

鄂尔多斯高原梁地退化草场两种典型群落 土壤养分空间变异分析

杨晓晖¹, 贾宝全¹, 蔡体久², 李国旗³

(1. 中国林业科学研究院 林业研究所, 国家林业局 林木培育重点实验室, 北京, 100091;

2. 东北林业大学 林学院, 黑龙江 哈尔滨 150040; 3. 宁夏大学 生命科学学院, 宁夏 银川 750021)

摘要: 在土地荒漠化过程中, 植被群落的变化是与土壤养分的空间变异密切相关的。本文以鄂尔多斯高原梁地退化草场为研究对象, 采用地统计学的分析方法对本氏针茅群落和牛心朴子群落中小尺度土壤养分空间变异规律进行了分析。结果表明, 尽管在退化过程中没有灌木的侵入, 但在两种典型群落中均存在着肥力岛的分布, 其形成及发展的机制并非灌木侵入, 而是由于植被覆盖的破坏导致土壤侵蚀加剧的结果, 因此灌木的侵入并不能作为鄂尔多斯高原梁地草场退化的评价指标。同时也证明了多变量指标克里格法在土地养分状况的综合评价中应用的可行性。

关键词: 多变量指标克里格法; 梁地草场; 土壤养分; 肥力岛; 荒漠化过程

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2007)05-0011-06

中图分类号: S812.2

Spatial Variations of Soil Nutrients During Hilly Rangeland Desertification in the Ordos Plateau

YANG Xiao-hui¹, JIA Bao-quan¹, CAI Ti-jiu², LI Guo-qi³

(1. Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Key Laboratory of Tree Breeding and

Cultivation, State Forestry Administration, Beijing 10091, China; 2. Forestry College, Northeast Forestry University,

Harbin, Heilongjiang 150040, China; 3. College of Life Sciences, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China)

Abstract: During desertification processes, change of plant community is closely related to spatial variation of soil nutrients. This research, conducted in a degraded hilly rangeland in the Ordos Plateau, aims to investigate spatial variation of soil nutrients for *Stipa bungeana* and *Cynanchum komarovii* communities at small scale using geostatistics methods. Results show that in spite of absence of shrub encroachment, fertile islands are distributed in two typical communities. Their development is not resulted from shrub encroachment, but from accelerated soil erosion due to vegetation damage. Hence, shrub encroachment cannot be considered as an assessment indicator of rangeland degradation. Multiple variable indicator Kriging method is also proved to be an alternative for integrated evaluation of soil nutrients.

Keywords: multiple variable indicator Kriging (MVIK); hilly rangeland; soil nutrients; desertification process

土地荒漠化是指包括气候变异和人为活动在内的多种因素引起的干旱、半干旱和亚湿润干旱区的土地退化^[1], 它既是一种土地退化过程, 也是土地退化的最终结果^[2]。就天然或半天然植被群落而言, 土地荒漠化最为直接的特征之一是植被群落组成和结构的变化以及植被盖度的变化, 而荒漠化的最终结果是导致土壤养分的流失, 进而造成土地生产力、可持续

性和环境质量的下降^[3]。通常情况下, 植被群落组成及其盖度的变化被选做评价土地荒漠化最为直观和简化的指标^[4], 对以草本为优势植物种的草场类型而言, 灌木的侵入常被作为草场退化的指示性指标^[5], 而灌木引起的中尺度的土壤空间异质性也被作为土地荒漠化评价的重要指标之一, 这种空间异质性的最为显著的特征就是“肥力岛”的发生和发展^[6-8]。

收稿日期: 2006-10-13 修回日期: 2007-04-16

资助项目: 国家“十五”科技攻关项目(2005BA517A04); 国家自然科学基金(30571529; 30671722)

作者简介: 杨晓晖(1968—), 男(汉族), 内蒙古赤峰市人, 博士, 研究员, 研究方向为景观生态学及荒漠化防治。E-mail: yangxh@caf.ac.cn.

