

宁夏盐池县人工封育区植物群落的 β 多样性

郝智如, 侯瑞萍, 张克斌, 王 晓

(北京林业大学 水土保持和荒漠化防治教育部重点实验室, 北京 100083)

摘 要: 根据4个样地40个样方资料,应用二元属性数据和数量数据对宁夏盐池县人工封育区植物群落的 β 多样性进行了测度。结果表明:(1)Cody指数(β_C),以及由群落相似性指数Jaccard指数(C_J)和Sorensen指数(C_S)得到的多样性指数(β_{CJ} 和 β_{CS}),在反映群落随时间梯度变化方面趋于一致,较好地反映了不同生境梯度上群落的差异。(2)数量数据测度方法中,以相对盖度和重要值为指标的测度结果更为合理。(3)根据数量数据Morisita—Horn指数测度的结果,长期的封育不利于植物群落的演替,使群落更易受到环境的影响。

关键词: 人工封育; β 多样性; 植物群落; 测度

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2014)03-0257-05

中图分类号: Q948

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2014.03.051

β Diversity of Plant Community in Artificial Fencing Area of Yanchi County in Ningxia Hui Autonomous Region

HAO Zhi-ru, HOU Rui-ping, ZHANG Ke-bin, WANG Xiao

(Key Laboratory of Soil and Water Conservation and

Desertification Combating, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: Based on the data collected from 40 plots in 4 sampling areas, the β diversities of plant community in artificial fencing area in Yanchi County were measured by applying binary and numerical data. Results show that: (1) Cody index(β_C), as well as β_{CJ} and β_{CS} derived from Jaccard and Sorensen similarity indexes (C_J and C_S), are able to reflect the community changes as the time gradient. (2) In the numerical data measure methods, to measure with the relative coverage and importance value as an index, the result is more reasonable. (3) According to the results of Morisita—Horn index for the numerical data, the long-term cultivating is not conducive to plant community succession, which makes the communities more vulnerable to environment impacts.

Keywords: artificial fencing; β diversity; plant community; measurement

生物多样性一直是生态学研究中的重点和热点。中国在生物多样性前期的研究中主要是针对生物丰富度较高的森林生态系统,2000年以后针对干旱—半干旱区的荒漠化和草地生态系统的生物多样性研究不断增多。汪诗平^[1]研究了不同放牧率对内蒙古冷蒿草原植物多样性的影响,江小蕾等^[2]对不同干扰类型对高寒草甸群落结构和植物多样性的影响进行了研究,杨殿林等^[3]研究了不同放牧强度对贝加尔针茅草原群落植物多样性和生产力的影响,陈荣毅等^[4]研究了干旱区生物土壤结皮对种子植物多样性的影响,刘建等^[5]研究了封育对沙化草地植被及土壤特征的影响。

β 多样性是生物多样性的重要内容,它是指物种沿着群落内或群落间某一环境梯度的替代程度或变化速率。 β 多样性的研究可以揭示生境被物种分割的程度或比较不同地段的生境多样性。 β 多样性研究也可以为分析某一扰动因素及其强度对群落多样性的干扰程度提供有价值的信息^[6-7]。国外针对 β 多样性的研究主要集中在森林生态系统,并且是在空间尺度上的研究。Fernandez—Palacios等^[8]对加那利Canary群岛Tenerife山的 β 多样性进行了研究,认为 β 多样性在迎风坡与海拔呈微弱的负相关关系,而在背风坡分布不明显。Odland等^[9]在挪威Aurland的研究表明,物种的更替速率在低海拔变化不大,而

收稿日期:2013-10-31

修回日期:2013-11-18

资助项目:国家自然科学基金项目“半荒漠湿地植被群落时空分布特征研究”(30771764);国家林业局荒漠化定位监测项目“盐池荒漠化定位监测”(660550)

作者简介:郝智如(1989—),女(汉族),山西省太原市人,硕士研究生,研究方向为水土保持与荒漠化防治。E-mail: haozhiru891121@126.com。

