

遥感影像空间分辨率及粒度变化 对城市景观格局分析的影响

朱 明¹, 濮励杰¹, 李建龙²

(1. 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210093; 2. 南京大学生物系, 南京 210093)

摘要:尺度是景观生态学和遥感领域的重要问题,已有研究主要考虑景观的粒度效应,很少涉及遥感影像空间分辨率对景观格局,尤其是对城市景观格局的影响。基于 2000 年和 2002 年分别由 ETM+ 和 IRS-PAN 影像解译得到的土地利用图,从景观和类型两个层次分析了不同粒度下上海市一城市化样带的景观格局。结果表明,城市景观有明显的尺度效应,空间分辨率和粒度变化都会影响城市景观格局,而道路等线性廊道对尺度变化的敏感则是造成这一影响的主要原因。斑块密度、边界密度、平均斑块分维度、景观聚集度和最大斑块指数的粒度效应比较明显,而景观比例、Shannon 多样性指数对粒度变化并不敏感。高分辨率影像适用于城市景观格局,尤其是破碎度的分析,其用于分析的合适粒度是 5~10m。

关键词:遥感影像空间分辨率; 粒度; 景观格局; 尺度效应; 上海

文章编号:1000-0933(2008)06-2753-11 中图分类号:Q149, Q988 文献标识码:A

Effects of varied remote sensor spatial resolution and grain size on urban landscape pattern analysis

ZHU Ming¹, PU Li-Jie¹, LI Jian-Long²

1 School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China

2 Department of Biology, Nanjing University, Nanjing 210093, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(6): 2753 ~ 2763.

Abstract: Scale is an important issue both in landscape ecology and remote sensing. Although scale in landscape ecology involves both grain and extent, changing grain size is much more concerned by scientists. Choosing data of proper resolution has always been a big problem for landscape pattern analysis using satellite images. Many studies have been conducted trying to investigate the effects of remote sensor spatial resolution on landscape pattern analysis. However, the effects of remote sensor spatial resolution on urban landscape pattern analysis have rarely been reported.

Land use transects across urban center of Shanghai were clipped from the land use maps of 2000 and 2002, which were created by manual interpretation from ETM+ and IRS-PAN images, to produce Land use transect I and II (LUT-I and II). To study the impacts of road corridors on urban landscape pattern, road corridors and urban patches in LUT-II were merged to create Land use transect III (LUT-III). The three transects were then converted to ArcGrid formats at the grain size of 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180, 200, 250m using ArcView Spatial Analyst. Seven landscape indices were examined from both landscape and class-level including percent of coverage (PLAND), patch

基金项目:南京大学“985”城市化与城市科学平台及南京大学引进人才启动基金联合资助项目(020922410103)

收稿日期:2007-04-09; 修订日期:2007-12-12

作者简介:朱明(1980~),男,江苏扬州人,博士,从事景观生态与土地利用变化研究. E-mail: zhumingnju@126.com

Foundation item: The project was financially supported by Scientific Platform for Urbanization and Urban Sciences of 985 Project and Research Foundation of Nanjing University (No. 020922410103)

Received date: 2007-04-09; **Accepted date:** 2007-12-12

Biography: ZHU Ming, Ph. D., mainly engaged in landscape ecology and land use change. E-mail: zhumingnju@126.com

density (PD), edge density (ED), mean patch fractal dimension (MPFD), contagion (CONTAG), largest patch index (LPI) and Shannon diversity index (SHDI).

The results showed that scale effects of selected landscape indices were different in urban landscape. PD in LUT-II dropped as grain size increased from 5m to 10m, and increased as grain size reached 30m, and then decreased again with increasing grain size. Linear corridors such as roads were the major reasons leading to scale effects in urban landscape, because they are quite sensitive to varied remote sensor resolution and grain size.

PD, ED, MPFD, CONTAG and LPI were more sensitive to changing grain size comparing with PLAND and SHDI. Although PD, ED, MPFD and LPI could be used to quantify urban fragmentation, their behavior was different with changing grain size, highlighting the necessity of measuring urban fragmentation from different aspects.

The results also suggested that satellite images from IKONOS, SPOT or IRS-PAN with fine resolution were necessary for examining urban fragmentation, while data from TM/ETM+ with coarser resolution might be used to monitor urban sprawl. For data derived from IRS-PAN image, grain size about 5—10m is necessary to avoid scale effects in landscape pattern analysis, while the optimal grain size for data derived from TM/ETM+ images is 30—80m.

Key Words: remote sensor resolution; grain size; landscape pattern; scale effects; Shanghai

尺度问题无论在景观生态学还是遥感领域都是非常重要的问题。在景观生态学界,尺度问题一直是研究的核心问题之一,特别是对于景观格局分析而言,尺度的选择直接关系到结果的可靠性^[1,2]。景观生态学中的尺度主要是指空间和时间上的粒度(grain)和幅度(extent),而重点则是空间尺度,景观生态学就其本质而言也可称为空间生态学^[3]。由于通常的研究中都是将研究区域整体作为研究范围,空间幅度也随之确定,因此尺度效应的研究主要集中在空间粒度方面,而对幅度方面的研究相对较少^[4~8]。前人的研究结果已经证明不同的景观有不同的格局特征,对尺度变化的响应也不一样,因此并不存在景观格局分析的最佳尺度,只有针对特定景观的合适尺度^[6,9]。

遥感技术的飞速发展对相关研究提供了不同空间分辨率的影像数据资料,但合适空间分辨率的选择却成了一个棘手的问题^[10,11]。由于根据遥感资料制作的土地利用图可以方便地用于景观格局分析,遥感影像已经成为土地利用景观格局分析最主要的资料来源^[12~14]。Benson^[15]、Petit^[16]、Saura^[17]等人研究了遥感影像分辨率对景观格局分析的影响,但主要集中在自然景观方面,对城市景观格局的影响则鲜有报道^[18]。

