

2D 与 3D 景观指数测定山区植被 景观格局变化对比分析

张志明¹, 罗亲普^{2,3}, 王文礼¹, 尹梅⁴, 孙振华¹, 欧晓昆^{1,*}, 柳小康¹

(1. 云南大学生态学与地植物学研究所, 云南 昆明 650091; 2. 中国科学院西双版纳热带植物园, 云南 昆明 650223;

3. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 4. 云南省农业科学院农业环境资源研究所, 云南 昆明 650205)

摘要: 植被和土地覆盖变化是环境变化的一个重要因素, 同时也是引起景观和生态系统变化的重要原因。景观指数是定量分析植被和土地覆盖变化的重要研究方法之一。以滇西北高山峡谷区为案例区, 比较分析传统 2D 景观指数和 3D 景观指数进行植被变化定量测定的差异。研究主要选取了基于斑块面积和周长几个常用指数来进行比较分析。研究结果表明在斑块层次上, 除了分维数指数, 其他指数的三维方法计算值显著地高于二维方法计算值; 在类型层次上, 三维的类型面积指数、平均斑块面积指数、平均最小邻近距离指数测定的变化值显著大于二维的相应指数测定变化值, 但是二维和三维平均形状指数和分维指数测定的植被斑块的平均形状变化结果没有显著差异; 在景观层次, 只有三维的平均斑块面积和最小邻近距离指数测定的变化结果显著高于二维的平均面积和最小邻近距离指数测定的变化结果, 其它指数如形状指数、分维指数、多样性指数和均一度指数等测定出两个不同时期的植被图格局变化结果均无显著差异, 主要由于这些指数是采用面积和周长的对数或者比值计算得出, 从而缩小了斑块表面面积与平面面积、表面周长与平面周长之间的差异。总体而言, 利用二维景观指数在进行定量分析山区植被格局变化时, 往往低估了其类型面积、平均斑块面积、斑块邻近距离等指数变化量, 而三维景观指数得到相对较精确的变化值。

关键词: 高山峡谷区; 植被格局变化; 二维景观指数; 三维景观指数

A comparison of 2D and 3D landscape metrics for vegetation patterns change quantification in mountainous areas

ZHANG Zhiming¹, LUO Qinpu^{2,3}, WANG Wenli¹, YIN Mei⁴, SUN Zhenhua¹, OU Xiaokun^{1,*}, LIU Xiaokang¹

1 Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, Kunming 650091, China

2 Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China

3 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4 Institute of Agricultural Environment and Resource, Yunnan Academy of Agricultural Sciences, Kunming 650205, China

Abstract: Vegetation change is one of the most important aspects of environmental change. It also is one of the most important reasons for landscape and ecosystem change. Vegetation change can be quantified by landscape pattern indices (LPIs). The objectives of this study are to compare 3D metrics pattern analysis with 2D common metrics pattern analysis for vegetation changes quantification in mountainous study areas of northwest Yunnan Province, China. In order to achieve this objective, a set of landscape metrics were selected. The calculations of these metrics are based on patch area and perimeter. The results show that at the patch level, except for the metric of fractal dimension (FD), other metrics derived by the 3D approach are significantly larger than those derived by the 2D method. At the class level, the class area (CA) changes quantified by surface geometries are significantly larger than those derived by planimetric area. The changes in surface basic mean patch area metrics both at the class and landscape levels are significantly larger than those of the mean patch areas derived by 2D common flat metrics. However, the results show that there are no significant differences between 3D and 2D shape metrics (SI and FD) for quantifying the patch shape changes over time. Moreover, for richness and

基金项目: 国家自然科学基金项目(40901097); 云南省教育厅基金项目资助(09C0009)

收稿日期: 2009-10-18; 修订日期: 2009-12-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xkou@ynu.edu.cn

evenness metrics there are also no significant differences between the 2D and 3D methods for quantifying the landscape richness and evenness change. The reason could be due to the calculation of shape metrics based on the regression of $\log P$ on $\log A$. This regression could reduce the differences between 2D flat area and the surface area, and between flat perimeter and surface perimeter. The calculation of diversity and evenness metrics is based on proportion of CA. The ratio of CA/TA also could reduce the differences between flat area and surface area, and between flat perimeter and surface perimeter. Generally, in steep mountains, the vegetation changes quantified by 2D common metrics can be underestimated dramatically, especially for the change of CA, MPA, and MENN.