通讯作者: 贾宝全(1964—), 男(汉族), 博士, 研究员, 主要从事绿洲, 荒漠化及景观生态领域的研究工作。E-mail: jiabq@forestry.ac.cn.

鄂尔多斯高原是一个十分独特的地理单元^[9],其严重的土地荒漠化问题已引起了众多学者的关注,有关鄂尔多斯高原土地荒漠化过程的研究也已经深入开展^[10-12],其中植被群落的演替被看作是荒漠化过程最为直接的反映。例如杨宝珍等(1994)提出沙地主要建群种油蒿(*Artemisia ordosica*)在流动沙丘旺盛生长,并随着沙丘的逐步固定而大量枯死,从而被其它物种如本氏针茅(*Stipa bungeana*)所代替。反之,随着沙丘流动度加大,可能被牛心朴子(*Cynanchum komarovii*)侵入,向荒漠化方向发展^[13]。王庆锁等(1997)研究表明,沙地荒漠化过程正向演替趋势为本氏针茅群落—油蒿群落—牛心朴子群落。本氏针茅群落是荒漠草原的地带性植被,但由于过度的人为活动,在鄂尔多斯高原多为油蒿群落所代替,形成以油蒿为建群种的非地带性植被群落,进而为牛心朴子所取代,从而标志着荒漠化过程发展到最后阶段^[14]。程晓莉等(2001,2003)则参照以往的研究结果,选择本氏针茅群落、本氏针茅+枯油蒿群落、本氏针茅+油蒿群落、油蒿群落、油蒿+牛心朴子群落和牛心朴子群落6个演替阶段作为鄂尔多斯高原荒漠化过程的典型群落加以研究^[15-16]。然而鄂尔多斯高原特别是毛乌素沙地的地形地貌是梁滩相间,其中梁地草场是这一区域比较典型的植被类型,而其荒漠化过程中植被的演替与上述沙地草场不尽相同,那么在其各阶段中土壤的变化也可能与上述研究结果有所差异。本研究以硬梁草场为研究区域,选择本氏针茅群落和牛心朴子群落为研究对象,采用多变量指标克里格法计算两个群落中小尺度土壤养分的空间差异,分析了荒漠化过程中土壤养分的变化规律,探讨了多变量指标克里格法在荒漠化评价过程中应用的可能性,进而为荒漠化监测与评价提供依据。

1 研究区概况

实验区选在中国科学院鄂尔多斯沙地草地生态实验站附近平坦硬梁地上。该站位于鄂尔多斯高原南部毛乌素沙漠区的东北部,即39°02'N,109°51'E,海拔1355 m,属干旱和半干旱区过渡地带。年降水量380~400 mm,年均日照3011 h,太阳辐射377 J/cm²,平均气温6.2℃,全年≥10℃积温2754℃,无霜期137~154 d。该站及其周边地区的地形地貌比较复杂,梁地、块状沙地与低湿滩地相间分布^[13]。

由于放牧强度的不同,选择的梁地东部为以针茅为优势种的针茅群落,而西部则为以牛心朴子为优势种的牛心朴子群落,其中针茅群落为梁地草场上的地

带性植被,在本研究中我们假定为退化程度较轻的群落,牛心朴子为多年生旱生沙生草本植物,茎直立,多数丛生,不分枝或上部稍分枝。生于荒漠草原带及荒漠带的半固定沙丘、沙质平原、干河床。牛心朴子是在沙化进程中,适应其环境而保存下来的沙漠生态型植物,是土地严重沙质荒漠化的指标植物之一,也是草原逆行演替过程最后阶段的指标种^[17],因此本研究假定该群落为退化程度较重的梁地草场类型。

