.69 | 0.48 |
| 重度 | 65 | 13.90 | 2.86 | 0.89 | 0.69 | 0.49 |

表3 不同放牧强度下群落的 β 多样性指数

Tab.3 Plant community β diversity in different grazing intensities

| 放牧强度 | Whittaker 指数 | Cody 指数 | Morisita-Horn 指数 |
|------|--------------|---------|------------------|
| 对照 | 2.98 | 0 | 1.00 |
| 轻度 | 2.43 | 15.50 | 0.83 |
| 中度 | 2.40 | 16.50 | 0.72 |
| 重度 | 3.23 | 21.00 | 0.75 |

轻度和中度放牧使草地物种丰富度升高,种类组成的相似性增加。

Cody 多样性指数(β_c)反映了放牧干扰下各放牧梯度之间草地植物种类的演替规律。 β_c 是通过计算沿各放牧梯度上植物种的增加数与失去数来统计植物种的更替程度,计算结果显示(表3),随着放牧强度的增加 β_c 不断地增加,表明物种的更替程度越大,植物种类组成的相似性越差,放牧强度使草地发生了逆行演替。

放牧会使草地植物群落发生生态替代作用,不仅反映为草地植物种类组成发生变化,其共有种作用的不同,同样会导致群落结构和功能的差异(白永飞等,2000)。Morisita-Horn 多样性指数(C_{MH})反映了各放牧梯度群落间的相似程度,结果(表3)显示,轻度放牧区的 C_{MH} 达到了0.83,说明轻度放牧区的植物群落与对照区的植物群落最为相似。而中度放牧区和重度放牧区的 C_{MH} 分别是0.72和0.75,说明植物群落在放牧干扰下发生了较大的变化。同时, C_{MH} 也反映了原生群落植物种类对群落稳定性和耐牧性的重要生态功能和作用。

2.2 不同放牧强度对植物群落净初级生产力和枯落物量的影响

2.2.1 地上净初级生产力的变化

地上净初级生产力(ANPP)是表征生态系统功能的一个重要指标(Bai *et al.*, 2004; Ives & Carpenter, 2007),不同类型的草地生产力受各种干扰因素的影响,包括非生物

因素(如气候、土壤、地形、水文等)和生物因素(如放牧、割草)。

根据球形检验(Mauchly's Test of Sphericity)的结果(表4)可见,球形检验的 P 值为0.028,其值 < 0.05 。说明3年测量的重复数据之间存在显著的相关性,数据不符合Huynh-Feldt条件,不能应用单因素方差分析进行检验,应当采用多元方差分析进行检验分析。由多元方差分析结果可见(表5),不同年度对草地生产力的影响是极显著的($P < 0.01$),但年度与放牧强度之间并无交互效应($P = 0.102$),年季之间变动的主要因素就是气候因素,同时,草地本身的健康状况也会发生变化。由表6可知,不同的放牧强度对草地生产力有极显著影响($P < 0.01$),说明气候和放牧强度都会对草地地上净初级生产力产生极显著的影响。

由图2可见,草地生产力随年季的变化呈现显著的变化趋势,除对照区以外,其他放牧区的草地生产力都出现先增加后降低的趋势,与降水量的变化趋势非常相似。在2006年,对照区在降水量增加的情况下却出现生产力下降的趋势,甚至低于轻度放牧区和中度放牧区的生产力,但各放牧梯度之间的无显著差异($P > 0.05$),这主要是各放牧区的杂类草和1年生、2年生植物因降水充足的原因而迅速生长,从而增加了草地的生产力,使得各放牧区与对照区之间以及各放牧区之间都无显著的差异($P > 0.05$)。对照区虽然土壤状况较好,但其繁殖更新

表4 组内效应的Mauchly球形检验

Tab.4 Mauchly's test of sphericity

| 组内效应 | 球形检验 W 值 | 近似卡方分配 | 自由度 | 显著性 | 校正 | | |
|------|---------------|--------|-----|-------|----------------------|---------------|-------|
| | | | | | Greenhouse-Geisser 值 | Huynh-Feldt 值 | 下限 |
| 年度 | 0.794 | 7.135 | 2 | 0.028 | 0.829 | 0.951 | 0.500 |