Key Words: mountainous area; vegetation change; 2D landscape pattern indices; 3D landscape pattern indices

植被动态变化是植被生态学研究的重要内容之一^[1], 植被变化是土地覆盖变化的一个重要组成部分, 同时土地覆盖变化是环境变化的一个重要因素, 并且今后一百年内土地覆盖变化是影响生态系统变化的一个重要威胁因子^[2]。土地覆盖变化过程和机制是当前景观生态学的研究热点和重要研究领域之一^[3-4]。景观指数是定量分析土地覆盖或景观格局及变化重要研究方法之一^[5]。

但当前用于研究植被或者土地覆盖变化的数据多数是源自于卫星遥感、航片或者一些纸质地图^[6]。这些主要的空间数据实际上是一种类似于“鸟瞰”的视图^[7]。这些视图实际上是将非平面的地表投射到二维笛卡尔空间上所产生的二维平面图。这就导致了具有生态学含义的三维结构(如地形或高程等)没有被考虑进去, 从而在进一步研究中失去一些有价值的信息。尤其是在地形复杂的高山区域, 由二维投影产生的平面图测出的斑块面积和斑块距离有可能远低于实际斑块的表面面积和表面距离。

如今地形分析已得到很好发展^[8], 并且当前许多 GIS 软件也具有地形分析功能(例如 ArcGIS, Idrisi, PCRaster, Mapinfo, ENVI 等)。此外, 地形是影响景观格局和过程的一个重要的非生物因子^[6, 9]。近年来, 一些景观生态学家已经认识到有必要将三维的地形结构结合到景观生态学研究^[10-13], 已有少数学者将地形空间分析结合到大尺度的景观分析中^[10, 12-13]。Hoechstetter 等^[7]在现有二维景观指数的基础上, 结合 DEM 数据发展了一种三维景观指数。尽管如此, 仍需进一步完善和发展这一三维景观指数, 尤其是需要将此三维景观指数应用于高山峡谷区域植被或者景观格局变化的定量分析中。

本文通过选取滇西北澜沧江流域的典型高山峡谷区域为案例区, 比较分析传统的 2D 景观指数和 3D 景观指数对植被变化的定量测定。目的是揭示出传统的 2D 景观指数和 3D 景观指数在定量测定高山植被景观格局变化中是否存在显著的差异。

1 研究区概况

本研究区位于云南省滇西北的维西县和兰坪县境内, 研究区范围为: $26^{\circ}7'12''$ — $27^{\circ}53'24''N$, $98^{\circ}58'12''$ — $99^{\circ}37'48''E$ 之间(图 1)。东以云岭和丽江老君山山脊为界, 西以碧罗雪山山脊为界。属于澜沧江流域中游, 是典型高山峡谷区域, 海拔高差约为 3000m。由于南北走向的深切河谷, 加之受较低纬度和巨大垂直高差的双重影响, 气候垂直变化十分显著。该区域典型气候特征之一是降雨(降雪)主要集中在海拔约 3000m 以上的亚高山和高山地带, 该地带属寒温带、亚寒带或寒带气候; 在海拔 2700m 以下的地段则为少雨干旱的北亚热带或南温带气候, 特别是近澜沧江畔的河谷地带, 降雨稀少, 植被多为干暖性河谷灌丛。

2 研究数据和方法

2.1 研究数据

本研究采用了 1990 年和 2003 年两个不同时期的植被图。该植被图都是通过对空间分辨率为 30m 的 Landsat TM 卫星影像解译产生, 共分为 10 个类型(表 1)。1990 年植被图的解译精度 Kappa 指数为 0.89, 2003 年为 0.93, 植被图具体解译方法参见张志明等^[14-15]。此外, 本研究还利用 1:50 000 地形图数字化后生成 30m 空间分辨率的 DEM 数据。