本文以2000年和2002年分别由ETM+和IRS-PAN遥感影像解译得到的上海市土地利用图和数据源,利用FRAGSTATS软件分析了上海一城市化样带中土地利用景观格局在类型和景观两个水平上的粒度效应,探讨了遥感影像空间分辨率以及粒度变化对城市景观格局分析结果的影响,分析了城市景观格局的尺度效应特征,为城市景观格局研究中合适遥感影像空间分辨率以及粒度的选择提供了科学依据。

1 资料及研究方法

1.1 研究区概况

上海市(30°40'~31°53'N,120°51'~122°12'E)东濒东海,南临杭州湾,西接江苏、浙江两省,北接长江入海口,属北亚热带季风性气候,四季分明,日照充分,雨量充沛。上海市面积6340 km²,人口1334万(2002年),是中国最大的城市,也是中国城市化进程最快的城市。作为长江三角洲城市群的中心城市,上海一直是城市景观研究的热点地区。

1.2 数据来源与处理

本研究所采用的数据为2000年和2002年上海市土地利用矢量图,其中2000年的土地利用矢量图是根据ETM+(分辨率为30m)遥感影像人机交互解译得到的1:100000土地利用图,2002年的矢量图则是根据IRS-PAN(分辨率为7m)遥感影像人机交互解译得到的1:25000土地利用图。由于原始影像的分辨率不同,其中可辨识物体的类型也不同,所以两张土地利用图的分类系统并不一样。为了方便比较,将两张土地利用图

中的土地利用简并为农业用地、城镇用地、绿地、水域和道路 5 个类型。由于在 ETM+ 影像 30m 的分辨率条件下,道路用地无法辨识,因此 2000 年的土地利用图中不含道路用地。

本研究选取的研究区为自西向东,横贯上海市中心,范围 $51 \times 9 \text{ km}^2$ 的一条样带。利用 ArcView GIS3.2 软件将样带部分分别从 2000 年和 2002 年的土地利用矢量图中切割提取出来,得到土地利用样带 1 (LUT-I),土地利用样带 2 (LUT-II)。为了研究道路对城市景观格局的影响,将样带 2 中的城镇用地和道路两种土地利用类型合并为城镇用地,称为土地利用样带 3 (LUT-III, 参见图 1)。为研究城市景观格局的粒度效应,利用 ArcView GIS3.2 软件分别将样带 1、样带 2、样带 3 转换为 5、10、15、20、25、30、35、40、50、60、80、100、120、140、160、180、200、250m 共 18 个不同采样粒度的栅格文件。

1.3 景观格局分析

本研究选择了 7 个常用的景观指数,包括景观比例 (PLAND)、斑块密度 (PD)、边界密度 (ED)、平均斑块分维度 (MPFD)、景观聚集度 (CONTAG)、最大斑块指数 (LPI) 和 Shannon 多样性指数 (SHDI),并利用基于栅格数据的景观格局分析软件 FRAGSTATS3.3 计算 3 个样带在 18 个不同粒度下的景观指数,包括景观和类型两个层次。上述景观指数的计算公式及其在景观格局中的含义参见 FRAGSTATS 软件使用说明^[19]。

2 结果与分析

2.1 各种土地利用类型在样带中的景观比例

从图 2 中可以看出,3 个样带中各个土地利用类型的景观比例随粒度的增加基本保持恒定,表明景观比例并没有明显的粒度效应,以下描述中所列出的数据均为粒度为 5m 时的分析结果。研究结果表明,城镇用地和农业用地是景观样带中的主要用地类型。在样带 1

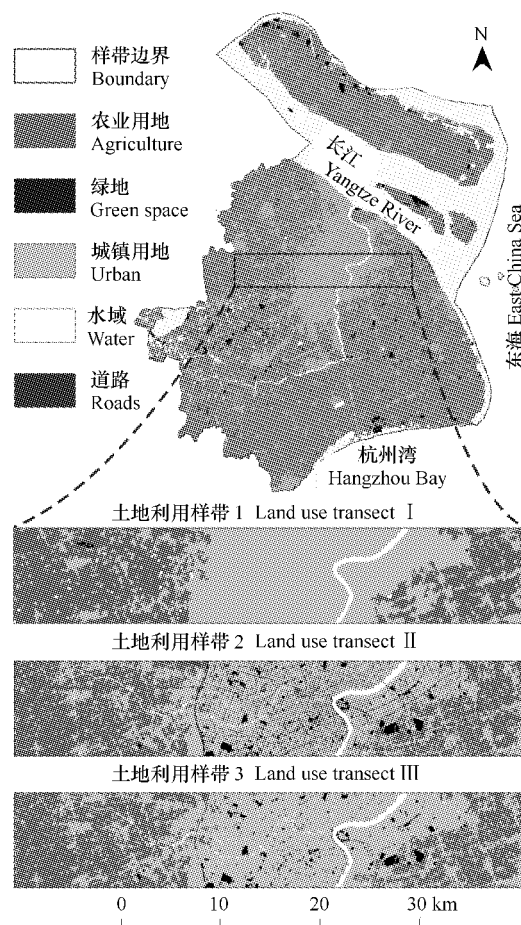


图 1 研究区样带土地利用分类及其在上海市区位图(样带 1、2、3 分别为 2000 年,2002 年以及 2002 年重新分类图)

Fig. 1 Land use classification of LUT-I (2000), LUT-II (2002) and LUT-III (2002, reclassified) and their locations in Shanghai