通信作者:张克斌(1957—),男(汉族),陕西省咸阳市人,博士,教授,博士生导师,主要从事荒漠化监测与防治研究工作。E-mail: ctecd@126.com。

在高海拔地区随着海拔升高急剧上升^[9]。国内目前针对干旱—半干旱区植被群落 β 多样性的研究并不深入,尤其是并未系统的分析比较各种 β 多样性的测度方法在荒漠化地区的应用,而且并未在时间尺度上对 β 多样性进行全面的分析。因此,本文从 β 多样性的研究入手,分析了宁夏盐池人工封育区 2008—2012 年的 β 多样性,旨在为人工封育区的草场管理提供合理性建议。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

盐池县位于宁夏东部,东经 $106^{\circ}30'—107^{\circ}41'$,北纬 $37^{\circ}04'—38^{\circ}10'$ 。盐池县北与毛乌素沙地相连,南靠黄土高原,在地理位置上属于一个典型的过渡地带。自南向北地形上是从黄土高原向鄂尔多斯台地(沙地)过渡地带,在气候上是从半干旱区向干旱区的过渡地带,在植被上是从干草原向荒漠的过渡地带,在资源利用上是从农区向牧区的过渡地带。

盐池县属于典型中温带大陆性气候。年均气温为 8.1°C 。年均无霜期为 165 d;年降水仅为 250~350 mm,从南向北,从东南向西北递减。土壤类型以灰钙土为主。其次是黑垆土和风沙土,此外有黄土、少量的盐土、白浆土等。盐池县植被在区系上属于亚欧草原区亚洲中部亚区,中国中部草原区的过渡带。植被类型有灌丛、草原、草甸、沙地植被和荒漠化草原植被。其中灌丛、草原、沙地植被数量较大,分布也广。盐池县内没有天然森林,只有少量人工林、乔木林和面积灌木林,其中包括北沙柳(*Salix psammophila*)灌丛,小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)灌丛。草原分干草原和荒漠草原,典型草原包括大针茅(*Stipa grandis*)、长芒草(*Stipa bungeana*)、冰草(*Agropyron cristatum*)、百里香(*Thymus mongolicus*)等类型,群落中常见植物种类以旱生和中旱生类型为主。荒漠化草原植被包括川青锦鸡儿(*Caragana tibetica*)。猫头刺(*Oxytropis aciphylla*)、西伯利亚白刺(*Nitraria sibirica*)和盐爪爪(*Kalidium foliatum*)^[10]。

1.2 数据来源

1.2.1 样地布设 结合国家荒漠化定位监测项目,依据当地主要土地利用类型和主要荒漠化治理工程种类,选择有代表性的地段,分别设置固定样地,采用 GPS 定位,进行定位监测。研究区域选在盐池县的鄂尔多斯缓坡丘陵区,毛乌素沙地西南缘的柳杨堡乡人工封育区,距离盐池县城 20 km。对研究区样地进行

划分,即核心区(E)、边缘区(E_1)、外围区(E_2)和对照区($E_{\text{东}}$),其地理位置分别为:核心区,东经 $107^{\circ}24'15''$,北纬 $37^{\circ}50'44''$;边缘区,东经 $107^{\circ}24'04''$,北纬 $37^{\circ}50'45''$;外围区,东经 $107^{\circ}23'47''$,北纬 $37^{\circ}50'47''$;对照区,东经 $107^{\circ}24'09''$,北纬 $37^{\circ}50'12''$ 。核心区始于 1991 年第一批全国防沙治沙试验示范区,采用铁丝网围栏,完全排除野生动物和家畜的采食;边缘区从 2002 年以来采用围栏封育措施;外围区从 2002 年以来也采用了封育,但还是受到了一些人为干扰和放牧的影响;对照区从 2002 年全县禁牧开始也进行了封育,但由于缺乏人工看护,受人为和放牧影响较大。4 种处理方式在一条直线上,相距不远,因此,其自然条件也基本相同。表 1 为各样地基本情况。

