

基于边界特征的山地森林景观碎裂化研究

曾 辉,孔宁宁,李书娟

(北京大学城市与环境学系,100871,北京)

摘要:景观边界特征与景观碎裂化过程之间的相互关系研究已经引起了广泛的关注。利用 1987 年和 1997 年两个时段遥感景观资料,编制了卧龙自然保护区的景观类型图,以验证景观碎裂化过程导致边界数量,特别是短边界数量增加这一假说。研究工作包括 4 个方面的内容:(1)利用每年的 20 个 200×200 像元的正方形样地,分析工作区内景观边界的一般特征;(2)对每个样地边界数量的长度谱分布特征进行拟合,确定能够反映边界属性特征的拟合方程参数;(3)将边界属性特征参数与样地的景观碎裂化指数进行比较研究,建立景观边界特征与景观碎裂化程度之间的量化关系模型;(4)利用每个时段的 10 个验证样地来检验关系模型的有效性。研究结果表明,所有样地边界数量的长度谱分布特征可以使用对数方程 $y=b\ln(x)+c$ 进行拟合。景观的碎裂化过程将同时导致拟合方程参数 b 的绝对值和 c 值线性增加,景观碎裂化水平的增加将导致景观边界数量和短边界数量均呈指数增长方式。从研究的结果中还可以推断出,生境碎裂化水平对于生物多样性的影响也将呈现出明显的放大效应。

关键词:边界特征;山地森林景观;碎裂化;卧龙自然保护区

A Fragmentation Study of Mountain Forest Landscape Based on Boundary Characteristics

ZENG Hui, KONG Ning-Ning, LI Shu-Juan (Dept. of Urban and Environmental Science, Peking University, Beijing 100871, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(11): 1803~1810.

Abstract: Extensive attention has been given to the interrelationship between the boundary characteristics and the fragmentation process of landscape. This paper employs the landscape maps obtained through satellite remote sensing data (TM images) in 1987 and 1997 respectively to explore the hypothesis that the landscape fragmentation process will result in an increase in the boundary number of landscape, particularly the number of short ones. The study covers four aspects: (1) 20 square samples of 200×200 cells are used to analyze the common characteristics of boundaries within the study area; (2) analysis of boundary number-length distribution in each sample is conducted to identify the appropriate formula parameters that can reflect the boundary characteristics; (3) comparative study between the boundary parameters and the fragmentation index of the samples is made to establish a relationship model between the boundary characteristics and the fragmentation level; (4) 10 samples selected from each period of time are used to study the effectiveness of the model above.

Analysis of Common Characteristics of boundary and fragmentation. Because of the significant variation of physical environment and human activities, the boundary and fragmentation attribute of the 20 sample exhibit remarkable differences. Variations of boundary number, average boundary length and fragmentation index of the 20 samples in 1987 were 228%, 110%, and 177%, and that in 1997 were 235%, 110%, and 164%. These results indicate that the boundary and characteristics of the same sample didn't change significantly during the study period. The boundary number and the landscape fragmentation index of four samples have decreased while the average boundary length increased. The changing trend of

基金项目:国家重大基础科研规划资助项目(G2000046807)

收稿日期:2000-09-12 修回日期:2002-03-10

作者简介:曾 辉(1964~),男,辽宁凤城人,博士,副教授。主要从事景观生态学教学与科研工作。

万方数据

the other samples was just the opposite.

Study of boundary characteristics and the interrelationship between boundary characteristics and landscape fragmentation. The results of this study show that the boundary number-length distribution characteristics of all samples, even though the values of their fragmentation level are dramatically different, can be appropriately expressed by the logarithm formula $y = b\ln(x) + c$. Increases in landscape fragmentation lead to a linear increase of the value of parameter c and the absolute value of parameter b , indicating that both the total boundary number and the number of short boundary will increase in more fragmented samples. This result has illustrated the relationship hypothesis between boundary characteristics and landscape fragmentation. However, the relationship between the fragmentation process and the changes of boundary number is not simply a linear one. A quantitative conclusion that can be inferred from the model for the relationship between the landscape fragmentation and the boundary characteristics is that an increase in the fragmentation level will lead to a linear increase of the parameters of boundary characteristics. We can conclude from this result that while the landscape becomes more fragmented, the initial changes in boundary number are not obvious but will accelerate later on.