表5 多元方差分析

Tab.5 Multivariate tests

| 效应项 | 检验 | 数值 | F 检验 | 假设自由度 | 误差自由度 | 显著性 |
|-----------|-------------|-------|--------|-------|--------|-------|
| 年度 | Pillai 轨迹检验 | 0.757 | 48.206 | 2.000 | 31.000 | 0.000 |
| 年度和放牧强度交互 | Pillai 轨迹检验 | 0.297 | 1.859 | 6.000 | 64.000 | 0.102 |

表6 处理间效应的方差分析

Tab.6 Tests of between-subjects effects

| 来源 | 型 III 平方和 | 自由度 | 均方 | F 检验 | 显著性 |
|--------------|-------------|-----|-------------|----------|-------|
| 截距 | 1585245.328 | 1 | 1585245.328 | 1569.911 | 0.000 |
| 处理 (放牧强度) | 18089.606 | 3 | 6029.869 | 5.972 | 0.002 |
| 误差 | 32312.573 | 32 | 1009.768 | | |

可能受到过多枯枝落叶的影响,另外,在对照区内多年生根茎禾草功能群(如羊草)和多年生丛生禾草功能群的作用过大,可能也是导致草地其他植物失去竞争能力的主要原因。因此,在一定气候条件下,一定的放牧会使草地生产力有增加的现象,或称为超补偿性生长。2007年降水量较少,但各放牧梯度

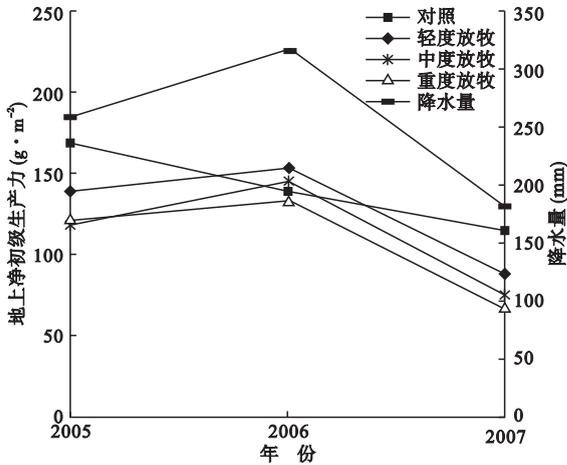


图2 草地净初级生产力在各年度的变化

Fig. 2 Aboveground net primary productivity of grassland plant community in different years

之间的变化规律与2005年相似,即对照区与轻度放牧区之间无显著差异($P>0.05$),对照区显著高于中度放牧区和重度放牧区($P<0.05$)。

由以上分析结果可初步认为,草地生产力同时受降水量(一定降水量的范围内)和放牧的强烈影响,但二者没有显著的交互作用,并非草地气候条件越好、放牧越轻,草地的生产力就越高,这与“食草作用二重性假说”(Milchunas *et al.*, 1988)的理论相符,但本研究认为该假说中的“资源丰富”最好解释为“健康的草地状况”更符合本研究的结果。因为,只有健康的草地状况才能更好地反映食草作用的二重性,而不是资源丰富,如枯枝落叶的增加可能会抑制生产力的增加。

2.2.2 草地植物枯落物的变化 草地植物在正常生长过程及放牧采食过程中会产生凋落物,待植物死亡后会有较多的枯枝落叶。枯枝落叶的量主要与草地的生产力和放牧强度有关,枯枝落叶对保持草地土壤水分和维持土壤结构都有重要的作用,同时,还具有防止风蚀、阻挡降水侵蚀及拦截降雪等多种重要的生态功能。

由图3可见,枯落物总量在5和10月都随放牧强度的增加而显著下降,10月枯落物主要以立枯物为主,凋落物较少且在各放牧梯度中变化不大,随放牧强度的增加立枯物显著下降。5月枯落物中主要以凋落物为主,立枯物所占比例较小,但凋落物和立枯物都随放牧强度的增加而显著下降。5月的凋落物主要来源于10月积累的枯落物,特别是立枯物,因此,5月以凋落物为主。经过整个冬季后枯落物