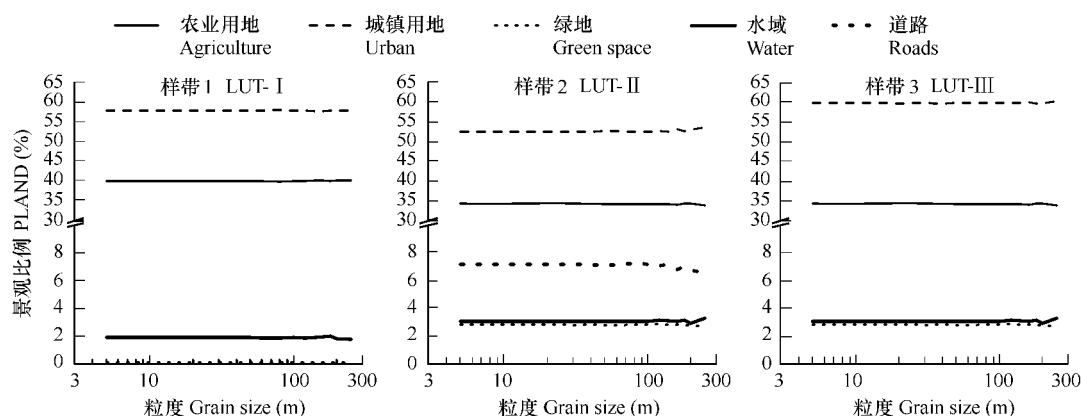


图 2 样带中各种土地利用类型景观比例随粒度的变化

Fig. 2 Percent coverage of different land use types in three transects with changing grain size

中,城镇用地和农业用地的景观比例分别为 57.9% 和 40.0%,绿地和水域的景观比例则仅为 2.1%。而在样带 2 中,城镇用地和农业用地的景观比例分别为 52.6% 和 34.3%,绿地和水域的比例有所上升,分别为 2.8% 和 3.1%,道路面积则占到了 7.2% 的比例。样带 3 中其他用地类型的景观比例和样带 2 中相同,只是城镇用地和道路用地合并后,城镇用地的比例达到了 59.7%,比 2000 年(样带 2)有小幅的上升,这也符合城市化过程中城镇用地面积逐渐增加的基本趋势。样带 1 和样带 2 中,绿地的景观比例差异很大,说明城市景观中绿地的解译结果受原始影像的空间分辨率影响很大,可能是由于城市景观中的绿地有很大一部分是沿道路廊道的线性绿化带,在 30m 的分辨率下,这些绿地斑块无法解译,导致绿地的景观比例明显减小。

2.2 景观层次的粒度效应

2.2.1 斑块密度

不同样带的斑块密度有很大差异,而且随粒度变化的表现也不一样(图 3a)。样带 1 中的斑块密度整体偏小,在 0.3 到 0.6 之间。当景观粒度变大时,斑块密度开始变化不大,只是缓慢减小。但当粒度超过 100m 以后,斑块密度随着粒度的增加迅速减小。而在样带 2 中,斑块密度先减小,当粒度为 10m 时,达到极小值 8.9,之后斑块密度开始增大,当粒度增加到 30m 时,达到最大值 14.8,然后开始迅速减小。样带 3 中斑块密度的变化趋势和样带 2 中相似,也表现为减小—增加—减小的变化规律,只是斑块密度大小仅为前者对应粒度时的一半左右。总体看来,斑块密度随粒度增加表现出下降的趋势,说明随着粒度的增加,景观中较小的斑块逐渐被周围较大的斑块合并,景观中斑块的数目减少,斑块密度下降,景观的破碎程度降低。但在粒度从 5m 增加到 30m 的过程中,斑块密度出现了先减后增的情况,这与以往报道中斑块密度随粒度变大指数减小的变化规律并不完全相同^[6]。

2.2.2 边界密度

样带中的边界密度随粒度增加均表现出下降的变化趋势,当粒度增加时,由于斑块数目的减少,与之紧密联系的边界长度必然减少,从而导致边界密度的减小(图 3b)。研究结果还表明,不同样带中边界密度数值差异很大,说明不同样带的景观的破碎化程度不同。

2.2.3 平均斑块分维度

在样带 1 中,平均斑块分维度随粒度增加从 1.08 逐渐减小到 1.03(图 3c)。而在样带 2 中,平均斑块分维度先在粒度为 10m 时小幅升高,然后逐渐下降。平均斑块分维度在样带 3 中的变化趋势与样带 2 中几乎一致,只是在粒度为 5m 和 10m 时没有变化。上述结果表明,粒度增加时,景观中较小的斑块被合并,斑块形状越来越趋近于规则的正方形。

2.2.4 景观聚集度

景观聚集度表现出与边界密度相似的粒度效应,在 3 个样带中均呈现下降的趋势,但在 3 个样带中的数值差异不大(图 3d)。根据景观聚集度的定义,其数值越小,表明景观的聚集程度越低,说明随着粒度的增加,景观的聚集程度降低。而斑块密度的结果表明,景观的破碎程度随着粒度的增加而降低,这表明景观破碎度和聚集度并不是完全相反的一对概念。

2.2.5 最大斑块指数

在不同样带中,最大斑块指数表现出极为不同的粒度效应(图 3e)。在样带 1 中,最大斑块指数在 33 ~ 34.5 之间变化,变化幅度很小,但有整体上升的趋势。而在样带 2 中,最大斑块指数随粒度变大表现出阶梯状上升的趋势,突变点是 30m 和 100m。而在样带 3 中,最大斑块指数在 50 附近波动,但在 120、140m 和 180m 三个粒度下降到 35 附近。上述结果表明,在样带 2 中,随着粒度的增加,景观中面积较小的斑块被较大斑块合并,但最大斑块的面积并不随之增加,只是在某些特殊粒度时,比如 30m 和 100m 时最大斑块指数出现跳跃式增加,说明这些粒度时出现了较大斑块的合并,景观格局有了明显变化。在样带 3 中,由于道路廊道已经和城镇用地合并,形成了一个面积较大的城镇用地斑块,因此,最大斑块指数较样带 2 中高出许多。在样带 1 中,由于道路廊道无法解译,城镇用地斑块连绵成片,因此最大斑块指数也比样带 2 中要高。