Relationship between boundary characteristics and fragmentation level. The results of two tests have supported strongly the model of relationships between the marginal characteristics and the fragmentation level. For the fragmentation level, the error between the model results and the actual results ranges from 1% to 12%, the average value of prediction accuracy is 95%. In the test of using the fragmentation indices to deduce the parameter for the boundary number-length distribution formula, the average error of parameter b ranges from 1% to 7%, with the accuracy is 97%. The error of parameter c ranges from 1% to 6% and the average rate of accuracy is 97%. The results of the tests have fully proven that the model out of this study for the relationship between the boundary characteristics and the fragmentation level is credible.

A deduced conclusion about the edge effect. It can be inferred from the conclusion of this study that the ecological effect of the habitat fragmentation process is obviously not linear either. Because the number of boundary takes an index growth model, the boundary length will increase substantially by accumulation even though there are some decreases in the average boundary length. This changing trend means that the various impacts causing landscape fragmentation may not be obvious initially. However, as the process of impact magnification occurs afterwards, obviously marginalized habitat will appear largely following the landscape fragmentation process. These boundary change characteristics may yield destructive impacts on the inner species within the habitat and eventually change the composition of biodiversity in a region.

Key words: boundary characteristics; mountain forestry landscape; fragmentation; Wolong Nature Reserve
文章编号:1000-0933(2002)11-1803-08 中图分类号:Q149 文献标识码:A

自然和人为影响引起的景观碎裂化问题已经受到普遍关注,利用景观组分边界特征分析景观碎裂化过程的成因和生态影响也成为景观生态学理论和应用研究中的热点问题^[1~4]。景观碎裂化过程的发生将首先改变组分边界特征,进而由于边缘效应问题改变生境特征,最终影响到生物多样性的区域分布格局^[5~8]。关于森林地区景观碎裂化和边界问题研究对于制定合理的生物多样性保护和管理策略具有重要的意义^[9,10]。目前关于碎裂化景观的边界问题研究主要集中在边界数量、长度、景观组分形状、分维特征、景观多样性和复杂性等方面^[11~15]。一个一般性的假说是,在没有组分类型发生变化的景观中,持续的碎裂化过程将导致边界数量特别是短边界数量增加^[16~20]。为验证这一假说,揭示边界长度和数量变化与景观碎裂化程度变化之间的定量关系,本研究以卧龙自然保护区为例,利用遥感影像植被制图和 GIS 技术,研究景观组分边界特征与景观整体碎裂化程度之间的定量关系,并探讨新的景观碎裂化研究和评价方法。

1 方法论

卧龙自然保护区的局部地区存在密度较高的人为活动影响,景观碎裂化程度空间差异明显。考虑到统计分析的最小样本量要求大于 15 个,同时为避免样本数量太大导致不同样本之间面积重叠过大,本研究分别在 1987 年(1987 年 7 月 25 日)的植被图上随机布设 20 个 200×200 像元的正方形样地,计算每个样地斑块数量、景观边界一般特征值和景观整体碎裂化指数。为确保不同年份之间的结果具有可比性,1997 年(1997 年 9 月 6 日)的样地布设点位与 1987 年相同。需要说明的是,本研究由于所使用的两景卫星影像数据的时间差异不大,影像分类过程中采用统一分类系统和影像差异鉴别模式。经典型自然植被类型大斑块(斑块面积 $\geq 10\text{hm}^2$)统一性校核(实际工作中共校对了 400 个左右的大型斑块),类型误差小于 5%,能够满足比较研究的精度要求。景观整体碎裂化指数计算使用了样地斑块数量减 1 和样地面积的比值^[21,22],描述边界一般特征的参数包括边界数量和平均长度。研究过程中分析每个样地中所有边界的长度谱分布特征,并利用拟合方程对每个样地的边界数量长度谱分布特征进行拟合,找出能够反映边界长度和数量差异的拟合方程系数。最后研究不同边界特征与景观整体碎裂化程度之间的相关关系模型,验证前文中提出的假说。为避免研究结果受不同景观指数计算的量纲影响,所有计算结果在进行比较分析之前都进行正规化处理。为验证模型的有效性,在每个时段分别随机设置了 10 个同样面积的验证样地,其中 5 个用于根据碎裂化指数计算结果预测边界数量-长度谱分布拟合方程系数检验,另外 5 个样地用于根据拟合方程系数预测景观碎裂化水平检验。所有检验结果均与实际计算结果进行了误差分析。