表 1 各样地基本情况

样方	封育年份	放牧及人为影响
E	1991	无
E_1	2002	无
E_2	2002	轻微
$E_{\text{东}}$	2002	严重

注:E:核心区; E_1 :边缘区; E_2 :外围区; $E_{\text{东}}$:对照区。下同。

1.2.2 取样方法 从 E 开始沿着样带方向随机布设 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$ 的样方, E, E_1 , E_2 , $E_{\text{东}}$ 各布设 10 个样方。共 40 个样方。调查内容包括植物名称、植物种数、株数、盖度、高度、生物量等。

1.3 测度方法

根据调查数据的属性不同, β 多样性的测度方法可以分为两类,即二元属性数据测度法和数量数据测度法。

1.3.1 二元属性数据测度方法^[11]

(1) Whittaker 提出的 β 多样性指数。

$$\beta_w = S/\bar{\alpha} - 1 \quad (1)$$

式中: β_w ——Whittaker 指数; S ——所研究系统记载的所有物种数目; $\bar{\alpha}$ ——各样方或样本的平均物种数。

(2) Cody 提出的 β 多样性指数。

$$\beta_c = [g(H) + l(H)]/2 \quad (2)$$

式中: β_c ——Cody 指数; $g(H)$ ——沿生境梯度 H 增加的物种数目; $l(H)$ ——沿生境梯度 H 减少的物种数目,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。

(3) Routledge 指数。

$$\beta_R = (S^2 / (2r + S)) - 1 \quad (3)$$

式中: β_R ——Routledge 指数; S ——所研究系统中的

物种总数; r ——分布重叠的物种对数。

(4) 群落的相似性系数及其变形。在众多相似性系数中,应用最广,效果最好的是早期提出的 Jaccard 指数和 Sorenson 指数。

$$C_j = \frac{j}{a+b-j} \tag{4}$$

$$C_s = \frac{2j}{a+b} \tag{5}$$

式中: C_j ——Jaccard 指数; C_s ——Sorenson 指数; j ——两个群落或样地共有种数; a, b ——样地 A 和样地 B 的物种数。下同。

$$\beta_{CJ} = 1 - C_j \tag{6}$$

$$\beta_{CS} = 1 - C_s \tag{7}$$

式中: β_{CJ} ——由 Jaccard 指数得到的 β 多样性指数; β_{CS} ——由 Sorenson 指数得到的 β 多样性指数。

1.3.2 数量数据测度方法^[12] 二元属性数据 β 多样性测度方法的计算简便,但若不考虑每一物种的个体数量或者相对多度,必然会过高估计稀疏种的作用,从而导致不合理的结论,为此,生态学家试图利用数量数据测度 β 多样性。

$$C_N = 2j_N / (a_N + b_N) \tag{8}$$

式中: C_N ——Bray—Curtis 指数; a_N ——样地 A 的物种数目; b_N ——样地 B 的物种数目; j_N ——样地 A (j_{Na}) 和 B (j_{Nb}) 共有种中个体数目较小者之和,即 $j_N = \sum \min(j_{Na} + j_{Nb})$ 。下同。

$$C_{MH} = 2 \sum (a_{ni} \cdot b_{ni}) / (d_a + d_b) a_N \cdot b_N \tag{9}$$

式中: C_{MH} ——Morisita—Horn 指数; a_{ni}, b_{ni} ——样地 A 和样地 B 中第 i 种的个体数目, $d_a = \sum a_{ni}^2 / a_N^2$, $d_b = \sum b_{ni}^2 / b_N^2$ 。

由于群落中的其他信息,如盖度、生物量、重要值等更能反映群落本质的特征,所以上述数量数据测度方法中的个体数可以由这些指标代替。本文选用了个体数、相对盖度和重要值对调查的样地进行了 β 多样性测度。