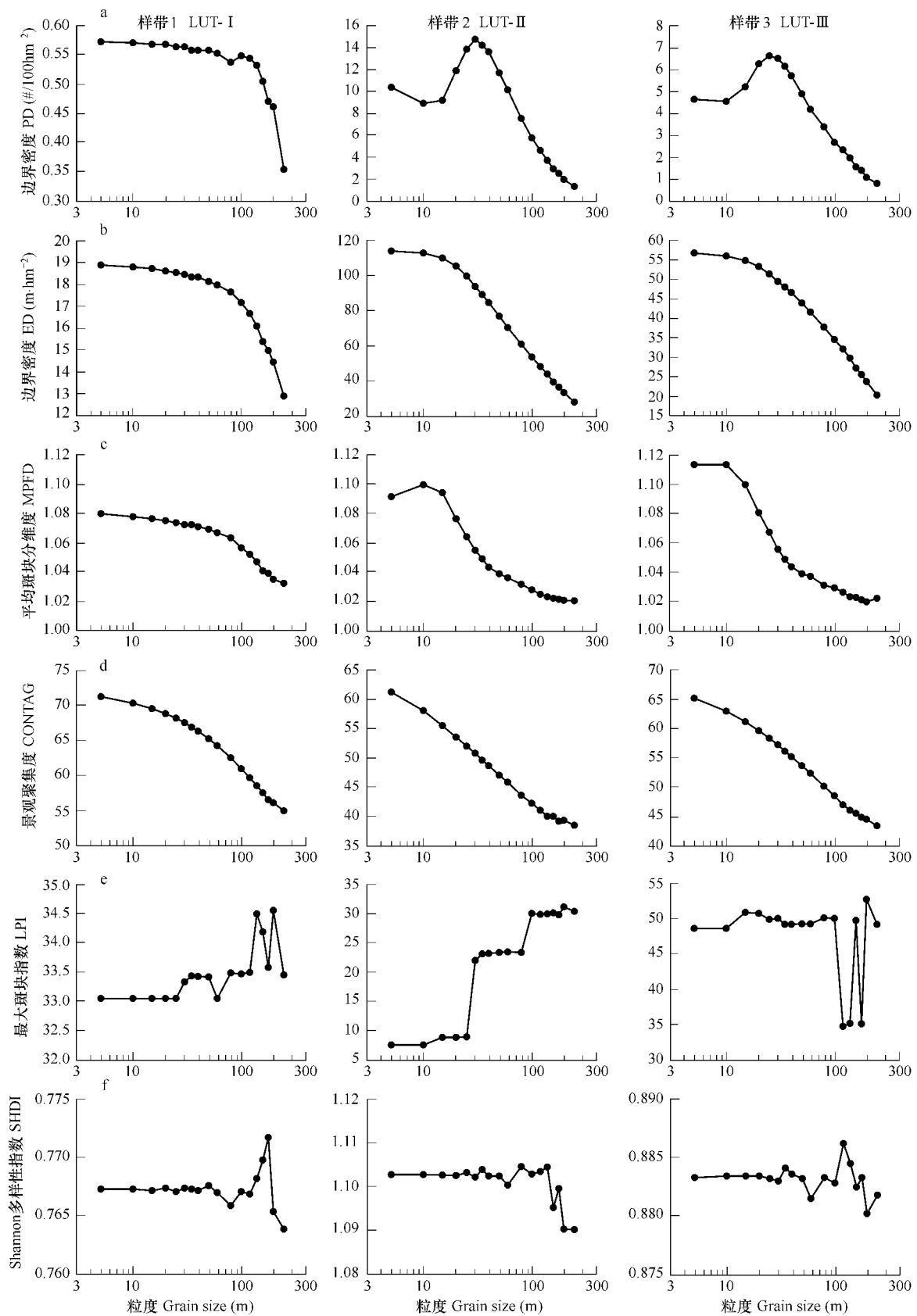


图3 样带中景观指数在景观层次随粒度的变化

Fig. 3 Landscape-level landscape metrics in three transects with changing grain size

2.2.6 Shannon 多样性指数

Shannon 多样性指数是景观层次中对粒度变化最不敏感的指数(图 3f)。在 3 个样带中,Shannon 多样性指数均随粒度变化保持稳定,仅在粒度超过 100m 时有微小的波动。比较 3 个样带中的结果可以发现,样带 1 和样带 3 的 Shannon 多样性较小,而样带 2 中的多样性较大,样带 1 和样带 3 中只有 4 个土地利用类型,而样带 2 中有 5 个,多出道路用地这一类型。可见 Shannon 多样性指数的结果受土地利用分类体系的影响很大,土地利用分类越细,Shannon 多样性指数越大,反之亦然。

综合景观层次的粒度效应研究结果可以看出,除了 Shannon 多样性指数外,其他景观指数都表现出一定的粒度效应,但其表现形式在 3 个样带中又往往有所不同。大部分景观指数在样带 1 和样带 2 中的差别较大,反映出遥感影像空间分辨率的差异对城市景观格局的分析结果有明显的影响。样带 3 中的粒度效应有时与样带 2 中相似,如斑块密度、平均斑块分维度,有时又与样带 1 中相似,如最大斑块指数,说明道路廊道对城市景观格局的分析结果也有重要影响。