2 结果与分析

2.1 边界的一般特征分析

卧龙自然保护区建立以来,自然植被一直处于人工化的恢复过程中^[23]。从不同景观组分的变化看(图 1),研究期间内阔叶林和针阔混交林面积减少了 3.33%和 0.53%,针叶林面积显著增加了 3.93%。其他植被类型中,灌丛、草甸面积减少了 2.51%和 0.45%,裸地的面积增加了 1.58%。不过从总体看,保护区的建立,特别是自 20 世纪 80 年代中期以来,卧龙地区不同生态系统类型基本保持稳定,森林植被覆盖面积(3 种主要林型的总面积)得到一定程度的恢复。但局部地区显然还存在着一些人为干扰活动,标志生态系统退化的裸地类型面积比重有所上升。

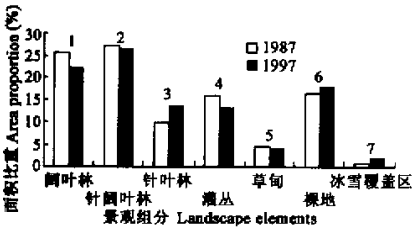


图 1 工作区内 1987 年和 1997 年景观组分比例变化
Fig. 1 Proportion changing of landscape element in 1987 and 1997.

1 Broadleaved forest; 2 Mixed forest; 3 Coniferous forest; 4 Shrub; 5 Meadow; 6 Uncovered; 7 Snow

表 1 是工作区内 1987 年和 1997 年各样地斑块数量、边界特征和景观碎裂化指数的统计结果。卧龙自然保护区内部的景观结构差异非常明显,同样面积的样地中,边界数量、平均边界长度和景观整体碎裂化指数差异分别为 228%、110%和 177%;1997 年上述 3 种指数的差异分别为 235%、110%和 164%。从同一样地不同年份之间的结果比较看,有 4 个样地的斑块、边界数量和景观整体碎裂化指数降低,平均边界长度增加,其余样地的变化趋势正好相反。其中第 9 号样地斑块数量、边界数量和景观整体碎裂化指数增幅均在 1 倍以上,平均边界长度的降幅也高达 35%。从样地分布情况看,碎裂化程度降低的样地主要分布在远离沟谷区域、海拔高度相对较高的林地核心区内,而碎裂化程度增加的样地则均含有沟谷地区、不同植被类型的过渡地区或中低海拔地区。这一结果意味着上述 3 类地区是保护区内景观碎裂化程度加剧的主要区域。

卧龙自然保护区属于典型的高山峡谷地区,在 50km 左右的直线距离上,海拔落差接近 5000m。1965~1975 年期间,保护区内部曾为森林采伐地区,到 20 世纪 80 年代初期加入人与生物圈保护网络后,各级政府部门均加大力度生态恢复与建设投入力度。自然环境条件与人为活动的双重影响,导致保护区内的景观破碎化程度较高,平均斑块面积仅有 7hm² 左右。每个样地平均边界数量超过 1000 条,平均边界长度

只有 7 个像元左右,换算的实际距离为 210m。这种边界结构显示出卧龙自然保护区内不同景观组分之间存在着复杂的界面关系,特别是 1997 年由于人工森林恢复工作的影响,导致景观碎裂化程度进一步加剧。