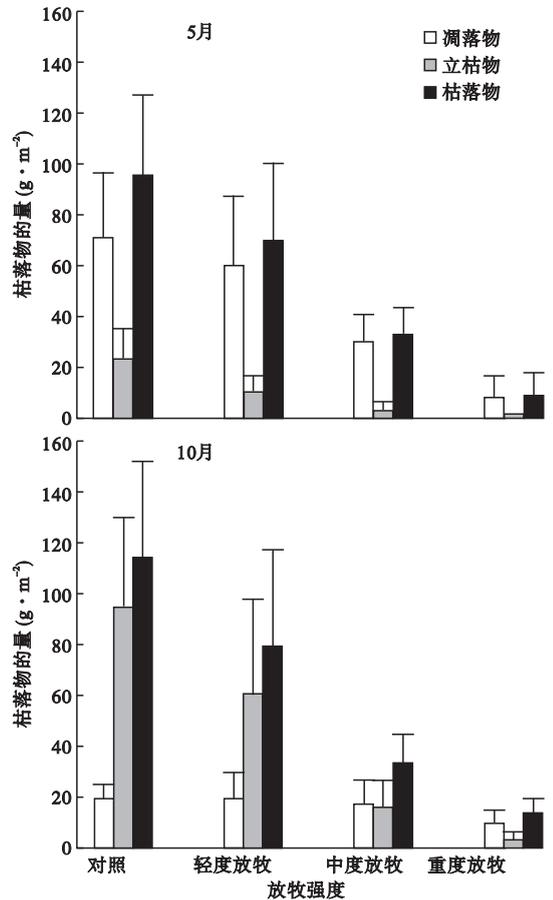


图3 不同放牧强度下草地枯落物的量

Fig. 3 Amount of litter in different grazing intensity
数据为平均值±标准差($n=9$)。

总量有所减少,立枯物转化为凋落物,立枯物在冬季拦截降雪、春季抵抗风蚀方面起到了非常重要的作用。因此,草地枯黄期的立枯物量也是反映草地生态系统稳定性和功能的重要指标。同时,结合草地生产力的变化规律(图2)可见,对照区的枯枝落叶量会因放牧干扰的去除而产生累积,这样不利于草地植物生物多样性的增加,单一功能群会过多地占有优势地位,而使其他植物生长繁殖受到抑制,因此,适度利用草地使枯枝落叶量保持在能维持其功能的量对草地的自我更新和维持是最有利的。庞建光等(2006)应用10年的数据也证明了草地立枯物的过多积累会导致草地生物多样性下降和群落优势度升高的结论。

2.3 多样性与地上净初级生产力的关系

草地多样性与草地生产力的关系研究一直是草地生物多样性研究的热点问题(韩国栋等,2007)。而生物多样性指数之间也存在较强的相关性,只是描述的侧重点有所不同。

由分析可知, Alatalo 均匀度指数与地上净初级生产力呈显著线性相关关系 ($R = 0.953, P = 0.047$), 而 Simpson 多样性指数与 Pielou 均匀度指数呈显著的线性相关关系 ($R = 0.951, P = 0.049$), Simpson 多样性指数与 Alatalo 均匀度指数也呈显著的线性相关关系 ($R = 0.961, P = 0.039$), 其他多样性指数与地上净初级生产力均无显著的相关关系 ($P > 0.05$)。

由图 4 可知, Simpson 多样性指数、草地地上净初级生产力、Alatalo 均匀度指数和 Simpson 多样性指数都随放牧强度的增加而降低。而且, 草地地上净初级生产力和 Alatalo 均匀度指数的变动幅度较大且一致。Simpson 多样性指数变化幅度不大, 与 Pielou 均匀度指数和 Alatalo 均匀度指数呈显著的相关关系 ($P < 0.05$), 可见, 在 Simpson 多样性指数变化不大的情况下, 则草地生产力与 Alatalo 均匀度指数具有显著的相关性。在放牧影响下, 由于家畜的选择性采食和强度的不同, 首先变动的就是均匀度指数, 而各功能群却较为稳定, 且各功能群之间也存在互相补充的作用, 因此, Simpson 多样性指数变动不大。但 Simpson 多样性指数和 Alatalo 均匀度指数二者结合起来才能更好地反映维持草地生产力水平的多样性指标。