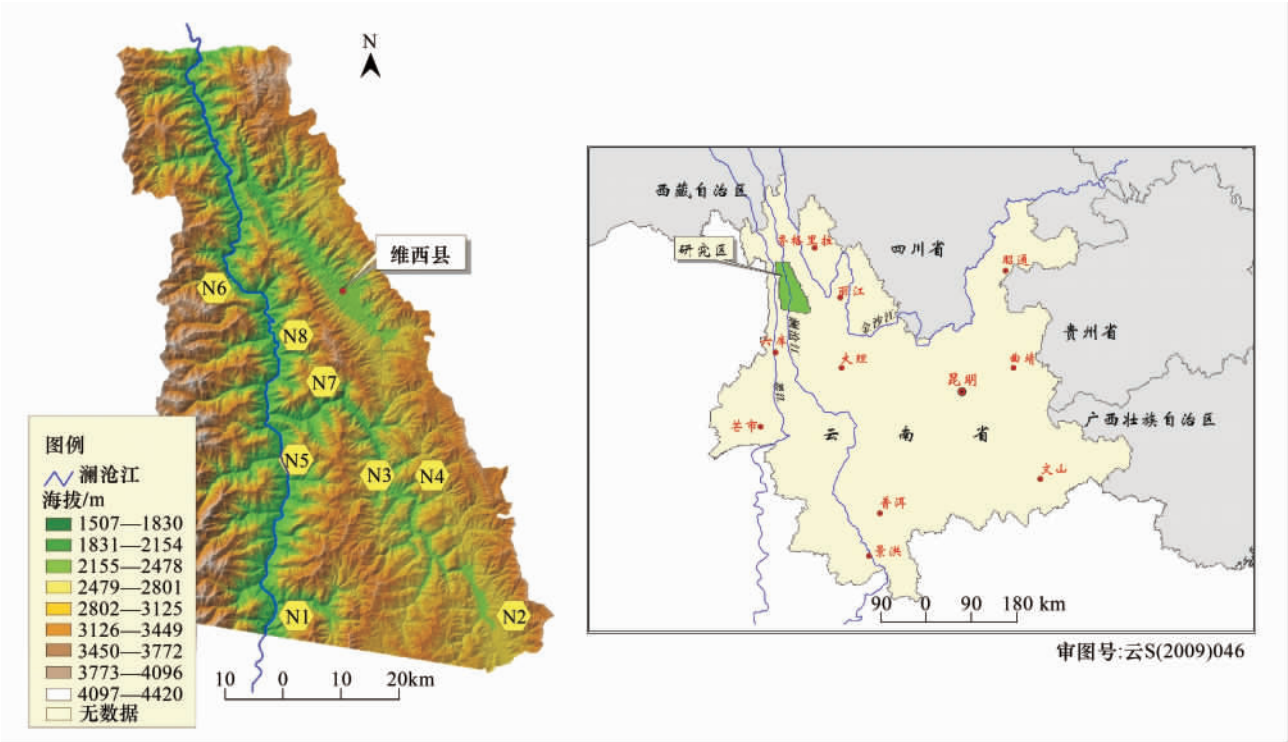


图1 研究区位置及样方分布图
Fig. 1 The location of the study area and samples

此外,由于要比较2D和3D景观指数对植被变化定量测定的差异,本研究采用随机取样方法。景观生态学中常用的取样方法有正方形、六边形和三角形^[16]。近年来,一些学者比较推崇采用六边形的取样方法^[16]。其中一个重要原因是六边形相对于正方形具有更好的紧凑性,以及减少了对角方向与垂直方向上差异^[16-18]。本研究随机选取了8个大小为2500 hm²的六边形样方作为实验数据(图1)。

2.2 景观指数选取

本文选取一些常用景观格局指数(LPIs)定量分析研究区的植被变化。景观指数的选取主要是参考前人的研究^[19],同时所选指数的计算是建立在计算斑块面积和周长的基础上。

(1) 斑块层次选取 斑块面积(patch area, PA), 斑块周长(patch perimeter, PP), 最小邻近距离(Euclidean Near-Neighbor distance, ENN), 形状指数(shape index, SI), 分维数指数(fractal dimension, FD)。

(2) 类型层次选取 类型面积(class area, CA), 平均斑块面积(mean patch area, MPA), 平均形状指数(mean shape index, MSI), 平均分维数指数(mean fractal dimension, MFD), 平均最小邻近距离(mean of Euclidean Near-Neighbor distance, MENN)。

(3) 景观层次选取 平均斑块面积(MPA), 平均形状指数(MSI), 分维数指数(MFD), 平均最邻近距离(MENN), 香农多样性指数(Shannon's diversity index, SHDI) 和香农均一度指数(Shannon's evenness index, SHEI)。

景观空间格局变化的定量分析可以从景观指数的变化上反映。本研究主要目的是探讨三维的景观指数

表1 植被图分类类型

Table 1 The vegetation classes in the map	
代码 Code	植被类型 Vegetation classes
FSF	寒温性针叶林
PF	暖温性针叶林
OF	硬叶常绿阔叶林
MF	针阔混交林
LDF	疏生林和高灌丛
DSM	矮灌丛和草甸
AL	农业用地
SN	冰雪
WT	水体
CS	阴影

($LPIs_{3D}$) 和二维景观指数($LPIs_{2D}$) 在定量分析植被格局变化中的差异, 因此, 在本文中, 在应用 $LPIs_{3D}$ 和 $LPIs_{2D}$ 分析 2003 年和 1990 年两期植被图差别时采用以下公式:

$$\delta LPIs_{2D} = LPIs_{2003_2D} - LPIs_{1990_2D} \quad (1)$$

$$\delta LPIs_{3D} = LPIs_{2003_3D} - LPIs_{1990_3D} \quad (2)$$

式中 $\delta LPIs_{3D}$ 是相同的三维景观指数在 2003 年和 1990 年之间的差值; $\delta LPIs_{2D}$ 是相同的二维景观指数在 2003 年和 1990 年之间的差值。特别要提出的是, 计算出的差值可能是正值也可能是负值, 正负表现的只是变化的方向, 但差值的数值大小则是显示 1990 年到 2003 年该景观指数在两年之间的变化程度。

2.3 三维景观指数计算

本研究利用 DEM 数据计算各斑块表面积的具体原理参见^[20]。简而言之, 首先将影像解译生成的栅格数据植被图转成矢量数据格式。这些矢量数据格式的植被图保持栅格数据斑块结构不变, 然后将此矢量数据格式的植被图与对应的 DEM 结合, 计算对应像元的表面面积, 最后求和得出各斑块的表面面积。斑块表面周长的计算方法与此类似, 将各斑块转换成多元线, 然后将此具有各斑块边界结构的多元线图层与 DEM 结合计算各线段的表面长度, 最后相加得到各个斑块的表面周长^[7]。此外, 各斑块之间的最小邻近距离(ENN) 计算, 首先利用 Jenness^[21]发展的 ArcView 的最近属性计算模块计算出各斑块之间的最小邻近距离, 然后采用计算表面周长的方法计算 ENN 的表面长度。根据各斑块的表面面积、表面周长及相关计算公式^[22], 可以算出各 3D 景观指数。