表 1 各年度参与分析的 20 个样地的边界特征和碎裂化指数

Table 3 Boundary characteristics and fragmentation index of the 20 samples in deferent year								
样地号 Sample number	1987				1997			
	斑块数 Patch number	边界数量 Boundary number	平均边界长度 Mean length	FN1	斑块数 Patch number	边界数量 Boundary number	平均边界长度 Mean length	FN1
1	661	1354	6.818	0.0166	726	1431	6.581	0.0183
2	478	865	8.257	0.0121	525	1392	6.654	0.0177
3	495	911	7.698	0.0129	434	845	8.899	0.0118
4	626	1308	6.362	0.0183	805	1691	5.584	0.0235
5	559	1134	6.795	0.0154	634	1313	6.162	0.0175
6	508	1062	7.470	0.0135	637	1249	7.250	0.017
7	418	699	10.878	0.0104	464	768	10.445	0.0116
8	556	1081	8.031	0.014	894	1900	5.908	0.0226
9	345	634	10.368	0.0086	715	1499	6.681	0.0179
10	468	902	9.411	0.0118	713	1484	7.227	0.0179
11	561	1064	7.308	0.0148	621	1159	6.772	0.0164
12	304	504	11.103	0.0091	365	622	9.405	0.0109
13	434	761	8.997	0.012	514	802	7.703	0.0142
14	586	1169	7.351	0.0147	756	1579	6.326	0.019
15	519	1014	7.928	0.0139	590	1191	6.876	0.0158
16	645	1231	5.900	0.0199	476	922	6.143	0.0147
17	636	1347	7.250	0.0163	576	1168	7.675	0.0147
18	490	907	9.302	0.0123	469	779	9.344	0.0118
19	813	1655	5.289	0.0238	1069	2083	4.964	0.0288
20	650	1286	6.32	0.0173	860	1679	5.948	0.0225

调查中了解到从 1965 年开始,卧龙自然保护区内存在着两种人为植被恢复过程:(1)前红旗森工局从 20 世纪 60 年代中期到 70 年代中期,在砍伐大面积天然林的同时,栽种了约 7000hm² 的云冷杉林;(2)自 80 年代初期以来,卧龙自然保护区管理部门组织在沟谷和两侧山坡地区营造了一定面积的人工针叶林^[23]。受地形和坡度等自然因素影响,人工造林地段大部分为小面积的团块结构。这两种人工造林地区在 1987 年由于一部分还处于幼林和幼苗阶段,所以在景观组分分类中被划入阔叶林和针阔混交林类型中。到 1997 年由于大部分人工造林地段已经成林,导致针叶林面积显著增加并对原阔叶林和针阔混交林分布区域形成强烈的分割影响,导致一些样地内的景观结构发生剧烈变化。另外,1987 年和 1997 年卫星影像的时间差 40d,1997 年一些高海拔地区植被类型过渡地带的小型斑块因季节变化而显示出显著的影像差异,在分类过程中被区分出来。低海拔地区则由于持续的人为干扰导致部分阔叶林分布区域碎裂化程度加剧,也是造成 1997 年保护区内景观碎裂化程度加剧的重要原因。

2.2 边界数量的长度分布特征研究

对样地内的所有边界进行数量长度分布格局分析,可以进一步了解边界构成的许多细节信息。由于短边界数量比重大,所有样地的边界数量长度谱分布均显示出明显的对数分布特征,图 2 为 1987 年第 6 号样地和 1997 年第 8 号样地的分布情况及拟合方程。其余样地的拟合方程参数见表 2。从表中可以看出,1987 年各样地拟合结果的置信度水平在 0.806~0.944 之间,1997 年各样地拟合方程的置信度水平在 0.882~0.952 之间。这种置信度水平足以证明对数拟合方程完全适用于反映工作区内景观边界数量的长度谱分布特征。