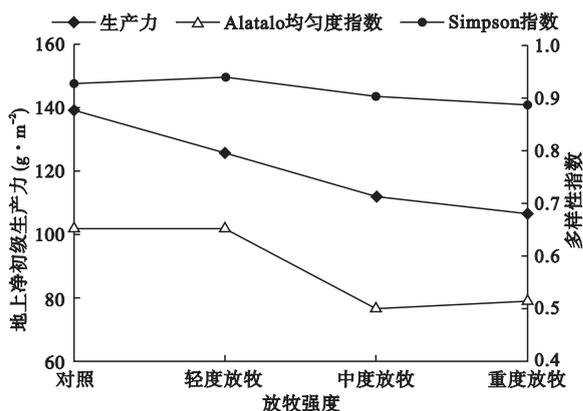


图 4 不同放牧强度下的草地生产力与群落生物多样性
Fig. 4 Aboveground net primary productivity and diversity of plant community under different grazing intensities

3 讨论

生态系统中生物多样性的维持是全球生物多样性与生态系统管理的中心目标之一 (West, 1993), 草地群落多样性是草地群落可测性的特征之一, 是研究草地群落结构水平的重要指标, 它体现了草地

群落的结构类型、组织水平、发展阶段、稳定程度和生境差异, 具有重要的生态学意义 (韩国栋和李博, 1999)。

Connell (1978) 提出“中度干扰假说”, 认为适度干扰能增加群落和景观的多样性。通过对草地生物多样性的研究发现, 研究结果与众多研究相一致 (尚占环和姚爱兴, 2002), 即支持“中度干扰理论”, 并且中度干扰出现在轻度放牧与中度放牧的过渡阶段, 这与杨利民等 (1999) 的研究结果相一致。不同放牧强度使草地植物群落发生了变化, 草地植物群落 β 多样性显示, 随放牧强度的增加使得草地物种更替程度不断加大, 在更大尺度上的研究也表明了这一结果 (白永飞等, 2000)。

Milchunas 等 (1988) 提出食草作用二重性假说 (grazer-reversal hypothesis, GRH), 该假说认为, 在不同年季资源丰富地区, 食草动物的采食作用会使植物丰富度上升; 而在资源贫乏地区, 食草动物的采食作用会使植物丰富度下降。放牧干扰对草地生态系统的影响有利有弊, 通过对草地地上净初级生产力的研究发现, 放牧即可使草地生产力降低也可使草地生产力升高, 即草地会出现补偿性生长, 但要依据草地的状况和环境条件 (如降水), 草地植物种类组成及植物功能群的变化与草地生产力有着密切的关系, Bai 等 (2004) 也认为, 在不同年季的降水条件下, 植物种类组成及草地植物功能群对于草地生产力的作用是重要的。

草地生物多样性的研究常常与草地生产力相联系, 一般认为较高的生物多样性可以维持较高的草地生产力和增加群落稳定性。自然群落的物种多样性与生产力的相关性格局主要表现为 2 种形式, 即线性关系和非线性单峰关系。对多样性与生产力关系的单峰关系主要的解释集中在由生产力变化而导致的种间竞争等问题上 (Huston, 1979; Abramsky & Rodenzweig, 1984)。本研究应用 3 年的平均数据分析了生物多样性与生产力的线性关系, 得出群落的 Simpson 多样性指数和 Alatalo 均匀度指数能够较好地反映草地的生产力, 且 Alatalo 均匀度指数与草地群落生产力呈显著线性相关关系 ($P < 0.05$), 而没有形成较为普遍的单峰曲线关系, 这可能是研究的尺度和取样数量所引起的, 另外, 多样性和生产力也可形成“S”型曲线 (乌云娜和张云飞, 1997)。但草地生物多样性指数之间也存在非常密切的关系, 且 Simpson 多样性指数和 Alatalo 均匀度指数都是反映

生物多样性较好的指数(陈延贵和张金屯,1999)。然而,影响草地群落生产力和生物多样性的因素还有很多(宋创业等,2008;许中旗,2008),特别是环境因素和草地健康状况,与此同时,环境状况与草地健康状况又会影响草地群落的稳定性和生物多样性,也许多样性指数与草地生产力随着草地状况的变化都存在各自的阈值区间,当阈值重叠时表现为线性,当阈值分散时表现为其他非线性相关关系,但总体上来看,天然草地生态系统处于健康的状况下总是可以维持较高的多样性和生产力水平。