2 结果与分析

2.1 β 多样性的二元属性数据指标的测度

β 多样性的二元属性数据指标的测度结果能够反映群落的差异。表 2 为各样地相邻年间 β 多样性二元属性数据测度结果。从表 2 中,选择样地 E 和样地 E_1 为例作图得图 1—2。

由图 1—2 可知,随着时间的增长,4 种指数均成上升趋势。图 2 中的曲线较图 1 中的平缓,说明样地 E_1 物种更新速率较 E 缓慢。样地 E 与 E_1 均为完全封育,排除了人为干扰和放牧的影响。样地 E 从

1991 年开始封育,样地 E_1 从 2002 年开始封育,可见,长时间的封育并不有利于群落趋于稳定,反而会使群落对自然条件的变化变得敏感。

表 2 各样地相邻年间 β 多样性的二元属性数据测度结果

测度方法	样方	2008 年与 2009 年	2009 年与 2010 年	2010 年与 2011 年	2011 年与 2012 年
β_C	E	5.500	6.500	6.500	9.500
	E_1	5.000	5.500	6.500	7.000
	E_2	2.500	5.500	6.000	6.000
	$E_{东}$	4.500	5.000	3.000	2.500
β_{CJ}	E	0.478	0.591	0.500	0.633
	E_1	0.588	0.550	0.542	0.583
	E_2	0.455	0.611	0.571	0.522
	$E_{东}$	0.450	0.435	0.250	0.261
β_{CS}	E	0.314	0.419	0.333	0.463
	E_1	0.417	0.379	0.371	0.412
	E_2	0.294	0.440	0.400	0.353
	$E_{东}$	0.290	0.278	0.143	0.150
β_R	E	10.255	11.100	11.755	16.308
	E_1	8.323	9.526	11.522	12.091
	E_2	4.261	9.125	10.308	10.756
	$E_{东}$	8.524	9.796	8.600	7.643

注: β_C 为 Cody 指数; β_{CJ} 和 β_{CS} 为群落相异性指数; β_R 为 Routledge 指数。

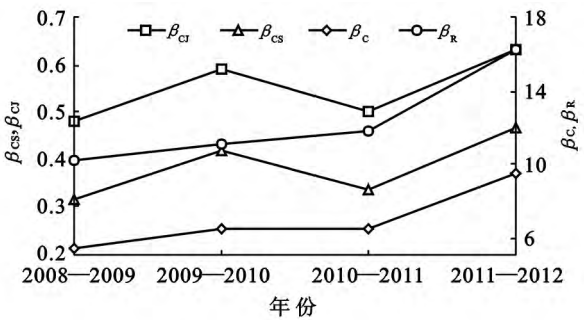


图 1 样地 E 相邻年间 β 多样性指数的二元属性测度结果

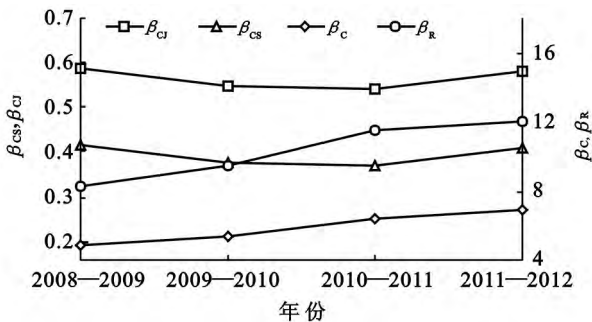


图 2 样地 E_1 相邻年间 β 多样性指数的二元属性测度结果

2.2 β 多样性的数量数据指标的测度

数量数据是群落多样性测度的重要指标。最初人们选用个体数对群落的多样性进行测度,但这无疑

会夸大体型小但个体数目大的物种在群落中的作用。因此本文借鉴 α 多样性的测度方法,除个体数外,还选用相对盖度和重要值作为测度指标,由于 Bray—Curtis 指数和 Morisita—Horn 指数均为相似性指数,故用 1 减去相应的相似性指数得到相异性测度(β 多样性测度),其结果如表 3 所示。并用 SPSS 18.0 软件对表 3 中各指数进行相似性分析,结果如表 4 所示。