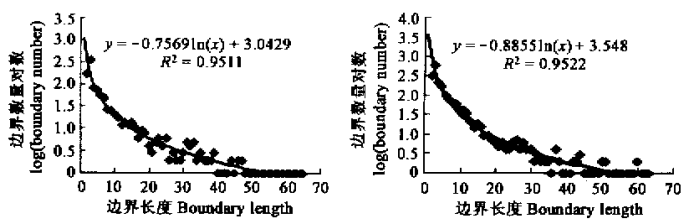


图2 1987年和1997年典型样地的数量长度分布格局及拟合结果

Fig. 2 Boundary number-length distribution pattern and simulation results of typical sample in 1987 and 1997

拟合方程的参数 b 是拟合曲线弯曲程度的控制参数,其绝对值越大,曲线的弯曲程度越高,说明短边界所占的比重越大。参数 c 反映了不同样地各长度区间边界数量的平均差异水平,在同样分布格局的样地中(b 值相同), c 值越大表明各长度区间的边界数量越多,也就是说 c 值大小最终体现的是不同样地边界整体数量的差异。因此在上述研究基础上,可以得到两个描述各样地边界特征的重要参数, b (用于反映短边界数量比重的差异)和 c (用于反映边界总量的差异)。

2.3 边界特征与景观整体碎裂化指数的关系研究

将景观边界特征参数与整体碎裂化指数进行相关分析发现(图3,图4),两个分析时段中 b 的绝对值和 c 值与碎裂化指数均呈典型的一阶线性正相关关系,即碎裂化程度的增加将同时导致参数 b 的绝对值和参数 c 线性增加。根据谱分布拟合方程的特征可以得出这样的结论,即景观的碎裂化过程将导致短边界数量和边界总数呈现出指数增加。

在边界结构参数与景观碎裂化指数的线性回归模型中,两个时段中的相关曲线斜率有轻微变化,并且与两个时段样地的平均景观碎裂化水平具有相同的变化趋势。这种差异显然是因为参与分析的样地

表2 不同年份20个样地的拟合参数及置信度水平

Table 2 The simulation parameters and confidence degree of 20 samples in deferent years

样地编号 Sample number	1987			1997		
	$ b $	c	R^2	$ b $	c	R^2
1	0.838	3.327	0.920	0.825	3.279	0.920
2	0.748	2.898	0.873	0.829	3.276	0.924
3	0.775	3.002	0.898	0.753	2.970	0.891
4	0.879	3.381	0.918	0.914	3.570	0.949
5	0.811	3.139	0.914	0.858	3.302	0.909
6	0.757	3.043	0.951	0.796	3.169	0.921
7	0.635	2.570	0.868	0.681	2.732	0.909
8	0.764	3.074	0.922	0.886	3.548	0.952
9	0.618	2.478	0.849	0.821	3.326	0.920
10	0.705	2.883	0.900	0.815	3.328	0.929
11	0.756	3.006	0.882	0.817	3.168	0.911
12	0.600	2.364	0.806	0.665	2.631	0.898
13	0.722	2.836	0.889	0.733	2.817	0.882
14	0.807	3.192	0.907	0.860	3.413	0.926
15	0.753	3.002	0.897	0.817	3.230	0.931
16	0.885	3.353	0.928	0.863	3.243	0.925
17	0.819	3.307	0.913	0.772	3.107	0.915
18	0.726	2.930	0.927	0.713	2.826	0.926
19	0.911	3.521	0.943	1.003	3.844	0.947
20	0.801	3.134	0.904	0.896	3.531	0.941

中出现了一些非线性碎裂化影响因素。比较合理的解释是,由于研究期间工作区内同时存在着自然生态恢复过程和强烈的人为恢复及干扰过程,导致碎裂化程度的变化也呈现出一定的非线性特征,从而使边界特征指数与碎裂化水平之间的关系发生了细微的变化。不过所有相关曲线的形式完全相同,证明本研究中揭示出来的边界特征与景观碎裂化程度之间的相关关系模型是可信的。受时段性资料的限制,本研究中无法就碎裂化的非线性影响因素对边界特征与碎裂化程度之间相关关系的影响进行研究,因而还无法给出统一的相关关系模型,这一问题有待于今后研究中加以解决。

