

# 基于核密度估算的路网格局与景观破碎化分析\*

蔡雪娇<sup>1,2,4</sup> 吴志峰<sup>2,3\*\*</sup> 程 炯<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院广州地球化学研究所, 广州 510640; <sup>2</sup>广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650; <sup>3</sup>广州大学地理科学学院, 广州 510006; <sup>4</sup>中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要** 道路网络的发展是导致区域景观破碎化程度加剧的重要因素, 如何定量表征道路网络特征及其破碎化效应是道路生态学的一个关键科学问题。本研究以珠江三角洲核心区为案例, 采用核密度估算(KDE)结合道路密度指数方法, 探讨了区域路网格局及其对景观破碎化的影响。结果表明: KDE法能有效识别和提取高密度路网热点区域; 道路密度指数分析显示, 道路密度与景观破碎化之间存在较强的相关性; 道路密度与KDE法结合能突破传统基于行政边界计算道路密度的局限, 为研究路网特征及其景观破碎化程度提供了一个很好的量化工具。

**关键词** 道路生态学; 道路密度; 核密度(KDE); 珠三角核心区

中图分类号 P901 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2012)1-0158-07

**Analysis of road network pattern and landscape fragmentation based on kernel density estimation.** CAI Xue-jiao<sup>1,2,4</sup>, WU Zhi-feng<sup>2,3</sup>, CHENG Jiong<sup>2</sup> (<sup>1</sup>Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; <sup>2</sup>Guangdong Institute of Environment and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China; <sup>3</sup>School of Geographical Sciences, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; <sup>4</sup>Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(1): 158-164.

**Abstract:** Landscape fragmentation resulting from the development of road network has become a hot issue in road ecology. To quantify the spatial pattern of road network and its cumulative effects on adjacent landscapes is essential for the assessment of ecological consequences of road construction. Taking the core area of Pearl River Delta in Guangdong Province of South China as a case and by using kernel density estimation (KDE) method and road density index, this paper approached to quantify the spatial pattern of road system and its correlations with landscape fragmentation. KDE method could effectively identify and collect the hot regions of high density road network. The analysis of road density index showed that there existed strong correlation between road density and landscape fragmentation. The combination of road density and KDE method could overcome the limitations of road density calculation based on administrative boundaries traditionally, providing a better quantitative tool to study the characteristics and landscape fragmentation of road network.

**Key words:** road ecology; road density; kernel density estimation (KDE); core area of Pearl River Delta.

人类影响生物多样性的活动, 就广度而言, 当属对生物栖息地和完整景观的破坏了。道路作为人类活动的产物, 在促进社会、经济发展的同时, 也为各类生态系统和景观带来长远、复杂的影响(Reijnen

et al., 1995; Forman & Alexander, 1998; Forman & Deblinger, 2000; Forman et al., 2003; Jaeger et al., 2005)。然而, 道路作为生态系统的重要组成部分, 除了在土地利用变化研究中作为主要驱动力而广受关注外, 对路网的生态影响效应的研究仍显不足。路网的扩张必然占用周边的土地面积, 直接导致原有生境斑块的消失; 另一方面, 道路的修建也将原生

\* 国家自然科学基金项目(41171446、31170445)和中国科学院资源与环境信息系统国家重点实验室开放研究基金项目(2010KF0006SA)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: zfwu@soil.gd.cn

收稿日期: 2011-05-06 接受日期: 2011-10-17

植被转为人工裸地,大量水泥地面和路基的植入使得自然景观发生断裂,并制造高对比度的线性边缘生境,从而导致景观的破碎化(Pauwels & Gulinck, 1996; Reed *et al.*, 1996; Serrano *et al.*, 2002; Genel-etti 2004)。道路所引起的景观破碎化通常会影生态生态系统以及生态系统之间各种物质、能量流,甚至阻断遗传基因的空间流动,继而威胁生物多样性的维系(Bennett, 1991; Fahrig, 2002; Hawbaker *et al.*, 2006; Coffin 2007)。