2 取样及研究方法

我们于2000年8月在研究区选择了相邻的两个2 m×2 m的小样方,两个样方分别为针茅群落和牛心朴子群落用以代表梁地草场的不同退化阶段,每个样方被分为64个25 cm×25 cm的栅格,用高分辨率的数码相机从相同高度对每一个栅格进行垂直拍照,并在室内采用Photoshop软件对每一栅格的植被盖度进行计算(图1a,b)。土壤取样在每个栅格的中心点进行,取样深度为0—10 cm,为了分析牛心朴子的存在对土壤空间异质性的影响,该群落的取样采用嵌套式,即分别对64个栅格取样后,在牛心朴子根部12.5 cm处的东西南北4个方向再次分别取样。本次调查所选取的样方中共有6株牛心朴子存在,因此总取样数为88个,而针茅群落的取样数为64个,具体取样方法如图1c,d所示。

本研究采用Smith等(1993)提出的多变量指标克里格法(multiple variable indicator Kriging, MVIK)来综合比较两种典型群落中土壤养分的空间变异,该方法是对指标克里格法的一个简单扩展^[18]。指标克里格法(indicator Kriging)是一种常用的非参数地统计学(nonparametric geostatistics)方法,其特点是既不依赖于空间现象的平稳性,也不要求区域化变量(或经过转化的数据)服从正态分布,同时也不需要去除异常数据^[19-20]。

指标克里格法的计算采用GSLIB软件^[20],具体的计算公式如下:

$$I(x, z_k) = \begin{cases} 1 & Z_k(x) \leq Z_k \\ 0 & Z_k(x) > Z_k \end{cases}$$

$$\hat{\gamma}I(h, Z_k) = \frac{1}{2\rho(h)} \sum_{a=1}^{n(h)} \{i(x_a, Z_k) - i(x_a + h, Z_k)\}^2$$

式中: $I(x, z_k)$ ——第 k 个变量在 x 点上的指标值; $Z_k(x)$ ——第 k 个变量在 x 点上的测定值; Z_k ——第 k 个变量的临界值; x ——取样点数; k ——变量数; h ——样点间的距离; x_a ——第 a 点; A ——取样点数; $\rho(h)$ ——半方差值。