由表 4 可知,由 Bray—Curtis 指数和 Morisita—Horn 指数得到的 β 多样性指数,不论是选择个体数,还是相对盖度,或者是重要值为测度指标,它们两者之间都具有极好的相似性(相关系数达到 0.01 水平),其表示的结果是一致的。由表 4 还可知: β_{CN_1} 与 β_{CN_2} 、 β_{CN_3} 之间, β_{CMH_1} 与 β_{CMH_2} 之间并不具有相似性,而 β_{CN_2} 与 β_{CN_3} 、 β_{CMH_2} 与 β_{CMH_3} 之间的相似性却是及其显著的。这说明不同数据指标对 β 多样性的测度结果是有影响的,尤其是以个体数为测度指标的结果与以相对盖度和重要值为测度指标的结果存在明显的差异性,而后两者间的相似性却极其显著,这是由于个体数量并不能真实反映群落的实际情况,而由相对盖度和重要值作为测度指标时,可以更真实的反应群落的情况。以相对盖度和重要值为测度指标得到的 β 多样性极好的相似性说明相对盖度和重要值在盐池人工封育区 β 多样性研究中,都是很好的测度指标,其结果是一致的。从表 4 中也可以看出,随着时间的增加,各样地 β 多样性呈上升的总趋势。

2.3 不同属性数据的 β 多样性测度结果比较

用 SPSS 18.0 对表 2 中各二元属性测度指标进行相似性分析,其结果如表 5 所示。

表 3 各样地相邻年间 β 多样性的数量数据测度结果

测度方法	样方	2008 年 与 2009 年	2009 年 与 2010 年	2010 年 与 2011 年	2011 年 与 2012 年
β_{CN_1}	E	0.257	0.307	0.411	0.433
	E ₁	0.674	0.375	0.378	0.563
	E ₂	0.816	0.655	0.452	0.506
	E _东	0.496	0.615	0.587	0.639
β_{CMH_1}	E	0.047	0.052	0.367	0.273
	E ₁	0.117	0.192	0.177	0.426
	E ₂	0.861	0.409	0.239	0.287
	E _东	0.257	0.708	0.488	0.537
β_{CN_2}	E	0.455	0.226	0.478	0.695
	E ₁	0.205	0.297	0.229	0.330
	E ₂	0.382	0.243	0.190	0.554
	E _东	0.622	0.558	0.388	0.479
β_{CMH_2}	E	0.275	0.048	0.153	0.798
	E ₁	0.100	0.182	0.065	0.087
	E ₂	0.252	0.107	0.057	0.332
	E _东	0.583	0.594	0.226	0.314
β_{CN_3}	E	0.323	0.173	0.345	0.393
	E ₁	0.128	0.222	0.161	0.273
	E ₂	0.394	0.287	0.129	0.396
	E _东	0.431	0.426	0.323	0.387
β_{CMH_3}	E	0.131	0.042	0.283	0.394
	E ₁	0.031	0.129	0.039	0.124
	E ₂	0.304	0.165	0.034	0.228
	E _东	0.356	0.514	0.191	0.361

注: CN_1 和 CMH_1 为个体数测度结果; CN_2 和 CMH_2 为相对盖度测度结果; CN_3 和 CMH_3 为重要值测度结果。下同。

表 4 各数量数据测度指标相似性结果

β_{CN}				β_{CMH}			β_{CN} 与 β_{CMH} 相似性	
测度方法	β_{CN_1}	β_{CN_2}	β_{CN_3}	测度方法	β_{CMH_1}	β_{CMH_2}	β_{CMH_3}	指标 相似性
β_{CN_1}	1.000	-0.006	0.284	β_{CMH_1}	1.000	0.237	0.630**	β_{CN_1} 与 β_{CMH_1} 0.808**
β_{CN_2}	—	1.000	0.891**	β_{CMH_2}	—	1.000	0.850**	β_{CN_2} 与 β_{CMH_2} 0.905**
β_{CN_3}	—	—	1.000	β_{CMH_3}	—	—	1.000	β_{CN_3} 与 β_{CMH_3} 0.757**