在景观尺度上,道路连接成网深入各种景观,并呈现独特的网络结构特征。例如,在人类集聚的平原地区,道路网络通常表现为高密度规则格网型,而在人口稀疏、地势陡峭的地区,道路网络往往呈低密度分支状;这使得路网与景观之间的相互作用机制趋于复杂。量化表达不同特征路网并建立与景观破碎化之间的关系,就成为识别上述作用机制及评定路网生态效应的重要前提。

不同的道路网络,其密度差别较大。例如,从  $40 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$  的典型城市中心路网,到不足  $0.1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$  的郊区路网,道路密度为描述不同路网提供了一个有效的量化工具(Forman *et al.*, 2003)。与此同时,道路密度也被认为是在景观尺度上能有效衡量路网生态效应的指数,特别是在动物区系运动、物种破碎化、人类活动集聚度以及水文和火种蔓延等方面已得到广泛的应用(Forman & Alexander, 1998)。道路密度即单位面积的道路总长度,传统上以特定区域面积内的总路长为计算基准,这些特定区域通常由行政边界来界定。这种由传统计算方法所得的道路密度值在用于评估道路引起的景观破碎化过程中可能有所偏颇(Saunders *et al.*, 2002)。因为,在大尺度上,路网的生态效应并未因人为界限的划分而中断。因此,探讨一种新方法,使得道路密度能突破传统计算的局限,并在景观尺度上更好表征路网的景观破碎化效应。

核密度估算(kernel density estimation, KDE)方法(Rosenblatt, 1956; Parzen, 1962; Silverman, 1986; Bailey & Gatrell, 1995)通过自动搜寻来探索事件分布的热点区域,并采用复杂的距离衰减测度事件密度的变化情况,其为研究大尺度上路网特征及生态效应提供了新的可能。因此,本文通过采用 KDE 估算方法所得的道路密度指数,以珠江三角洲核心区为案例区,揭示区域道路网络的空间格局,分析不同路网的生态影响效应,并进一步研究路网特征与景

观破碎化之间的关系。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据来源

本研究以珠江三角洲核心区为研究对象(图1),包括了深圳、东莞、中山、珠海、广州(从化除外)以及佛山市的禅城、南海和顺德等市区,该区域的 GDP 占全省 GDP 的 11% (2005 年)。研究所需的道路矢量数据来自 1:25 万广东省公路基础数据库的道路要素图(2005 年),包括县道、省道、国道以及高速公路等县及县级以上等级道路。景观分析利用 2005 年的 TM 遥感影像经人工解译提取的土地利用/覆被图,包括耕地、林地、园地、建设用地、水域及未利用地等 6 大景观类型。由于园地和未利用地面积比重小,二者合并不到 1%,在研究结果中未列入分析。

### 1.2 基于 GIS 的核密度(KDE)估算方法

基于 GIS 的 KDE 估算方法主要是借助一个移动窗口,计算并输出每个栅格单元的点或线密度。一般定义为:设  $x_1, \dots, x_n$  是从分布密度函数为  $f$  的总体中抽取的独立同分布(iid)样本,估计  $f$  在某点  $x$  处的值  $f(x)$ ,通常有 Rosenblatt-Parzen 核估计:

$$f_n(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n k\left(\frac{x-x_i}{h}\right) \quad (1)$$

式中: $k(\cdot)$  为核函数; $h>0$ ,为带宽; $(x-x_i)$  为估计点到样本  $x_i$  处的距离。

在 KDE 估算中,带宽  $h$  的确定或选择对于计算结果影响很大,随着  $h$  的增加,空间上点密度的变化更为光滑,但会掩盖密度的结构; $h$  减小时,估计点密度变化突兀不平。在具体的应用中需根据不同的  $\tau$  值进行试验,以探索能与实际情况较吻合的核密度曲面。KDE 估算的具体方法是:1) 定义一个搜索半径,以滑动的圆来统计出落在圆域内的事件数量;2) 根据密度精度要求,确定输出栅格大小;3) 通过核函数计算出每个事件对圆域内各个栅格的密度贡献值;4) 对每个栅格的密度值进行赋值,其值为该栅格搜索半径范围内各个事件对该栅格的密度贡献值的累加;5) 输出每个栅格的密度值(刘锐等, 2011)。本文通过比较不同带宽(图2),最后确定以 4 km 带宽来分析珠三角核心区的路网格局特征。