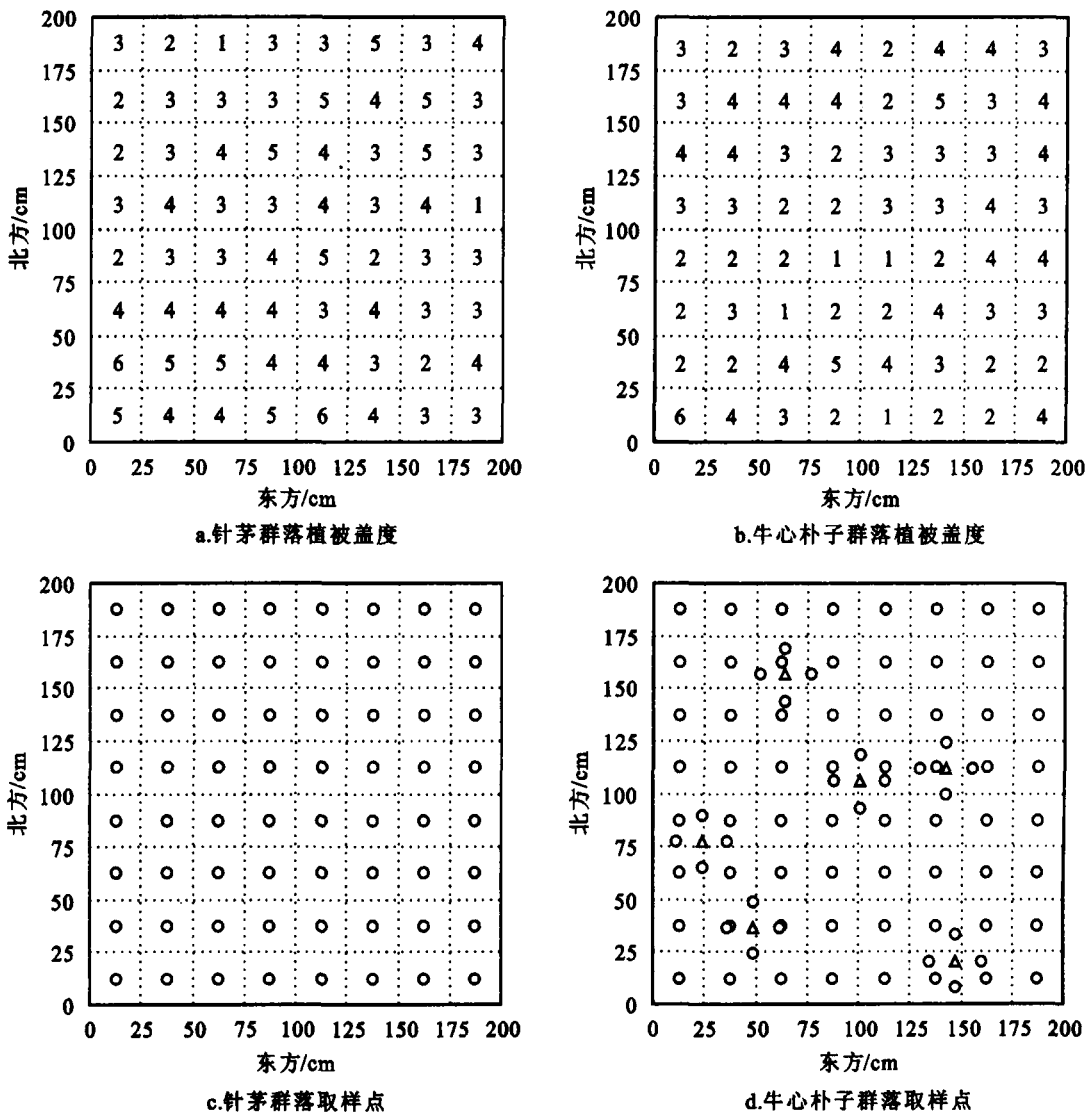


图 1 两种典型群落植被盖度及取样点空间分布示意图

图 a 和图 b 中数字表示植被盖度的大小。1: <10%, 2: 10%~20%, 3: 20%~30%, 4: 30%~40%, 5: 40%~50%, 6: >50%。图 c 和 d 中 O 为取样点, Δ 代表牛心朴子

多变量指标克里格法(MVIK)是对指标克里格法的一个简单扩展,该方法将几个单一的指标结合为一个综合指标,然后对这一指标进行分析,如果所有变量的值均大于各变量的临界值,即各变量经指标转换后均为 0,那么该综合指标的取值也为 0,如果部分或全部变量的值小于或等于相应的变量临界值,即部分或全部变量经指标转换后为 1,那么其对应的综合指标的取值则为 1^[18]。

本研究中选择速效氮(AN)、速效磷(AP)、速效钾(AK)和土壤有机质(SOC)作为评价土壤养分的指标,分析方法土壤速氮为碱解—扩散法,土壤速磷为 0.5 mol L⁻¹ NaHCO₃ 浸提—钼锑抗比色法,土壤速钾为 1 mol L⁻¹ NH₄OAc 浸提—火焰光度法,土壤有机质为铬酸氧还滴定的外热源法^[21],指标转换时各指标的临界值根据取样点的土壤类型典型剖面

数据确定^[22]。为了说明植被覆盖与土壤养分间的关系,我们对植被覆盖与各土壤养分因子间进行了 Spearman 相关分析。

3 结果分析

用来评价土壤养分 4 个指标的统计学特征值如表 1 所示。可以看出,就平均值而言针茅群落的有机质和速效氮大于牛心朴子群落,而速效磷和速效钾则小于牛心朴子群落,除速效钾以外,牛心朴子群落极值(最大值和最小值)间的差异远大于针茅群落,标准离差和样点变异的值也充分反映了这一关系,这从一定程度上说明了养分空间异质性的增大。尽管无法断言两个群落间各指标间存在着显著差异或这种差异具有明显的空间分布格局,但至少可以看出两个群落各指标存在着一定的规律性。