2.3 类型层次的粒度效应

2.3.1 斑块密度

与景观层次相似,类型层次斑块密度的粒度效应在 3 个样带中的表现差异也非常显著(图 4a)。在样带 1 中,城镇用地的斑块密度比其他用地类型大很多,具体顺序为城镇用地 > 农业用地 > 水域 > 绿地。当粒度增大时,其他用地类型的斑块密度变化不大,而城镇用地的斑块密度下降比例较大,说明随着粒度的增加有一部分面积较小的城镇用地斑块被周围较大的斑块合并。这表明样带的斑块密度在景观层次的变化主要是由于城镇用地斑块密度的减少而引起的。在样带 2 中,城镇用地、农业用地和绿地的斑块密度均随着粒度的增大逐渐减小,但水域和道路的斑块密度却是先迅速上升,然后又迅速下降,呈现“~”型的变化趋势。当粒度为 5m 和 10m 时,城镇用地的斑块密度是景观中最高的,而当粒度上升到 15m 以后,道路用地的斑块密度则迅速增加,在粒度为 30m 时达到峰值,大大超过城镇用地。与此同时,城镇用地的斑块密度则迅速减少,说明粒度在 15m 到 30m 范围内变化时,样带 2 中的景观格局发生了剧烈的变化,而造成变化的主要原因是道路和水域。景观比例的计算结果已经表明,道路在样带 2 中所占的比例不到 8%,这就说明粒度在 15m 到 30m 范围时,道路斑块的平均面积非常小,这很有可能是由于粒度增大时道路廊道在重采样过程中发生断裂,形成众多面积较小的景观片段,从而导致斑块密度的异常上升,而并非城市景观格局的真实呈现。在样带 3 中,由于道路和城镇用地两个土地利用类型已经进行了合并,粒度效应最明显的就是水域,同样带 2 中 1 样呈现出“~”型的变化规律,并且在粒度为 30m 时成为景观中斑块密度最大的用地类型。而城镇用地的斑块密度在合并之后比样带 2 中有明显的减小,尤其是在粒度小于 15m 时,减小幅度非常大。

2.3.2 边界密度

在 3 个样带中,边界密度均表现出一定的粒度效应,随着粒度的增大,不同土地利用类型的边界密度均呈现出下降的趋势(图 4b)。在样带 1 中,农业用地和城镇用地的边界密度几乎一致,随粒度增加缓慢下降,但在粒度增加到 100m 以后,下降的速度加快。水域和绿地的边界密度则相对较小,随粒度增加变化也很小。在样带 2 中,边界密度的大小顺序是城镇用地 > 道路 > 农业用地 > 水域 > 绿地,但在粒度增加到 80m 以后,农业用地的边界密度超过了道路。而样带 3 中合并后的城镇用地边界密度比样带 2 中有很大的减小,但仍然比其他用地类型的边界密度要大。总结 3 个样带中的计算结果可以发现,边界密度越大,粒度增加时其下降的幅度也越大。

2.3.3 平均斑块分维度

不同土地利用类型的平均斑块分维度在 3 个样带中均表现出下降的趋势,说明当粒度增加时,景观中各种土地利用类型的斑块形状均趋向于规则(图 4c)。在样带 1 中,平均斑块分维度的大小顺序为农业用地 > 城镇用地 > 绿地 > 水域,并随着粒度的增加均缓慢下降。在粒度超过 100m 以后,农业用地和绿地的平均斑块分维度出现了小幅波动。在样带 2 中,水域的平均斑块分维度变化较大,尤其是在粒度从 10m 增加到 30m