2.4 边界特征和景观碎裂化程度之间相关关系的验证

为验证上述边界特征与景观碎裂化程度之间的相关关系模型的有效性,本研究在每个时段随机设置了10个验证样地,对模型进行有效性检验。所以检验样地均完成了边界数量长度谱分布特征拟合和碎裂化指数计算,然后每个时段中选择5个验证样地用于检验根据边界特征推断景观碎裂化水平的准确性水平,

另外 5 个样地用于检验根据景观碎裂化特征推断边界特征参数的有效性验证。模型结果与实际结果的比较和误差估计如表 3 和表 4 所示。

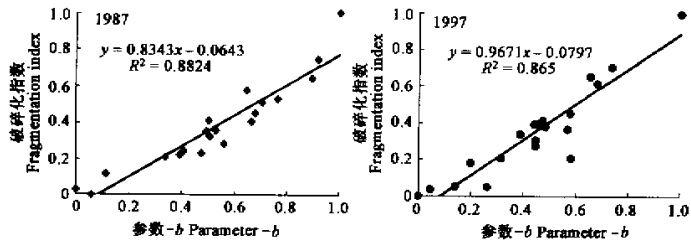


图 3 不同年份参数 b 与整体碎裂化指数之间的关系

Fig. 3 The relationship of parameter b and total fragmentation index in deferent years

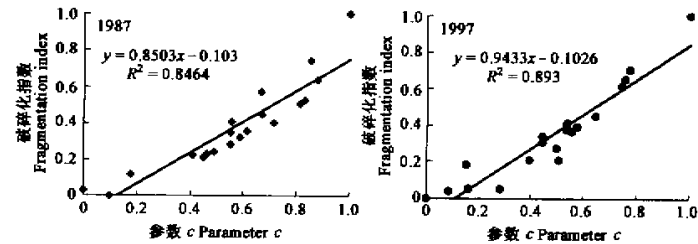


图 4 不同年份参数 c 与整体碎裂化指数之间的关系

Fig. 4 The relationship of parameter c and total fragmentation index in deferent years

表 3 根据整体碎裂化指数预测的拟合方程参数结果

Table 3 Forecast results of simulation parameters based on total fragmentation index

年	样地编号	模拟 b 值	预测 b 值	误差	模拟 c 值	预测 c 值	误差
Year	Sample number	Simulation b	Forecast b	Error	Simulation c	Forecast c	Error
1987	1	-0.814	-0.839	0.031	3.087	3.281	0.063
	2	-0.767	-0.772	0.006	3.075	3.046	0.009
	3	-0.683	-0.714	0.046	2.767	2.841	0.027
	4	-0.680	-0.673	0.010	2.718	2.697	0.008
	5	-0.723	-0.709	0.018	2.908	2.826	0.028
1997	1	-0.740	-0.768	0.039	3.060	3.036	0.008
	2	-0.971	-1.013	0.044	3.752	3.966	0.057
	3	-0.723	-0.768	0.062	2.867	3.036	0.059
	4	-0.775	-0.794	0.024	3.101	3.132	0.010
	5	-0.793	-0.787	0.008	3.187	3.106	0.025

两种验证结果均很好地证明了本研究建立的景观边界特征与碎裂化程度之间的相互关系模型,其中在碎裂化水平验证中,实际结果与验证结果的误差水平在 1%~12%之间,平均预测准确率为 95%。利用碎裂化水平推断景观边界谱分布方程参数的验证中, b 值的平均误差水平在 1%~7%之间,平均准确率为 97%; c 值的平均误差水平在 1%~6%,平均准确率为 97%。检验结果充分证明,本研究关于景观边界与碎裂化水平之间的相关关系模型结果是可信的。