### 1.3 景观破碎度计算

道路对景观的破碎化影响程度主要是通过路网叠加前后的景观破碎化率的估算而得。景观破碎化

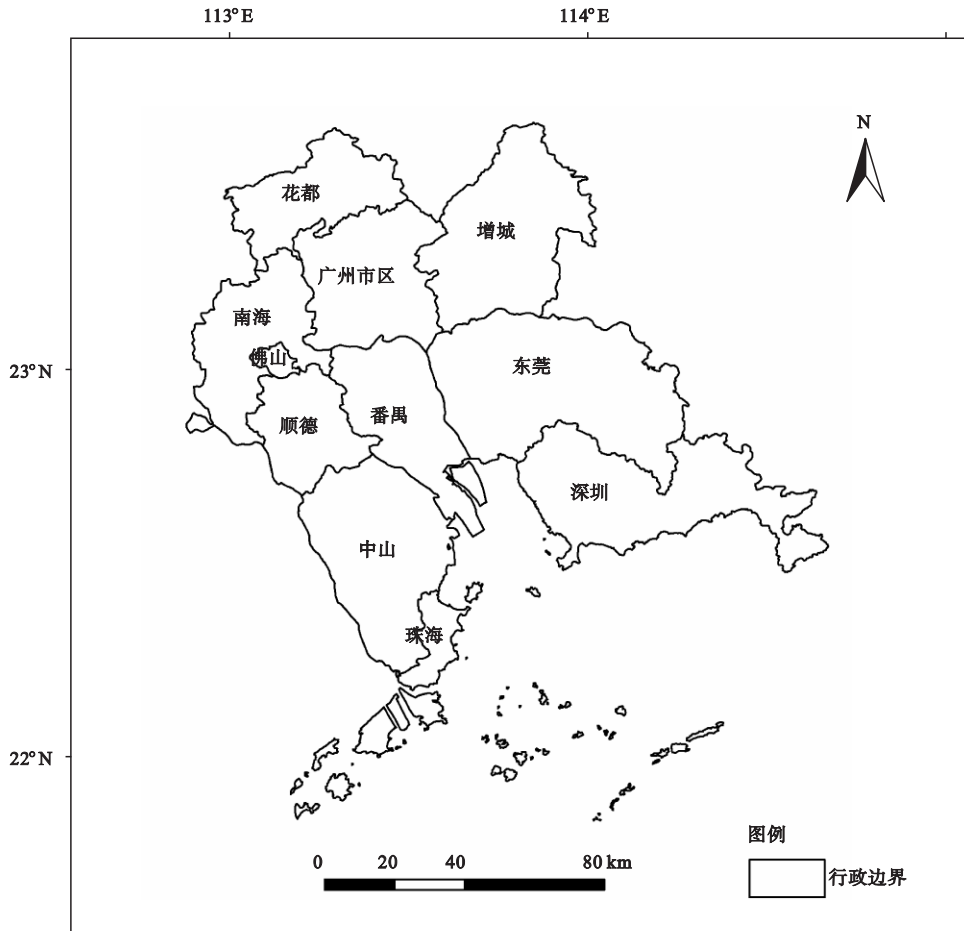


图1 珠江三角洲核心区位置示意图

Fig.1 Location of the core area Pearl River Delta in Guangdong Province , China

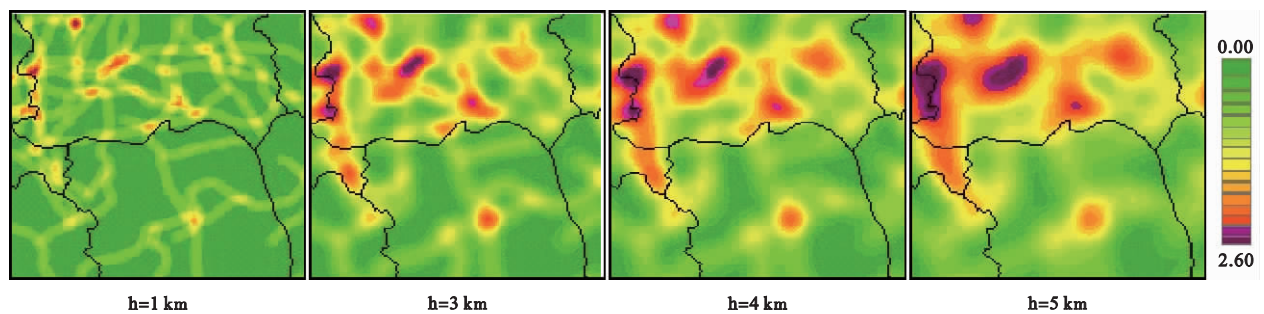


图2 不同带宽对比及最佳带宽的确定

Fig.2 Comparison to select the best band width

常表现为景观斑块密度的增加、斑块面积的减小以及斑块集聚度的降低等,故本文主要采用斑块密度(PD)、平均斑块面积(AREA\_MN)以及斑块聚集度(AI)等指数作为指标,在原有的景观类型图(Landscape 1 ,L1)以及融合了路网图层的景观类型图(Landscape 2 ,L2)上分别计算上述指标,通过相关指数值的变化率来量化不同路网对景观破碎化的影响程度,变化率的数学表达式为:

$$[(metric_{L2}-metric_{L1}) / metric_{L1}] \times 100\% \quad (2)$$

式中  $metric$  为上述景观指数 PD、AREA\_MN 以及 AI。

上述 KDE 估算以及路网图层与景观类型图的融合分析在 ArcGIS 9.2 中进行,相关景观指数的计算则在景观结构分析软件 Fragstats 3.3 中实现。

#### 1.4 道路网络与景观的破碎化的定量关系

为了反映道路网络与景观破碎化之间的关系,根据 KDE 估算所得的区域道路核密度分布,将区域