2.4 成对样本检验

为了比较 $LPIs_{3D}$ 和 $LPIs_{2D}$ 在分析植被格局变化中的差异, 采用成对样本检验来检验两种方法的差异。通过进行 P-P 样点平均值作图分析得出各变量分布格局呈正态分布, 所以本研究采用 t 检验对 $LPIs_{3D}$ 和 $LPIs_{2D}$ 在分析植被格局变化中的差异进行检验。该检验过程运用 SPSS13.0 软件完成。

3 研究结果

3.1 斑块水平指数

为了从斑块水平上探讨 $LPIs_{3D}$ 和 $LPIs_{2D}$ 之间的差异, 在样点 1(N1) 中选取了硬叶常绿阔叶林中 38 个斑块的 $LPIs_{3D}$ 和 $LPIs_{2D}$ 的数值进行比较。表 3 列出了其中 8 个斑块的 $LPIs_{3D}$ 值和 $LPIs_{2D}$ 值。从表 2 中可以看出, 二维形状指数(SI_{2D}) 的结果表明在此 8 个斑块中 4 个斑块的形状是相同的, 且都是正方形($SI_{2D} = 1$), 主要原因是由于它们由平面的 TM 影像栅格数据所产生的。但是, 三维形状指数(SI_{3D}) 却大于 1, 这表明了相对于二维景观指数方法, 由三维景观指数测定出的这些斑块形状要更为复杂些。根据野外的调查工作, 研究区内几乎不可能有正方形的硬叶常绿阔叶林斑块。因此, 由表面积和表面周长计算得来的 SI_{3D} 的数值更接近真实情况。

表 2 硬叶常绿阔叶林代表性斑块的三维和二维景观指数计算值

Table 2 The patch LPIs calculated using both true surface geometries and plane geometries for OF

PA _{3D}	PA _{2D}	PP _{3D}	PP _{2D}	ENN _{3D}	ENN _{2D}	SI _{3D}	SI _{2D}	FD _{3D}	FD _{2D}
.....
0.38	0.35	335.70	317.06	13.01	11.35	1.3680	1.3484	1.0761	1.0734
0.02	0.02	75.67	71.18	4.95	4.56	1.2955	1.2712	1.0966	1.0909
0.09	0.09	123.13	120.00	42.90	42.43	1.0026	1.0000	1.0008	1.0000
0.08	0.07	149.86	131.18	4.95	4.56	1.3479	1.2712	1.0898	1.0738
0.05	0.05	121.61	109.22	262.42	241.87	1.3214	1.2712	1.0889	1.0782
0.10	0.09	125.26	120.00	94.98	94.87	1.0036	1.0000	1.0010	1.0000
0.09	0.09	122.62	120.00	111.05	108.17	1.0006	1.0000	1.0002	1.0000
0.40	0.36	253.48	240.00	33.37	30.00	1.0562	1.0000	1.0048	1.0000
.....

PA: 斑块面积 Patch area, PP: 斑块周长 Patch perimeter, ENN: 最小邻近距离 Euclidean Near-Neighbor distance, SI: 形状指数 Shape index, FD: 分维数指数 Fractal dimension

此外,通过表 3 也可知,三维斑块面积(PA_3D) 显著大于二维斑块面积(PA_2D) ($t=2.490, P<0.05$), 三维斑块周长(PP_3D) 也显著大于二维斑块周长(PP_2D) ($t=4.104, P<0.05$)。另一方面,在斑块水平上,由三维方法计算的形状指数和二维方法计算的形状指数之间存在显著的差异($t=5.886, P<0.05$)。然而,FD_3D 与 FD_2D 之间的差异不显著。

3.2 斑块类型水平

在类型层次上,选取样方 1(N1) 来比较二维 LPIs 与三维 LPIs 在植被变化测定时的差异。图 2 显示出了样方 1 中两个不同时期的植被图。从图 2 可以看出,1990 年至 2003 年样方 1 中减少最明显的是暖温性针叶林(PF),相反增加最明显的类型是农业用地(AL)。并且 δCA_{2D} 显示出在此 13a 中(从 1990 年到 2003 年)暖温性针叶林减少了约 206 hm^2 ,但是 δCA_{3D} 结果显示有超过 240 hm^2 暖温性针叶林消失了。所以应用传统的 2D 类型面积指数可能将 N1 中暖温性针叶林的减少面积被低估了约 35 hm^2 。