对 2 个群落的 4 个土壤养分因子指标转换前后的半方差分析结果如表 2 所示。就针茅群落而言, 指标转换前的土壤有机质、速效氮和速效磷的半方差模型均为球形, 其相关尺度分别为 54.0, 72.2 和 75.0, 而速效钾的半方差模型为指数型, 其相关尺度为 92.7, 指标转换后土壤有机质和速效磷的半方差模型变为指数型, 其相关尺度降至 2.4 和 3.3, 速效氮的半方差模型为球形, 其相关尺度为 39.5, 而速效钾的半方差模型则由指数型变为球形, 其相关尺度为

39.5, 相关尺度均有所降低。就牛心朴子群落而言, 指标转换前的土壤有机质、速效氮、速效磷和速效钾的半方差模型均为球形, 其相关尺度分别为 48.9, 29.8, 128.7 和 29.8, 而指标转换后 4 个因子的半方差模型仍为球形, 其相关尺度分别为 50.3, 34.7, 54.3 和 37.2, 除速效磷外相关尺度均有所增加, 这表明单一因子指标转换后其结果可能一定程度上夸大了针茅群落土壤养分的空间异质性, 而低估了牛心朴子群落土壤养分的空间异质性。

表 1 4 个土壤养分指标参数的统计学分析

统计参数	针茅群落				牛心朴子群落			
	速效氮/ (mg · kg ⁻¹)	速效磷/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾/ (mg · kg ⁻¹)	有机质/ %	速效氮/ (mg · kg ⁻¹)	速效磷/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾/ (mg · kg ⁻¹)	有机质/ %
样点数	64	64	64	64	88	88	88	88
平均值	42.23	8.69	87.80	0.94	38.57	10.49	95.21	0.88
标准离差	4.28	1.17	47.42	0.13	7.40	4.99	25.18	0.13
样点变异	18.30	1.36	2248.43	0.02	54.81	24.90	633.91	0.02
最小值	33.39	6.50	49.38	0.7	23.89	4.43	49.38	0.59
最大值	52.71	11.53	290.54	1.2	59.74	31.26	186.59	1.28
偏态数	0.20	0.51	3.02	0.10	0.77	1.87	1.65	0.52
峰态数	-0.09	-0.20	9.10	-0.75	0.54	4.30	3.66	0.77
临界值	36.20	7.44	78.69	0.86	36.20	7.44	78.69	0.86

表 2 针茅群落和牛心朴子群落 4 个土壤养分因子指标转换前后半方差方程比较

类型	土壤养分	转换前	转换后
针茅群落	有机质	$\gamma(h)=0.003+0.014\text{Sph}(54.0)$	$\gamma(h)=0.037-0.172\text{Exp}(2.4)$
	速效氮	$\gamma(h)=3.22+15.32\text{Sph}(72.2)$	$\gamma(h)=0.076\text{Sph}(39.5)$
	速效磷	$\gamma(h)=0.287+1.15\text{Sph}(75.0)$	$\gamma(h)=0.012-0.092\text{Exp}(3.3)$
	速效钾	$\gamma(h)=668.0-1651.0\text{Exp}(92.7)$	$\gamma(h)=0.026+0.242\text{Sph}(39.5)$
牛心朴子群落	有机质	$\gamma(h)=0.004-0.013\text{Sph}(48.9)$	$\gamma(h)=0.049+0.208\text{Sph}(50.3)$
	速效氮	$\gamma(h)=10.2-45.02\text{Sph}(29.8)$	$\gamma(h)=0.046+0.202\text{Sph}(34.7)$
	速效磷	$\gamma(h)=13.6+14.0\text{Sph}(128.7)$	$\gamma(h)=0.019+0.184\text{Sph}(54.3)$
	速效钾	$\gamma(h)=86.0-561.0\text{Sph}(29.8)$	$\gamma(h)=0.026+0.146\text{Sph}(37.2)$