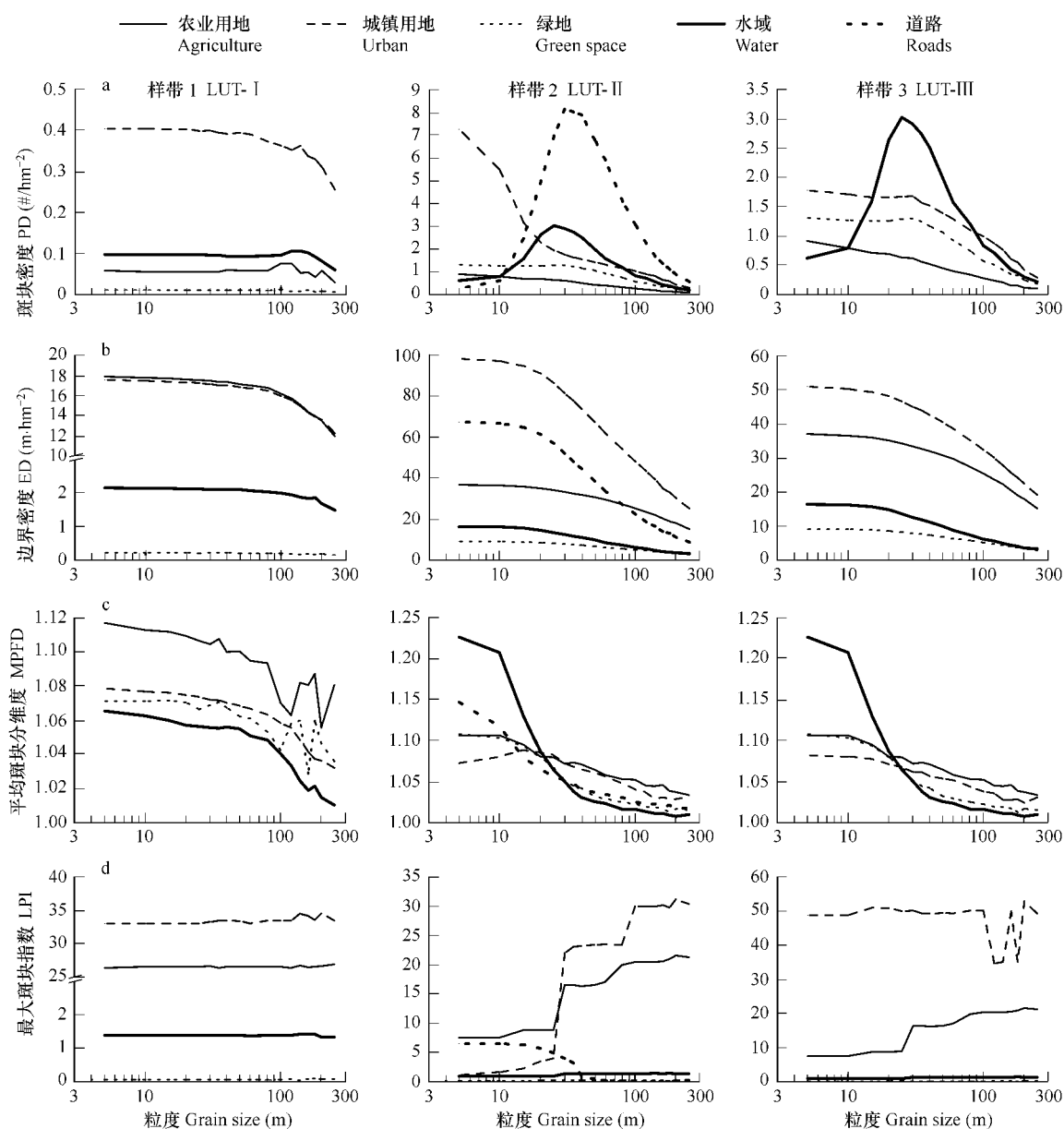


图 4 样带中景观指数在类型层次随粒度的变化

Fig. 4 Class-level landscape metrics in three transects with changing grain size

时,平均斑块分维度迅速下降。道路的变化趋势与水域相似,但变化幅度相对较小。农业用地和绿地也呈现逐渐减小的趋势。而城镇用地平均斑块分维度先缓慢增加,在粒度增大到 15m 以后再逐渐下降。但由于样带 2 中城镇斑块的数目很多,导致了样带 2 中景观层次的平均斑块分维度出现先上升,后下降的变化趋势。在样带 3 中,合并后城镇用地的平均斑块分维度缓慢减小,而其他用地类型的变化与样带 2 中一致。比较 3 个样带中的结果可以发现平均斑块分维度差别最大的是水域。在样带 1 中,水域的平均斑块分维度一直是最低的,而在样带 2、3 中,水域的平均斑块分维度在粒度为 5m 和 10m 时远高于其他用地类型,但在粒度超过 10m 以后就迅速下降,这说明不同空间分辨率下对河流廊道的解译结果有很大差异。当空间分辨率较低时(如样带 1),只有宽度较大的主要河流被解译出来,形状相对规则,平均斑块分维度也比较小,而当空间分辨率较高时(如样带 2、3),一些宽度较窄的河流也被解译出来,河流廊道的不规则性增加,水域的平均斑块分维度就会增加。由于上海地处长江中下游平原的太湖流域,河网密布,沟渠众多,这样样带 2 中水域的平均斑块

分维度就比样带 1 中有了明显的增加。

2.3.4 最大斑块指数

同景观层次一样,类型层次最大斑块指数在 3 个样带中的表现各也不相同(图 4d)。在样带 1 中,各个用地类型的最大斑块指数随着粒度的增大均未有明显变化,但最大斑块指数的大小顺序依次是城镇用地 > 农业用地 > 水域 > 绿地,说明城镇用地的最大斑块面积最大,而绿地的最大斑块面积则非常小。在样带 2 中,各种用地类型最大斑块面积的粒度效应差异显著。农业用地和城镇用地均表现出阶梯状上升的趋势,说明随着粒度的增大,这两类用地中较小的斑块被周围较大的斑块合并了,最大斑块的面积增大了。特别是在粒度从 25m 增加到 30m 时,城镇用地的最大斑块指数从 4.1 迅速增加到 22.0,超过了农业用地,城镇用地斑块成为样带中的最大斑块,说明粒度为 30m 时有较大面积的城镇用地斑块发生了合并。与农业用地和城镇用地相反,道路的最大斑块面积随着粒度的增加却出现了下降的趋势,说明随着粒度的增加,道路廊道发生了断裂,最大斑块面积变小。水域和绿地的最大斑块指数随粒度增加几乎未有变化。在样带 3 中,合并后的城镇用地最大斑块指数维持在 50 左右,只是在粒度达到 100m 以上时有所波动,整体变化趋势与样带 1 中相近。而其它用地类型的最大斑块指数与样带 2 中一致。

类型层次的景观指数分析结果仍然表明大部分指数均有明显的粒度效应,但受空间分辨率的影响较大。而不同的用地类型所表现出的粒度效应也有很大差异,这与土地利用类型自身的特征密切相关,而线状土地利用类型对粒度的变化最为敏感。

3 讨论与结论

3.1 道路廊道对城市景观的影响

从样带 2 的研究结果可以看出,斑块密度在粒度为 10~30m 的范围内表现出异常的变化规律,而类型层次的研究结果则进一步表明这种变化与道路廊道密切相关。图 5 中展示了样带 2、3 中城市中心区域一块 960m×960m 的样方范围内土地利用格局随粒度增加的变化情况。从图 5 中可以看出,在样带 2 原始的矢量图中,道路宽度主要在 10~30m 之间,并且具有很高的连通度,城镇用地被道路切割成众多面积较小的斑块。当矢量图转换为栅格图时,由于 5m 的粒度比道路的宽度要窄,因此重采样后景观格局与矢量图几乎没有差别。而当粒度增加为 10m 时,部分较窄的道路出现断裂,形成少量道路碎片,道路斑块数量增加。相反,部分原本被分割的城镇用地斑块由于道路的断裂发生了合并,因此城镇用地斑块数目减少,但减少的数目比增加的数目多,所以整体上斑块数目减少了。当粒度增加为 20m 时,大多数的道路廊道发生了断裂,道路碎片的数目大量增加。同时,大多数的城镇用地斑块也发生了合并,但城镇用地斑块减小的数目要比道路廊道斑块增加的数目少,因此,景观整体的斑块密度出现了上升的趋势。当粒度增加到 30m 时,几乎所有的道路廊道都发生断裂,而城镇用地则基本上合并为一个大的斑块,此时道路斑块数目的增加远远大于城镇用地斑块的减少,景观整体的斑块密度达到了最高值。当粒度增加到 60m 时,道路廊道破碎化的过程仍然在继续,但很多一个或者几个像元的道路斑块在重采样过程中被消除,道路斑块的数目明显减少,而城镇用地的斑块数目几乎没有变化,因此景观整体的斑块密度又出现了下降的趋势。当粒度继续增加到 120m 和 250m 时,斑块密度继续减少。而在样带 3 中,由于道路廊道已与城镇用地类型合并,这样所有的城镇用地斑块就连在了一起,随着粒度的增加,城镇用地的斑块数目并没有变化,但样方中的河流廊道和绿地斑块在粒度增加时也会出现类似道路廊道一样的断裂情况,斑块的数目也会增加,但增加的幅度远比样带 2 中要小很多。上述分析说明当粒度较小时,栅格图像能忠实反映城市景观格局的原貌,而随着粒度的增加,景观格局在重采样过程中被扭曲,也不能反映城市景观格局的真实情况。而在样带 1 中,由于道路廊道无法被解译,并不能反映城市景观格局的真实情况。上述分析也同样可以解释边界密度、最大斑块指数、景观聚集度等指数随粒度增加所发生的变化。