此外 δCA_{2D} 的值显示在 N1 中过去 13a 里农业

表 3 斑块水平的景观指数的 t 检验结果

Table 3 The results of t -tests at patch level LPIs

LPIs_3D 对 LPIs_2D Pairs	t	自由度 df	P
PA_3D-PA_2D	4.758	37	0.000 ***
PP_3D-PP_2D	5.883	37	0.000 ***
SI_3D-SI_2D	3.102	37	0.004 **
FD_3D-FD_2D	1.555	37	0.129
ENN_3D-ENN_2D	4.547	37	0.000 ***

PA: 斑块面积 Patch area, PP: 斑块周长 Patch perimeter, ENN: 最小邻近距离 Euclidean Near-Neighbor distance, SI: 形状指数 Shape index, FD: 分维数指数 Fractal dimension

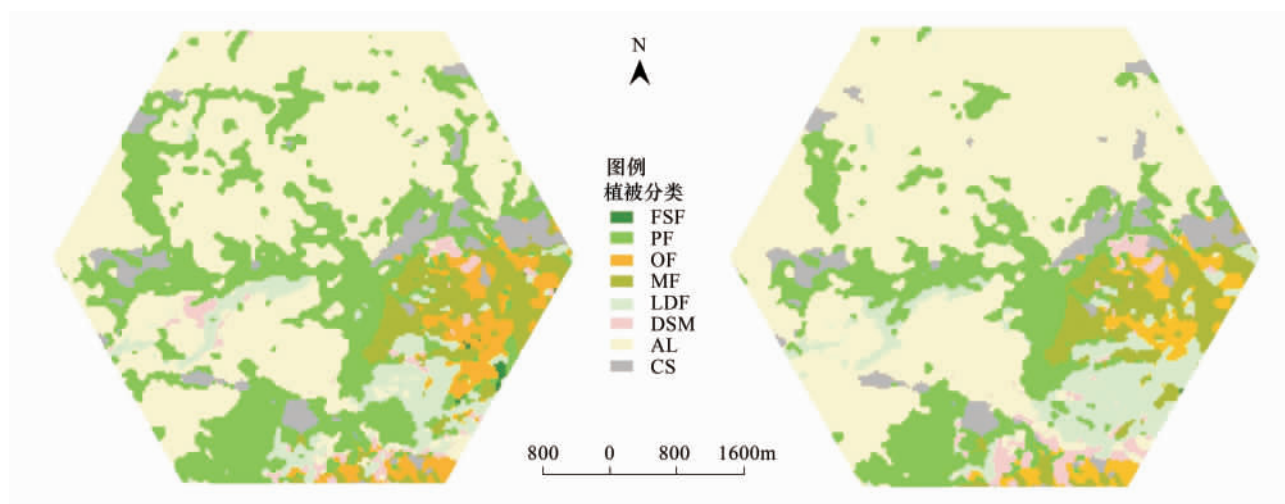


图 2 研究区内样方 N1 中两不同时期的植被图

Fig. 2 Two different period vegetation maps in the same experiment site N1 in the study area

植被类型代码参见表 1

用地增加了约 175 hm^2 ,而 δCA_{3D} 表明农业用地增加了 205 hm^2 (表 3)。该结果同样表明传统的二维 CA 指数可能将 N1 中新增加的农业用地低估了近 30 hm^2 。同时从表 4 可以看出除了阴影(CS) 外,其它所有植被类型的面积变化都被二维的类型面积指数(CA_{2D}) 所低估。并且 δMPA 和 $\delta MENN$ 这两指数的结果与 δCA 类似,但是二维的 δMSI and δMFD 与三维的 δMSI and δMFD 之间的差异不显著。

t 检验结果也表明二维 CA 与三维 CA 测定出的植被变化有显著性差异(表 5)。表 5 也表明二维 δMPA 和 $\delta MENN$ 分别与三维 δMPA 和 $\delta MENN$ 的差异也较显著,但是二维 δMSI 和 δMFD 与三维 δMSI 和 δMFD 的差异不显著。

3.3 景观水平指数

在景观水平上,只有 δMPA_{3D} 和 $\delta MENN_{3D}$ 显著地大于 δMPA_{2D} 和 $\delta MENN_{2D}$ (表 6)。这一结果表明在景观水平上,两个不同时期植被图其平均斑块面积(MPA) 和平均最小邻近距离(MENN) 的变化程度被

传统的二维测定方法所低估。与类型水平类似, 三维的形状指数和分维指数所测定两个时期的植被变化结果与二维的形状指数和分维指数所测定的变化结果没有显著差异(表 6)。此外, 对于多样性指数和均一度指数(SHDI 和 SHEI), 三维方法测定的植被景观变化结果与二维方法测定的变化结果无显著的差异(表 6)。

表 4 样方 N1 中各类型二维和三维景观指数测定的 1990 年与 2003 年间的植被变化差异

Table 4 The differences of the LPIs (both 2D and 3D) at class level between 1990 and 2003 in N1