对 4 个因子综合评价得出的土壤养分因子半方差分析结果表明(图 2), 两个群落的半方差模型均为球形, 其中针茅群落的相关尺度为 44.7, 而牛心朴子群落的相关尺度为 32.7, 表明牛心朴子群落的空间异质性大于针茅群落(图 2a, b), 针茅群落的克里格图显示综合肥力较高的区域集中在左下角和右上角,

以两个大的肥力岛的形式存在(图 2c); 而牛心朴子的克里格图则显示综合肥力较高的区域较为分散, 除了在右侧存在着一个狭长的肥力带外, 其余的则为 5 个较小的肥力岛(图 2d), 但与样方中牛心朴子的分布相比(图 1b), 这些肥力岛的分布似乎与牛心朴子无关。就针茅群落而言, 尽管没有牛心朴子的侵入,

在放牧的压力下实际上也处于一种轻度退化状态。土壤肥力也已从相对均质向异质转化。

随着牛心朴子的侵入这种异质性逐渐加大,肥力较高的区域也变得逐渐破碎,从基质发展为大的岛状进而到小的岛状,这种岛状的肥力分布并非由某种植物的存在而形成的。图 1a 和 b 反映了两个样方的植被覆盖状况,从植被覆盖与土壤肥力的比较来看,两

者间具有一定的相关关系,对植被覆盖与 4 个土壤养分因子间 Spearman 相关分析结果则表明(表 3),在针茅群落植被覆盖与 4 个因子间的相关均不显著,而在牛心朴子群落则表现为有机质和速效钾与植被覆盖相关显著,究其原因可能是植被覆盖与土壤侵蚀间呈负相关的缘故。