由于 Wu 等人在城市景观格局粒度效应分析的过程中使用了粒度为 30m 的 TM 影像作为原始数据,解译得到的土地利用分类图中并没有道路廊道,所以并没有发现道路廊道在城市景观格局中的重要作用,也没有

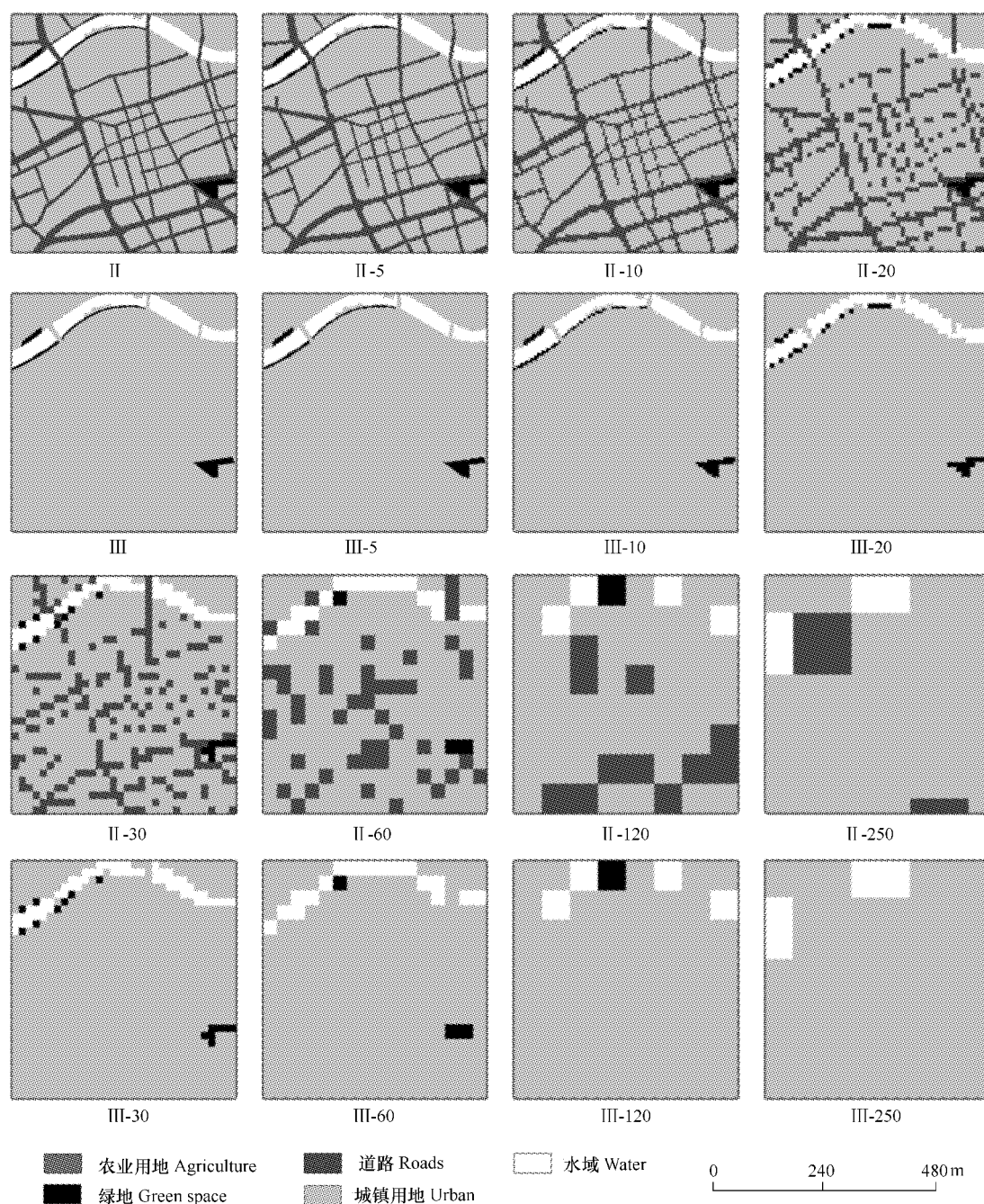


图5 城市中心区域 $960 \times 960\text{m}^2$ 样方内景观在不同粒度下的变化

Fig. 5 Alterations in landscape pattern within a $960 \times 960\text{m}^2$ plot in the urban center with increasing grain size

II, III 分别表示样带 2 和样带 3 的矢量图, 连接“-”后面的数字则表示栅格图粒度的大小 II and III stand for vector Land use transect II and III respectively, and the numbers following II and III represent grain size of the raster map

发现景观指数, 特别是斑块密度在粒度为 10m 到 30m 范围内的特殊变化规律^[6]。Zhang 等人虽然使用了分辨率较高的原始数据, 但由于道路在景观中所占的比例较小, 在分析过程中将其忽略了, 因此也没有发现这样的变化规律^[20]。

3.2 不同景观指数粒度效应的差异

研究结果表明不同的景观指数对粒度和空间分辨率的变化也有不同的响应。斑块密度、边界密度、最大斑块指数这几个指数都可以反映景观的破碎程度, 但也会因为空间分辨率和粒度等因素的影响而表现得各不