植被分类 Class	$\delta CA_{3D/hm^2}$	$\delta CA_{2D/hm^2}$	$\delta MPA_{3D/hm^2}$	$\delta MPA_{2D/hm^2}$	δMSI_{3D}	δMSI_{2D}	δMFD_{3D}	δMFD_{2D}	$\delta MENN_{3D}$	$\delta MENN_{2D}$
FSF	-4.25	-3.83	-0.26	-0.23	-0.0043	-0.0150	0.0051	0.0025	-133.61	-125.41
PF	-241.05	-206.70	0.41	0.42	0.0369	0.0377	-0.0068	-0.0056	30.05	27.63
OF	-29.18	-26.59	-0.13	-0.13	0.0067	0.0056	0.0033	0.0031	10.05	10.27
MF	-0.49	-0.08	1.55	1.38	0.0427	0.0381	0.0043	0.0036	10.31	10.18
LDF	54.66	49.09	1.46	1.31	0.0551	0.0550	0.0111	0.0110	-32.94	-30.88
DSM	14.34	12.81	0.24	0.22	0.0156	0.0160	0.0036	0.0037	-13.49	-10.72
AL	205.99	175.29	17.84	15.72	-0.0561	-0.0595	-0.0080	-0.0092	-5.01	-3.97
CS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

注: 表中植被类型代码见表 1; 类型面积 class area, CA, 平均斑块面积 mean patch area, MPA, 平均形状指数 mean shape index, MSI, 平均分维数指数 mean fractal dimension, MFD, 平均最小邻近距离 mean of Euclidean Near-Neighbor distance, MENN

表 5 斑块类型水平的景观指数的 T 检验结果

Table 5 The result of t -test on class level LPIs

LPIs_3D 对 LPIs_2D Pairs	t	自由度 df	P
$\delta CA_{3D}-\delta CA_{2D}$	4.356	54	0.000***
$\delta MPA_{3D}-\delta MPA_{2D}$	4.678	54	0.000***
$\delta MSI_{3D}-\delta MSI_{2D}$	1.641	54	0.107
$\delta MFD_{3D}-\delta MFD_{2D}$	0.716	54	0.477
$\delta MENN_{3D}-\delta MENN_{2D}$	2.258	54	0.028*

*** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$; 类型面积 class area, CA, 平均斑块面积 mean patch area, MPA, 平均形状指数 mean shape index, MSI, 平均分维数指数 mean fractal dimension, MFD, 平均最小邻近距离 mean of Euclidean Near-Neighbor distance, MENN

表 6 景观水平上的三维、二维景观指数的 T 检验结果

Table 6 The result of t -test at landscape level LPIs

Pairs	t	df	P
$\delta MPA_{3D}-\delta MPA_{2D}$	3.974	7	0.005**
$\delta MSI_{3D}-\delta MSI_{2D}$	1.920	7	0.096
$\delta MFD_{3D}-\delta MFD_{2D}$	-1.039	7	0.333
$\delta MENN_{3D}-\delta MENN_{2D}$	2.893	7	0.023*
$\delta SHDI_{3D}-\delta SHDI_{2D}$	-1.434	7	0.195
$\delta SHEI_{3D}-\delta SHEI_{2D}$	-0.819	7	0.440

*** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$; 平均斑块面积 mean patch area, MPA, 平均形状指数 mean shape index, MSI, 平均分维数指数 mean fractal dimension, MFD, 平均最小邻近距离 mean of Euclidean Near-Neighbor distance, MENN, 香农多样性指数 Shannon's diversity index, SHDI 和香农均一度指数 Shannon's evenness index, SHEI

4 讨论与结论

如上所述, 当前有少数学者将地形结构结合到景观格局分析中^[7,10,12-13], 不同的是本文结合 DEM 数据通过计算各斑块的表面面积和表面周长对现有二维景观指数进行改进, 并且将此方法实地应用于滇西北高山区域植被景观格局变化定量分析中, 以揭示传统二维景观指数和三维景观指数在定量测定高山植被景观格局动态变化中的差异, 为准确测定高山峡谷区植被景观格局变化提供依据。

本研究结果显示, 在斑块层次上, 斑块表面积和表面周长显著的大于二维平面面积和二维平面周长, 这表明了传统二维景观指数低估了高山区域植被景观的斑块面积和周长。此外, 前人研究表明斑块形状影响一些重要的生态过程^[22]。例如, 斑块形状直接影响一些小型的哺乳类动物在不同斑块间的迁徙过程^[23], 影响一些木本植物入侵过程^[24], 并且对一些动物的扑食策略也产生影响^[25-26]。本研究表明在斑块层次上, 二维形状指数(SI_2D) 计算结果显示有些斑块为正方形, 它们的值都是 1, 主要是由于它们是由平面的 TM 影像栅格文件产生的。根据野外的工作经验, 几乎不可能有正方形的森林斑块存在。因此, 由表面积和表面周长计算得来的 SI_3D 的数值更接近真实的情况。但是三维分维指数与二维分维指数之间的差异并不显著, 其原因在于分维指数是通过对数斑块周长($\log(PP)$) 和对数斑块面积($\log(PA)$) 的回归计算得来^[22], 双对数($\log(PP)$ 与 $\log(PA)$) 回归会缩小斑块平面面积与表面面积之间的差异, 同时也减小了斑块平面周长与斑块表面周长