路网按照道路密度值划分为连续的 10 个等级, 区域景观类型图亦相应的被划分为 10 个子区域景观类型图, 继而通过各子区域路网叠加前后景观破碎度的变化率, 运用相关性分析进一步建立各密度路网与景观破碎化的定量关系。

## 2 结果与分析

### 2.1 研究区路网空间格局

基于带宽 4 km 的 KDE 估算所得的路网核密度分布图(图 3), 清晰地反映了珠三角核心区道路网络的空间格局特征。从总体上看, 道路密度核集中出现在高速公路、国道等高等公路两侧, 且整体上呈现由城市中心向郊区递减的规律。就行政区划而言, 路网的高密度区( $RD > 1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ) 主要集中在广佛都市区, 其面积比例占珠三角核心区面积的 1.1%。这些地区土地开发历史悠久, 城镇发达, 人口密度高, 交通发展迅速, 特别是与广、佛两地较完善的环城高速路网的形成有直接关系。而中密度路网( $0.6 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2} < RD \leq 1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ) 区域面积达

总面积的 15.4%, 主要集中在高密度核周边的城市中心区, 呈现出个数多、分布连续的特点, 尤其是东莞, 中密度路网区域几乎连接成片。这种连续成片的分布模式与当地“遍地开花”式的城市化发展模式有密切的联系。路网低密度区( $0.1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2} \leq RD \leq 0.6 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ) 则广泛出现在郊区、农村地区, 这主要是因为人口较稀疏、工业厂区少、经济活动弱等等。