参考文献

- 白永飞,邢雪荣,许志信,等. 2000. 内蒙古高原针茅草原群落 β 多样性研究. 应用生态学报, **11**(3): 408-412.
- 陈延贵,张金屯. 1999. 十五个物种多样性指数的比较研究. 河南科学, (17): 55-57.
- 韩国栋,焦树英,毕力格图,等. 2007. 短花针茅草原不同载畜率对植物多样性和草地生产力的影响. 生态学报, **27**(1): 182-188.
- 韩国栋,李博. 1999. 短花针茅草原放牧系统植物补偿性生长的研究. I. 植物净生长量. 草地学报, **7**(1): 1-7.
- 李博,杨持,林鹏. 2004. 生态学. 北京: 高等教育出版社.
- 李博. 1997. 中国北方草地退化及其防治对策. 中国农业科学, **30**(6): 1-9.
- 廖国藩,贾幼陵. 1996. 中国草地资源. 北京: 中国科学技术出版社.
- 蒙旭辉,李向林,辛晓平,等. 2009. 不同放牧强度下羊草草甸草原群落特征及多样性分析. 草地学报, **17**(2): 239-244.
- 庞建光,张艳梅,李连芳,等. 2006. 立枯物对红松洼自然保护区植物多样性的影响. 生态环境, **15**(3): 583-586.
- 尚占环,姚爱兴. 2002. 草原生物多样性研究及其保护. 宁夏农学院学报, **23**(2): 70-75.
- 宋创业,郭柯,刘高焕. 2008. 浑善达克沙地植物群落物种多样性与土壤因子的关系. 生态学杂志, **27**(1): 8-13.
- 王玉辉,周广胜. 2004. 内蒙古羊草草原植物群落地上初级生产力时间动态对降水变化的响应. 生态学报, **24**(6): 1140-1145.
- 乌云娜,张云飞. 1997. 草原植物群落物种多样性与生产力的关系. 内蒙古大学学报, **28**(5): 667-673.
- 许鹏. 2000. 草地资源调查规划学. 北京: 中国农业出版社.
- 许中旗,李文华,许晴,等. 2008. 禁牧对锡林郭勒典型草原物种多样性的影响. 生态学杂志, **27**(8): 1307-1312.
- 杨利民,韩梅,李建东,等. 2001. 中国东北样带草地群落放牧干扰植物多样性的变化. 植物生态学报, **25**(1): 110-114.
- 杨利民,李建东,杨允菲. 1999. 草地群落放牧干扰梯度 β 多样性研究. 应用生态学报, **10**(4): 442-446.
- Alatalo RV. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, **37**:199-204.
- Abramsky Z, Rodenzweig ML. 1984. Tilman's predicted productivity diversity relationship shown by desert rodents. *Nature*, **309**: 150-151.
- Bai YF, Han XG, Wu JG, et al. 2004. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia Grassland. *Nature*, **431**: 181-184.
- Cody ML. 1975. Towards a theory of contineantal species diversities: Bird distributions over Mediterranean habitat gradients. // Cody ML, Diamond JM, eds. Ecology and Evolution of Communities. Cambridge: Belknap Press: 214-257.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.
- Daniel WU, Ted AB. 2007. Monitoring with a modified robel pole on meadows in the central black hills of South Dakota. *Western North American Naturalist*, **67**: 46-50.
- Huston M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, **113**: 81-101.
- Ives AR, Carpenter SR. 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science*, **317**: 58-62.
- Lakhdar B, Daniel WU, Greg S, et al. 2000. Protocol for monitoring standing crop in grasslands using visual obstruction. *Journal of Range Management*, **53**: 627-633.
- Margalef R. 1958. Information theory in ecology. *General Systems*, **3**: 36-71.
- Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth WK. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, **132**: 87-106.
- Pielou EC. 1975. Ecological Diversity. New York: John Wiley & Sons Inc.
- West NE. 1993. Biodiversity of rangelands. *Journal of Rangeland Management*, **46**: 2-13.
- Whittaker RH. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains of California. *Ecological Monographs*, **30**:279-338.
- Wolda H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, **50**:296-302.

作者简介 王明君,男,1981年生,博士后,讲师。主要从事草地生态与管理方面的研究与教学工作。E-mail: nmjwangmj@163.com
责任编辑 刘丽娟