之间的差异。前人研究也表明相对于形状指数,分维指数随斑块形状变化其值的变化程度较弱,即对斑块形状变化反应敏感度不强^[22]。关于形状指数和分维指数在高山区域的生态学含义,需要结合山区地形结构以及一些具体的生态过程作进一步深入研究。

运用二维和三维景观指数分别定量分析不同年份的植被格局变化,结果表明三维的类型面积指数测定各类型变化量(δCA_{3D})显著地高于二维类型面积指数所测定变化量(δCA_{2D})。该结果表明,运用传统的二维平面类型面积指数来定量测定山区植被或者土地覆盖变化有可能显著地低估了其变化量,如在本研究中,各不同的森林植被类型(寒温性针叶林、暖温性针叶林和硬叶常绿阔叶林)实际的减小面积可能远大于常用的二维平面面积指数所测定出的减小面积。相反,农业用地增加的面积也被二维的面积指数所低估。而三维的面积指数所测定出来的植被或者土地覆盖面积变化量相对较准确,尤其是在高山峡谷区域。

此外,平均斑块面积指数(MPA)通常是用来衡量景观或者生境破碎化程度的重要指标之一^[27]。本研究中,无论是类型水平还是景观水平,对于两个不同时期植被图运用三维模型计算出的平均斑块面积变化量显著地大于二维平面模型计算出的平均斑块面积的变化量(表5和表6)。此结果表明,当运用二维景观指数分析山区植被或者景观破碎化程度变化时,其破碎化程度变化量可能被低估。最小邻近距离是另一个重要的景观指数^[22],该指数的变化会影响一系列重要的生态过程^[22, 28-29]。同样本研究表明,无论是类型层次还是景观层次,三维平均最小邻近距离的变化量显著地大于二维平均最小邻近距离的变化量。

如上所述,尽管前人研究表明斑块形状影响一些重要的生态过程^[22],但是在类型和景观水平上,无论是平均形状指数还是平均分维指数在定量分析植被斑块形状变化过程中,三维方法测定结果与二维方法测定的结果并无显著差异。分维指数、多样性指数和均一度指数等通常被用来定量分析景观格局异质性^[26]。然而本研究表明,三维多样性指数和均一度指数定量分析植被空间异质性变化的结果与二维多样性指数和均一度指数定量分析植被空间异质性变化的分析结果没有显著差异,这主要是由于多样性指数和均一度指数的结果计算是建立在计算各景观类型在景观中所占比例(CA/TA)的基础之上^[22]。此CA/TA比值处理缩小了平面面积与表面积,以及平面周长与表面周长之间的差异,从而也缩小了这两个指数的三维形式与二维形式之间的差异。

简而言之,利用景观指数定量分析山区植被或者景观变化时,传统二维的指数通常可能低估了植被或者景观格局的变化程度,尤其是各类型面积、平均斑块面积和最小邻近距离等的变化量。此外,本研究表明形状指数、多样性指数和均一度指数用于分析植被格局变化时,三维指数与二维指数测定的结果没有显著差异。

本文中三维指数与二维指数的主要区别是:三维指数的计算过程采用的是斑块表面面积和表面周长,而二维指数采用的是各斑块的投影面积和投影周长。所以该三维指数在定量测定山区景观单元的面积、边界和最小邻近距离等指数时能取得相对准确的值,但是在测定形状指数、多样性指数和均一度指数时与传统二维指数差异不明显。然而在高山峡谷区域地形对植被或景观斑块的形状以及地形对植被或景观异质性的影响是十分明显的,所以有必要对现有的形状指数以及测定景观异质性的多样性指数和均一度指数等进行进一步改进,并且关于地形变化对二维和三维景观指数的影响,以及地形变化对山区植被或者景观格局变化过程的影响都还有待进一步的研究。

尽管景观指数被广泛的应用于景观格局及动态变化的定量分析中,但当前定量分析景观格局的景观指数还不够完善,如景观指数与生态过程的关系及其生态学含义等还有待进一步研究^[5, 30]。此外传统的二维景观指数在描述高山植被格局变化时明显的存在不足^[7]。因此,在对高山区域的植被或者景观格局变化和生态过程进行分析时,有必要将三维的地形结构结合。

致谢:感谢比利时根特大学森林管理和空间信息技术实验室同仁的帮助。

References:

- [1] Song Y C. Vegetation Ecology. Shanghai: East China Normal University Press, 2001: 241.
- [2] Foody G M. Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development.