注: ** 表示在 0.01 水平上显著相关。

表 5 各二元属性测度指标相似性结果

测度指标	β_C	β_{CI}	β_{CS}	β_R
β_C	1.000	0.781**	0.790**	0.931**
β_{CI}	—	1.000	0.997**	0.508*
β_{CS}	—	—	1.000	0.529*
β_R	—	—	—	1.000

注: ** 表示在 0.01 水平上显著相关; * 表示在 0.05 水平上显著相关。

由表 5 可以看出,4 种指标之间均有很好的相似性,尤其是 Cody 指数, Jaccard 指数和 Sorenson 三者之间的相关系数达到了 0.01 的水平,说明 Cody 指数与 Jaccard 指数, Cody 指数与 Sorenson 指数, Jaccard 指数与 Sorenson 指数之间的相似性是极其显著的,因此这 3 个指数表示的 β 多样性结果是一致的。根据上述结论,故选用二元属性数据测度中的 β_{CS} 和数量数据测度中 β_{CMH_3} 为例作图,如图 3—4 所示。

比较图3和图4,可以发现4条曲线总体均呈上升趋势,且图3中各样地的变化趋势比图4中平缓。这是由于二元属性数据仅对物种的存在与否进行测度,其测度结果对反映群落的变化,尤其是人为干扰对群落的影响并不敏感,因此其结果与时间梯度的变化比较一致。然而数量属性数据在对物种存在与否进行测度的同时,还对物种的其他属性,如相对盖度、重要值等进行测度,所以对环境变化,尤其是人类活动所引起的群落变化相当敏感。图4中波动最为明显的是样地E_东说明了这个问题。但图4中样地E的波动也非常明显,样地E从1991年起开始完全封育,虽然没有放牧和人为的影响,但长期的封育使得地表结皮增厚,使得群落对环境的变化,如降水更为敏感,因此,长期的封育并不有利于草场群落的稳定,反而会促使生境破碎化。

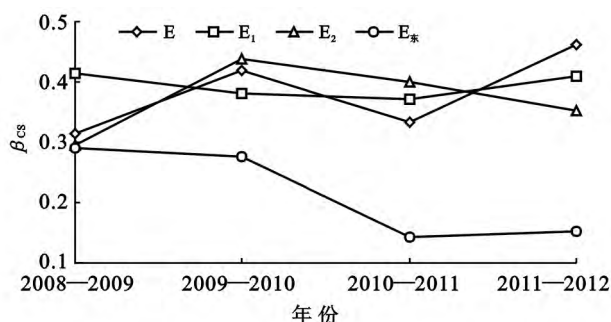


图3 各样地相邻年间 β 多样性二元属性数据测度结果

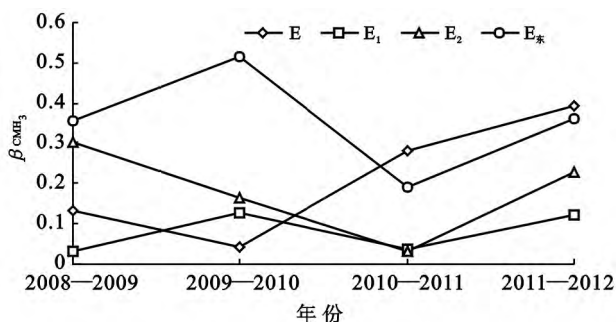


图4 各样地相邻年间 β 多样性数量数据测度结果

3 结论

(1) 比较样地E相邻年间 β 多样性指数的二元属性测度结果,Cody指数以及由Jaccard指数和Sorenson指数得到的 β_{CS} 和 β_{CJ} 指数变化趋势非常相近,说明3种 β 多样性测度方法生态学意义明显,有较高的实用价值,但从操作方便,计算简单等方面考虑,应首先选择 β_{CS} 指数进行 β 多样性测度。