表 4 根据拟合方程指数预测的景观整体碎裂化指数结果

Table 4 Forecast results of fragmentation index based on simulation parameters

年	样地编号	FN1	根据 <i>b</i> 预测的 FN1	误差	根据 <i>c</i> 预测的 FN1	误差
Year	Sample number		Forecast FN1 based on <i>b</i>	Error	Forecast FN1 based on <i>c</i>	Error
1987	1	0.0144	0.0142	0.014	0.0154	0.066
	2	0.0145	0.0151	0.040	0.0159	0.099
	3	0.0147	0.0145	0.016	0.0151	0.026
	4	0.0101	0.0104	0.031	0.0104	0.027
	5	0.0118	0.0124	0.051	0.0129	0.091
1997	1	0.0289	0.0264	0.087	0.0256	0.115
	2	0.0159	0.0148	0.069	0.0154	0.031
	3	0.0155	0.0159	0.024	0.0168	0.081
	4	0.0203	0.0222	0.093	0.0207	0.019
	5	0.0150	0.0143	0.049	0.0143	0.046

3 讨论与结论

上述研究结果充分证明,景观碎裂化过程将导致边界数量,特别是短边界数量增加的假说是成立的。不过碎裂化过程与边界数量变化之间的相关关系却不是简单的一阶线性关系。从景观碎裂化水平与边界结构特征参数之间的模型关系可以得出的量化结论是,景观碎裂化水平的增加将导致边界数量和短边界数量呈指数增长方式,即最初边界数量的变化可能处于不显著状态,但接下来将出现快速增长过程。

这一结论显然对于景观碎裂化研究,特别是生物多样性保护研究具有重要意义。边界数量的增加将导致边缘效应范围的扩大和内部生境的减少^[24~26]。根据本研究的结论可以推断,生境碎裂化过程的生态影响显然也不是一阶线性的,由于边界数量呈现出指数增长方式,尽管平均边界长度有所下降(表 1),但累计边界长度仍有较大幅度增长。边界的这种变化趋势意味着各种导致生境碎裂化的影响最初可能是不显著的,但随后将出现一个影响加速放大过程,最终导致景观尺度上发生明显的生境边缘化倾向。这种边界变化特征对于那些需要内部生境的物种可能会产生毁灭性的影响,并从根本上改变一个地区的生物多样性组成。

景观整体碎裂化指数与边界结构特征参数的线性相关模型解释了景观碎裂化过程中的边界反映特征。利用这一模型完全可以在区域尺度上根据部分样地的工作建立类似的模型,然后利用其余地区景观碎裂化指数分析结果推断整体边界结构特征,或者根据边界信息判断景观是碎裂化水平。从这一点看,本研究的结论可以为景观碎裂化过程研究提供一个新的方法论参考,即通过研究边界自身的结构特征来反映景观的整体碎裂化水平。

不同年份边界特征与碎裂化指数之间的变异性说明,多时段碎裂化研究中需要考虑影响景观碎裂化的各种复杂自然和人为驱动因素,不能将某一时段研究得出的经验性模型简单外推。比较合理的方式是利用必要的资料生成景观碎裂化水平与边界数量变化特征之间的关系模型,并在背景影响因素稳定的情况下,对其它地区景观碎裂化程度或边界数量特征进行空间预测分析。如果需要将预测模型进行跨时段使用,则必须了解可能的非线性影响过程对经验性关系模型的影响,如果资料充足且能够将这种非线性影响引进到经验模型的参数赋值中,则建立时序性的预测模型也是完全可能的。

参考文献

[1] Ne'eman G, Fotheringham CJ, Keeley JE. Patch to landscape patterns in post fire recruitment of a serotinous conifer. *Plant Ecology*, 1999, **145**(2): 235~242.

[2] Wylly EK. Continuity and change in the restless urban landscape. *Economic Geography*, 1999, **75**(4): 309~338.

[3] Bogaecke P, Moermans R, Impens I. Twist number statistics as an additional measure of habitat perimeter irregularity. *Environmental and Ecological Statistics*, 1999, **6**(3): 275~290.