- International Journal of Remote Sensing, 2003, 24 (20): 4035-4046.
- [3] Xiao D N, Li X Z. Forefronts and future strategies of landscape ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23 (8): 1615-1621.
- [4] Wu J G. The key research topics in landscape ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24 (9): 2074-2076.
- [5] Chen L D, Liu Y, Lv Y H, Feng X M, Fu B J. Landscape pattern analysis in landscape ecology: current, challenges and future. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28 (11): 5521-5531.
- [6] Turner M G, Gardner R H, O'Neill R V. Landscape ecology in Theory and Practice. New York: Springer Verlage, 2001: 93-134.
- [7] Hoehstetter S, Thinh N X, Walz U. 3D-Indices for the Analysis of Spatial Pattern of Landscape Structure. Berlin Germany: Proceedings of 12th InterCarto-InterGIS, 2006: 108-118.
- [8] Wilson J P, Gallant J C. (eds.) Terrain Analysis Principles and Applications. New York: John Wiley and Sons, 2000: 1-131.
- [9] Wondzel S M, Cunningham G L, Bachelet D. Relationships between landforms, geomorphic processes, and plant communities on a watershed in the northern Chihuahuan Desert. *Landscape Ecology*, 1996, 11: 351-362.
- [10] Dorner B, Lertzman K, Fall J. Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. *Landscape Ecology*, 2002, 17: 729-743.
- [11] McGarigal K, Cushman S A. The gradient concept of landscape structure. Wiens John, Michael Moss eds., *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. London: Cambridge University Press, 2005: 112-119.
- [12] Hoehstetter S, Walz U, Dang L H, Thinh N X. Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure — A proposal to modify the existing set of landscape metrics. *Landscape Online*, 2008, 1: 1-14.
- [13] McGarigal K, Tagil S, Cushman S A. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 2009, 24 (3): 433-450.
- [14] Zhang Z M, Ou X K, Wang C Y, Wu Y C. Accuracy analysis of vegetation mapping for Meili Snow Mountain area, northwest Yunnan, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15 (9): 1517-1522.
- [15] Zhang Z M, De Clercq M E, Ou X, De Wulf R, Verbeke L P C. Mapping dominant communities vegetation in Meili Snow Mountain, Yunnan Province, China using satellite imagery and plant community data. *Geocarto International*, 2008, 23 (2): 135-153.
- [16] Birch C P D, Oom S P, Beecham J A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in Ecology. *Ecological Modelling*, 2007, 206 (3/4): 347-359.
- [17] Harper J L. Population Biology of Plants. London: Academic Press, 1977: 892.
- [18] Milbau A, Nijs, I, Van Peer L, Reheul D, De Cauwer B. Disentangling invasiveness and invasibility during invasion in synthesized grassland communities. *New Phytologist*, 2003, 159: 657-667.
- [19] De Clercq E M, Vandemoortele F, De Wulf R. A method for the selection of relevant pattern indices for monitoring of spatial forest cover pattern at a regional scale. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2006, 8: 113-125.
- [20] Jenness J S. Calculating landscape surface area from Digital Elevation Models. *Wildlife Society Bulletin*, 2004, 32 (3): 829-839.
- [21] Jenness J. Nearest features extension for ArcView 3. x, v. 3.8b. Jenness Enterprises, 2007.
- [22] McGarigal K, Cushman S A, Neel M C, Ene E. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002.
- [23] Buechner M. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks?. *Landscape Ecology*, 1989, 2: 1991-199.
- [24] Hardt R A, Forman R T T. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*, 1989, 70: 1252-1260.
- [25] Forman R T T. Godron M. Landscape Ecology. New York: John Wiley & Sons, 1986: 619.
- [26] Farina A. Principles and methods in landscape ecology. Dordrecht, the Netherlands: Published by Springer. 2006: 189-193.
- [27] Batistella M, Robeson S, Moran E, F. Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondônia, Amazonia. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2003, 69 (7): 805-812.
- [28] Kareiva P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 1990, 330: 175-190.
- [29] Opdam P. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, 1991, 5: 93-106.
- [30] Chen L D, Lv Y H, Fu B J, Wei W. A framework on landscape pattern analysis and scale change by using pattern recognition approach. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (3): 663-670.

参考文献:

- [1] 宋永昌. 植被生态学. 上海: 华东师范大学出版社, 2001: 241.
- [3] 肖笃宁, 李秀珍. 景观生态学的学科前沿与发展战略. *生态学报*, 2003, 23 (8): 1615-1621.
- [4] 邬建国. 景观生态学中的十大研究论题. *生态学报*, 2004, 24 (9): 2074-2076.
- [5] 陈利顶, 刘洋, 吕一河, 冯晓明, 傅伯杰. 景观生态学中的格局分析: 现状、困境与未来. *生态学报*, 2008, 28 (11): 5521-5531.
- [14] 张志明, 欧晓昆, 王崇云, 吴玉成. 利用 3S 技术对梅里雪山地区植被制图的精度检验分析. *应用生态学报*, 2004, 15 (9): 1517-1522.
- [30] 陈利顶, 吕一河, 傅伯杰, 卫伟. 基于模式识别的景观格局分析与尺度转换研究框架. *生态学报*, 2006, 26 (3): 663-670.