(2) β 多样性测度方法可以分为两种,即二元属性数据测度方法和数量数据测度方法。在数量数据测度方法中,为了避免选用个体数为测度指标而造成

较大的误差,可以用相对盖度和重要值代替个体数进行测度,并能够得到较为合理的结果,且两种指标的测度结果相似性极好。

(3) 结果表明,群落组成成分在个体数、相对盖度、重要值等方面特征的变化较物种是否在群落中消失这一特征的变化更为敏感。

(4) 长期的完全封育并不利于群落的演替。根据草地生态系统的可持续性原理,草地围封不应是无限期的,封育期过长,不但不利于牧草的正常生长和发育,反而枯草会抑制植物的再生和幼苗的形成,不利于草地的繁殖更新。因此,草地围封一段时间后,应进行适当利用,使草地生态系统的能量流动和物质循环保持良性状态,进而保持草地生态系统平衡。已有研究表明,适当的放牧有利于保持草地群落较高的生物多样性^[13-14]。因此,封育时间的长短,应根据草地退化程度和草地恢复状况而定^[15-17]。

[参考文献]

- [1] 汪诗平. 不同放牧率下绵羊的食性及食物多样性与草地植物多样性间的关系[J]. 生态学报, 2001, 21(2): 237-243.
- [2] 江小蕾, 张卫国, 杨振宇, 等. 不同干扰类型对高寒草甸群落结构和植物多样性的影响[J]. 西北植物学报, 2003, 23(9): 1479-1485.
- [3] 杨殿林, 韩国栋, 胡跃高, 等. 放牧对贝加尔针茅草原群落植物多样性和生产力的影响[J]. 生态学杂志, 2006, 25(12): 1470-1475.
- [4] 陈荣毅, 魏文寿, 张元明, 等. 干旱区生物土壤结皮对种子植物多样性的影响[J]. 中国沙漠, 2008, 28(5): 868-873.
- [5] 刘建, 张克斌, 程中秋, 等. 围栏封育对沙化草地植被及土壤特性的影响[J]. 水土保持通报, 2011, 31(4): 180-184.
- [6] 王献浦, 刘玉凯. 生物多样性的理论与实践[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1994.
- [7] Magurran A E. Ecological diversity and its measurements[M]. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- [8] Fernandez-Palacios J M, de Nicolas J P. Altitudinal pattern of vegetation variation on Tenerife[J]. Journal of Vegetation Science, 1995, 6(2): 183-190.
- [9] Odland A, Birks H J B. The altitudinal gradient of vascular plant richness in Aurland Norway[J]. Ecography, 1999, 22(5): 548-566.
- [10] 张克斌, 李瑞, 侯瑞萍, 等. 宁夏盐池县不同荒漠化治理措施植物多样性研究[J]. 中国水土保持科学, 2004, 2(4): 66-72.
- [11] Magurran A E. Diversity in Space (and Time) [M] // Magurran A E. Measuring Biological Diversity. Oxford: Blackwell, 2004: 167-176.

(下转第299页)

为9.56%。可见,汾河流域存在着不可持续的农业生产活动,致使土地理化性质退化严重,直接影响汾河流域的生态安全和粮食安全。

(3) 汾河流域土地退化给居民生活带来了危害。2010年汾河流域土地退化经济损失的人均负荷值为290.08元/人,其中,上游、中游、下游的人均负荷值分别为535.42,215.35,165.55元/人。汾河流域土地退化人均负荷值占农村人均纯收入的比值,上游为7.60%,中游为5.90%,下游为5.10%,贫困人口分布区与土地退化严重区的分布具有高度的一致性,因此土地退化阻碍着贫困人口增收致富的步伐。