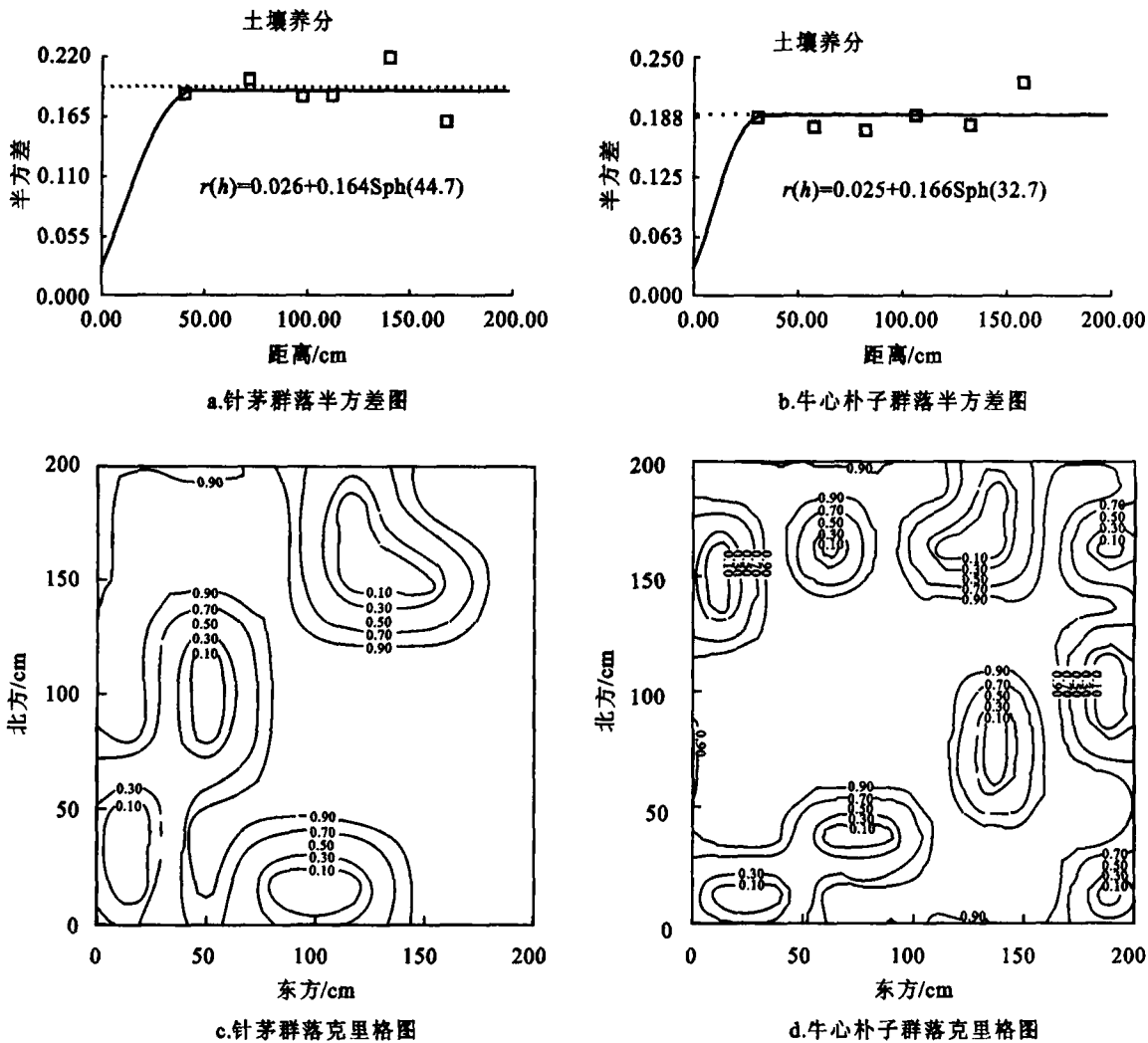


图 2 两种典型群落土壤养分半方差及克里格图

表 3 针茅群落和牛心朴子群落中植被覆盖与 4 个土壤养分因子间 Spearman 相关分析

群落类型	速效氮	速效磷	速效钾	有机质
针茅群落	0.22628	-0.06163	0.30784	-0.10810
牛心朴子群落	0.21121	0.23176	0.25613*	0.32025**

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

4 结论

(1) 根据大量的野外调查结果,在覆沙梁地草场上由于过度放牧导致的进一步退化是直接由针茅群落演替为以多年生草本牛心朴子为主的群落,并未发

现有油蒿或其它灌木出现,因此灌木的侵入并非毛乌素沙地所有地貌类型上土地荒漠化过程的必经阶段,显然确定不同地貌类型荒漠化过程中群落的演替过程对因地制宜采取不同植被恢复措施十分必要。

(2) 尽管肥力岛的形成和发展已被证明为评价土地荒漠化过程的一个主要因子^[5-6,23],但并非在所有区域均适用^[24]。本研究中尽管在两种典型群落中均存在着肥力岛的分布,但其形成及发展的机制并非灌木侵入,而是由于植被覆盖的破坏导致土壤侵蚀加剧的结果。被侵蚀的土壤并非就近积累在群落中灌木冠层附近,而可能移到更远的地方。

(3) 多变量指标克里格法可以将多个因子综合成一个因子,并可依据这一因子来评价其空间分布格局,因此它是可以被用于生态系统综合评价的有效方法。但必须看到评价结果的精确度取决于每一因子临界值的选择。通常临界值的确定由专业学者或专家系统来提供,这就不可避免地使得结果具有一定的主观性。在本研究中尽管指标克里格法结果可能与实际情况存在些许差异,但仍能从一定程度上反映出土壤养分的空间分布规律。