相同,这表明有必要利用不同的景观指数从多方面来衡量景观的破碎化程度。斑块密度、边界密度、最大斑块指数的结果都表明景观的破碎化程度随着粒度的增加整体上呈现减少的趋势(斑块密度在 10 ~ 30m 之间的变化除外),而景观聚集度的结果表明景观聚集程度随着粒度的增加也呈现减少的趋势。这说明景观聚集度并不与景观破碎度反向对应,在道路廊道的影响下,虽然城镇用地的景观破碎化程度很高,但由于毗邻景观的相似程度很高,都是道路切割下的城镇用地斑块,景观聚集度仍然可以保持较高的水平。在样带 2 中,当粒度增加时,边界密度不断减少,但由于出现了很多碎裂的道路斑块,毗邻景观的相似程度降低了,所以景观聚集度不断下降。

3.3 空间分辨率对粒度效应的影响及空间分辨率的选择

对比样带 1 和样带 2 中的景观格局可以发现,不同空间分辨率的原始数据所得到的城市景观格局的分析结果差异显著,而且这种差异还会随着粒度的变化而变化。当空间分辨率变化时,影像中的可辨识物体发生了变化,土地利用的分类系统不相同,因此景观格局也必然有所差异。而对空间分辨率变化最敏感的通常是线状的土地利用类型,比如道路和河流。线性廊道越多,景观的破碎化程度越高,对空间分辨率的变化就越敏感。由于在自然景观中,线性廊道所占的比例很小,因此空间分辨率对粒度效应影响远没有在城市景观中明显^[15,17]。因此,如果要准确分析城市景观格局的特征,特别是景观破碎化的特征,有必要使用空间分辨率较高的遥感影像,比如 SPOT, IRS-PAN 或者 IKONOS 的资料。但这并不说明如今在城市土地利用调查中常用的 TM/ETM+ 的影像资料没有利用价值,如果研究目的是探讨城市土地利用的扩张或者动态变化,分辨率较低的 TM/ETM+ 影像资料也是合适的。

3.4 城市景观格局的粒度效应及粒度的选择

从研究结果可以看出,除了景观比例和 Shannon 多样性指数,本研究中的其他景观指数都表现出不同程度的粒度效应,而且不同空间分辨率下的粒度效应也不相同。因此,对于不同空间分辨率的影像,用 FRAGSTATS 软件进行景观格局分析时的粒度选择也不一样。针对 IRS-PAN 这样的数据,5 ~ 10m 的粒度是比较合适的,可以避免道路的粒度效应影响。而对于 TM/ETM+ 这样的数据,由于其受粒度效应的影响相对较小,选择 30 ~ 80m 的粒度都是可以的。虽然粒度越小时越接近真实的景观,但 FRAGSTATS 软件计算的时间也会随着粒度的减小呈几何级数增加,因此有必要在忠实性和计算时间之间做一个平衡,在比较真实的反应景观格局的前提下,尽量使用较大的粒度可以缩短计算所用的时间。

References:

- [1] Wu J G. The key research topics in landscape ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 24(9): 2074—2076.
- [2] Gustafson E J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1998, 1(2): 143—156.
- [3] Xiao D N, Li X Z, Gao J, *et al.* Landscape ecology. Beijing: Sciences Press, 2003.
- [4] Zhao W W, Fu B J, Chen L X. The effects of grain change on landscape indices. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(3): 326—333.
- [5] Shen W J, Wu J G, Ren H, *et al.* Effects of changing spatial extent on landscape pattern analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2219—2231.
- [6] Wu J G. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, 19(2): 125—138.
- [7] Gong J Z, Xia B C, Li N, *et al.* Effects of spatial grain size on landscape pattern of land-cover types in the rapidly urbanized region. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(7): 2198—2206.
- [8] Yue W Z, Xu J H, Tan W Q. Spatial analysis of the urban landscape pattern. *Ecologic Science*, 2005, 24(2): 102—106.
- [9] Turner M G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, 1989, 20: 171—197.
- [10] Atkinson P M, Curran P J. Choosing an appropriate spatial resolution for remote sensing investigations. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1997, 63(12): 1345—1351.
- [11] Woodcock C E, Strahler A H. The factor of scale in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 1987, 21(3): 311—332.
- [12] Frohn R C. Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modelling, and Assessment of Ecosystems. Boca Raton,

Florida, USA: Lewis Publishers, 1998.

- [13] Pan D, Domon G, de Blois S, *et al.* Temporal (1958—1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology*, 1999, 14(1): 35—52.
- [14] Weng Q. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, 2002, 64(3): 273—284.
- [15] Benson B J, MacKenzie M D. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 1995, 10(2): 113—120.
- [16] Petit C C, Lambin E F. Integration of multi-source remote sensing data for land cover change detection. *International Journal of Geographical Information Science*, 2001, 15(8): 785—803.
- [17] Saura S. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19(2): 197—209.
- [18] Zhu M, Jiang N, Li J L, *et al.* The effects of sensor spatial resolution and changing grain size on fragmentation indices in urban landscape. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27(21): 4791—4805.
- [19] McGarigal K, Cushman S A, Neel M C, *et al.* FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Amherst, Massachusetts, USA: University of Massachusetts, 2002.
- [20] Zhang L Q, Wu J P, Zhen Y, *et al.* A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shanghai metropolitan area, China. *Landscape and Urban Planning*, 2004, 69(1): 1—16.

参考文献:

- [1] 邬建国. 景观生态学中的十大研究论题. *生态学报*, 2002, 24(9): 2074~2076.
- [3] 肖笃宁, 李秀珍, 高峻, 等. 景观生态学. 北京: 科学出版社, 2003.
- [4] 赵文武, 傅伯杰, 陈利项. 景观指数的粒度变化效应. 第四季研究, 2003, 23(3): 326~333.
- [5] 申卫军, 邬建国, 任海, 等. 空间幅度变化对景观格局分析的影响. *生态学报*, 2003, 23(11): 2219~2231.
- [7] 龚建周, 夏北成, 李楠, 等. 快速城市化地区土地覆盖景观特征的粒度效应. *生态学报*, 2006, 26(7): 2198~2206.
- [8] 岳文泽, 徐建华, 谈文琦. 城市景观格局的空间尺度分析. *生态科学*, 2005, 24(2): 102~106.