4 讨论

(1) 近年来,在国内有关生态损益的评估成果众多,但目前仍未形成标准化的评价理论和指标体系。我国应该在完善生态损益评估指标体系的基础上,建立土地退化经济损失的评价指标体系。本研究结合汾河流域的特点及其土地退化的现状,初步估算了2010年汾河流域土地退化造成的土体、养分、耕地、草地等方面的经济损失,取得了值得信赖的研究结果,希望能为同类研究提供参考,并够引起政府有关部门的重视。

(2) 受调查时间、资料获取、研究条件等方面的制约,本研究主要估算了2010年汾河流域土地退化的经济损失,尚缺乏时间序列上的计量和比较。此外,国内相关研究估算结果基于研究范围、估算方法、选取指标等不同,不具有很强的可比性,其计算结果的科学性与精确度还有待于进一步发现与研究。

5 结论

(1) 采用生态经济损益核算方法分别估算了

2010年汾河流域水土流失、沙漠化、盐渍化的经济损失,三者合计经济损失高达 3.83×10^9 元,约占GDP的0.77%(上游占1.45%),上游地区影响着太原市乃至山西省的生态安全,是土地退化的重点治理区。

(2) 2010年汾河流域土地退化损失值占第一产业产值的14.58%,汾河流域的农业发展在某种程度上是以土地退化为代价换来的,土地退化给汾河流域的可持续发展能力带来了深刻影响。

(3) 2010年汾河流域土地退化经济损失的人均负荷值为290.08元/人,汾河上游地区的人均负荷值占农村人均纯收入的7.60%,严重制约着贫困地区人民的脱贫致富。

[参 考 文 献]

- [1] 唐灿,孟晖. 河西走廊地区土地荒漠化问题分析[J]. 中国地质灾害与防治学报,1999,10(4):47-55.
- [2] 范庆安,庞春花,张峰. 汾河流域湿地退化特征及恢复对策[J]. 水土保持通报,2008,28(5):192-194.
- [3] 张金屯,梁嘉骅. 山西生态环境损失分析及对策[J]. 中国软科学,2001,15(5):85-94.
- [4] 马国霞,石敏俊,赵学涛,等. 中国北方地区沙漠化造成经济损失的货币评价[J]. 中国沙漠,2008,28(4):627-633.
- [5] 马国霞,石敏俊,李玫. 中国水土流失经济损失的货币化评价[J]. 中国人口·资源与环境,2009,19(1):162-168.
- [6] 薛占金,秦作栋,孟宪文. 晋北地区土地沙漠化经济损失初步研究[J]. 干旱区资源与环境,2012,26(4):24-29.
- [7] 山西省统计局,国家统计局山西调查总队. 山西统计年鉴(2011)[M]. 北京:中国统计出版社,2011.
- [8] 李国栋. 浅议汾河入黄段河势变迁及影响[J]. 科技情报开发与经济,2004,14(4):210-212.
- [9] 马义娟,苏志珠. 山西省土地沙漠化现状及发展趋势研究[J]. 水土保持学报,2003,17(6):81-84.

(上接第261页)

- [12] 高贤明,马克平,黄建辉,等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究[J]. 生态学报,1998,18(1):24-32.
- [13] 祁彪,张德罡,丁玲玲,等. 退化高寒干旱草地植物群落多样性特征[J]. 甘肃农业大学学报,2005,40(5):626-631.
- [14] Collins S L. Interaction of disturbance in tallgrass prairie: a field experiment[J]. Ecology, 1987, 68(5): 1243-1250.
- [15] 郑翠玲,曹子龙,王贤,等. 围栏封育在呼伦贝尔沙化草地植被恢复中的作用[J]. 中国水土保持科学,2005, 3(3):78-81.
- [16] 程积民,邹厚远,本江昭夫. 黄土高原草地合理利用与草地植被演替过程的试验研究[J]. 草业学报,1995, 4(4):17-22.
- [17] 程积民,邹厚远. 封育刈割放牧对草地植被的影响[J]. 水土保持研究,1998,5(1):36-54.