[参 考 文 献]

- [1] INCED. International Convention to Combat Desertification[M]. New York: United Nations General Assembly, 1994.
- [2] Mainguet M. Desertification: Natural background and human mismanagement [M]. Berlin: Springer-Verlag, 1994.
- [3] Dregne H E. Desertification of arid lands[M]. New York: Harwood Academic Publishers. 1983.
- [4] Purevdorj T, Tatershi R, Ishiyama T. et al. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices[J]. International Journal of Remote Sensing, 1998, 19:3519—3535.
- [5] Grover H D, Musick H B. Shrub land encroachment in Southern New Mexico, U S A: an analysis of desertification processes in the American Southwest[J]. Climatic Change, 1990, 17:305—330.
- [6] Schlesinger W H, Reynolds J F, Cunningham G L, et al. Biological feedback in global desertification[J]. Science, 1990, 247: 1043—1048.
- [7] Schlesinger W H, Raikes J A, Hartley A E, et al. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems [J]. Ecology, 1996, 77: 367—374.
- [8] Schlesinger W H, Pilmanis A M. Plant—soil interactions in deserts[J]. Biogeochemistry, 1998, 42: 169—187.
- [9] 张新时. 毛乌素沙地的生态背景及其草地建设的原则与优化模式[J]. 植物生态学报, 1994, 18(1): 1—16.
- [10] 史培军. 地理环境演变的理论与实践——鄂尔多斯地区晚第四纪以来地理环境演变研究[M]. 北京: 科学出版社, 1991.
- [11] 吴正, 钟德才. 我国北方地区沙漠化的现状与趋势之窥见[J]. 中国沙漠, 1993, 13(1): 21—27.
- [12] 杨根生, 吕荣. 内蒙古伊克昭盟地区沙质荒漠化与综合治理技术[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [13] 杨宝珍, 董学军, 高琼, 等. 油蒿的蒸腾作用及其群落的水分状况[J]. 植物生态学报, 1994, 18(2): 161—170.
- [14] 王庆锁, 董学军, 陈旭东, 等. 油蒿群落不同演替阶段某些群落特征的研究[J]. 植物生态学报, 1997, 21(6): 531—538.
- [15] 程晓莉, 安树青, 等. 鄂尔多斯草地荒漠化过程与植被生物量变迁的关系[J]. 林业科学, 2001, 37(2): 13—20.
- [16] 程晓莉, 安树青, 李远, 等. 鄂尔多斯草地退化过程中个体分布格局与土壤元素异质性[J]. 植物生态学报, 2003, 27: 503—509.
- [17] 刘玉平, 慈龙骏. 毛乌素沙地草场荒漠化评价的指标体系[J]. 中国沙漠, 1998, 18(4): 366—371.
- [18] Smith J L, Halvorson J J, Papendick R I. Using multiple-variable indicator Kriging for evaluating soil quality[J]. Soil Sci. Am. J., 1993, 57: 743—749.
- [19] Goovaerts P. Geostatistics for natural resources evaluation [M]. New York: Oxford University Press, 1997.
- [20] Deutsch C, Journel A G. GSLIB: Geostatistical software library and user's guide, 2nd edition [M]. New York: Oxford University Press, 1998.
- [21] 刘光崧, 蒋能慧, 张连第, 等. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996. 44—102.
- [22] 伊克昭盟土壤普查办公室. 伊克昭盟土壤[M]. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 1989.
- [23] Hirobe M, Ohte N, Karasawa N, et al. Plant species effects on the spatial patterns of soil properties in the Mu—Us desert ecosystem, Inner Mongolia, China[J]. Plant and Soil, 2001, 234: 195—205.
- [24] Stock W D, Dlamini T S, Cowling R M. Plant induced fertile islands as possible indicators of desertification in a succulent desert ecosystem in northern Namaqualand, South Africa [J]. Plant Ecology, 1999, 142: 161—167.