从景观格局特征来说(图 4), 珠三角核心区路网铺设最广的景观类型是建设用地(35%), 其次是林地(26%), 耕地(23%), 水体(16%) 则居于其后。而从道路密度等级的分布来看(图 5), 路网的高密度区( $RD > 1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ) 集中在建设用地景观, 其比例高达 63%, 其次是耕地景观, 其面积占整个高密度区面积的 17%, 水体及林地则紧跟其后; 中密度路网( $0.6 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2} < RD \leq 1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ) 区在各景观类型中的面积比例与高密度区有所不同, 尽管其在建设用地景观中的比例仍为各景观类型之首, 但其比值已有所下降, 为 50%; 而在耕地景观中的面

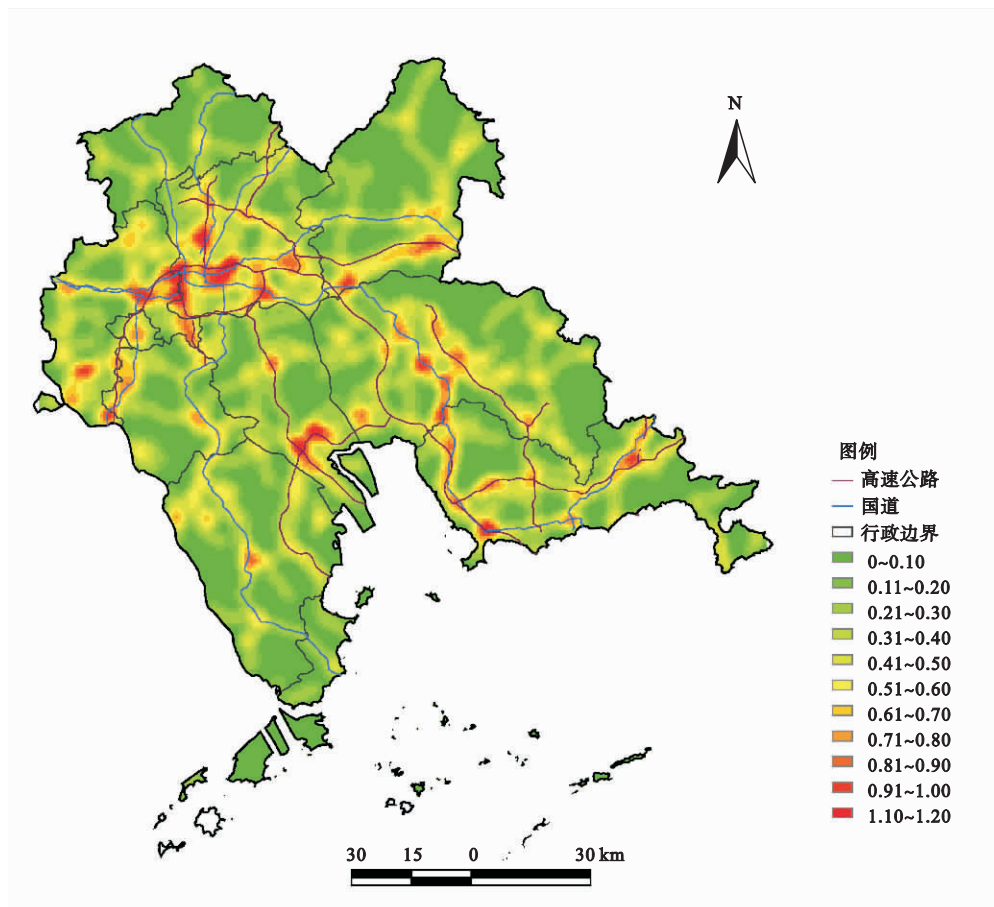


图 3 珠三角核心区道路密度空间分布格局示意图

Fig.3 Spatial pattern of road density in core area of Pearl River Delta

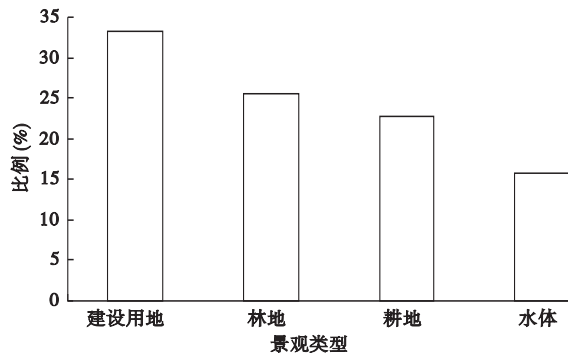


图4 路网在各景观类型中的比例  
Fig.4 Distribution of road network among different landscapes

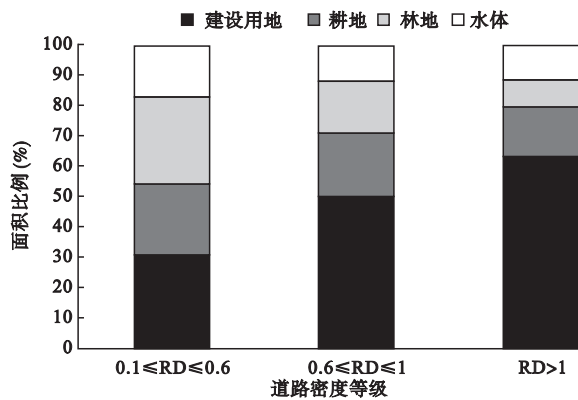


图5 不同密度等级路网在各景观类型中的比例  
Fig.5 Percentage of varied road density classes among different landscapes