- [4] Nikora VI, Pearson CP, Shankar U. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology*, 1999, **14**(1): 17~33.
- [5] Acosta A, Blasi C, Stanisci A. Spatial connectivity and boundary patterns in coastal dune vegetation in the Circeo National Park, Central Italy. *Journal of Vegetation Science*, 2000, **11**(1): 149~154.
- [6] Golden DM, Crist TO. Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge? *Oikos*, 2000, **90**(3): 525~538.
- [7] Rescia AJ, Schmitz MF, deAger PM, *et al.* A fragmented landscape in northern Spain analyzed at different spatial scales: Implications for management. *Journal of Vegetation Science*, 1997, **8**(3): 343~352.
- [8] Metzger JP. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 1997, **37**(1~2): 29~35.
- [9] Rescia AJ, Schmitz MF, deAgar MPM, *et al.* Ascribing plant diversity values to historical changes in landscape: A methodological approach. *Landscape and Urban Planning*, 1995, **31**(1~3): 181~194.
- [10] Boulinier T, Nichols JD, Hines JE, *et al.* Forest fragmentation and bird community dynamics: Inference at regional scales. *Ecology*, 2001, **82**(4): 1159~1169.
- [11] Metzger JP, Muller E. Characterizing the complexity of landscape boundaries by remote sensing. *Landscape Ecology*, 1996, **11**(2): 65~77.
- [12] Metzger JP. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications*, 2000, **10**(4): 1147~1161.
- [13] Kent M, Gill WJ, Weaver RE, Armitage RP. Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography*, 1997, **21**(3): 315~353.
- [14] Collinge SK. Ecological consequences of habitat fragmentation: Implication for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, **36**(1): 59~77.
- [15] Ludwig JA, Tongway DJ. Spatial-organization of landscape and its function in semiarid woodlands, Australia. *Landscape Ecology*, 1995, **10**(1): 51~63.
- [16] Collinge SK, Forman RTT. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects, *OIKOS*, 1998, **82**(1): 66~84.
- [17] Bowers MA, Dooley JL. A controlled, hierarchical study of habitat fragmentation: responses at the individual, patch, and landscape scale. *Landscape Ecology*, 1999, **14**(4): 381~389.
- [18] Hargis CD, Bissonette JA, David JL. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 1998, **13**(3): 167~186.
- [19] Manolis JC, Andersen DE, Cuthbert FJ. Patterns in clearcut edge and fragmentation effect studies in northern hardwood-conifer landscapes: retrospective power analysis and Minnesota results. *Wildlife Society Bulletin*, 2000, **28**(4): 1088~1101.
- [20] Debinski DM, Holt RD. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 2000, **14**(2): 342~355.
- [21] Zeng H (曾辉), Jiang C M (姜传明). Landscape structure study of Longhua Area in Shenzhen City during the fast urbanization process-Structure and heterogeneity analysis of forest land. *Acta Ecologica Sinica*(in Chinese) (生态学报), 2000, **20**(3): 378~383.
- [22] Li H B (李哈滨), Wu Y G (武业刚). Quantitative methods of landscape ecology. In Liu J G ed. *Advances in morden ecology*(in Chinese). China Science and Technology Press, 1992. 209~233.
- [23] Qin Z S (秦自生), Talyor A. *The bamboo and forest dynamic succession in the ecological environment of the Giant Pandas in Wolong*(in Chinese). China Forestry Press, 1993.
- [24] Jules ES, Frost EJ, Mills LS, Tallmon DA. Ecological consequences of forest fragmentation in the Klamath region. *Natural Area Journals*, 1999, **19**(4): 368~378.
- [25] Zheng DL, Chen JQ. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-AEI). *Ecological Modelling*, 2000, **132**(3): 175~190.
- [26] Gosz **丙方数据** analysis of ecological change in time and space: Implications for forest management. *Ecological Applications*, 1992, **2**(3): 248~261.