积比例则有所上升,占总体景观面积的21%;中密度路网区在林地中的比例则有大幅的提高,约为17%,水体的面积比例则为最少,约为13%。而路网低密度区(0.1 km · km<sup>-2</sup> ≤ RD ≤ 0.6 km · km<sup>-2</sup>) 在4类景观中的分布比例则与上述两者有较大区别,低密度路网在4种景观类型中的比例分配比较均匀。路网在上述景观类型中的分布格局特征并不难理解,道路设施的建设往往能改善途径区域的通达性,降低经济生产成本,从而加速人类活动的集聚,并进一步刺激道路周边的土地开发利用。因此,路网密度高度集聚在建设用地景观类型有其必然性。而农耕活动以及林区林木的采伐与保护也与路网的铺设有着密切的联系,因此,道路网络在这两种景观类型中的分布也较为广泛。

2.2 景观破碎度随道路密度的变化特征

选择斑块密度(PD)、平均斑块面积(AREA\_MN)以及斑块聚集度(AI)等景观指数,利用路网叠加前后景观格局变化之比量化路网对景观破碎化的

影响程度。结果表明,道路网络叠加前后景观变化的总体特点是:景观斑块密度增加,平均斑块面积和景观聚集度指数均呈现不同程度的下降(图6)。从景观水平上看,斑块密度(图6)在道路密度等级1~4级(0.1 < RD < 0.5)中的变化幅度不大,略有所增加;从第五个等级开始,叠加道路网络后,景观斑块密度明显增加,路网密度越高,PD变化越明显;在路网密度最高的景观中,斑块密度变化最为显著,由原来的7.0增加到路网叠加后的7.4,变化率达6%。类似的规律同样出现在平均斑块面积指数的变化上(图6)。而景观聚集度方面,除了在一、二等级密度路网AI变化不显著,在其他各等级密度路网中都表现出路网的叠加对原有景观完整性的强烈切割作用,景观聚集度都有不同程度的下降(图6)。在景观类型水平上,斑块密度、平均斑块面积指数以及聚集度指数在建设用地、耕地、林地以及水体中的变化趋势,与其在上述景观尺度中的变化规律大抵相同,以建设用地为例,路网的叠加进一步加剧景观破碎化使得景观斑块数量增加、面积减小,斑块聚集程度进一步降低(表1)。

2.3 路网密度与景观破碎度的定量关系

根据各密度等级路网及其对应的景观特征值

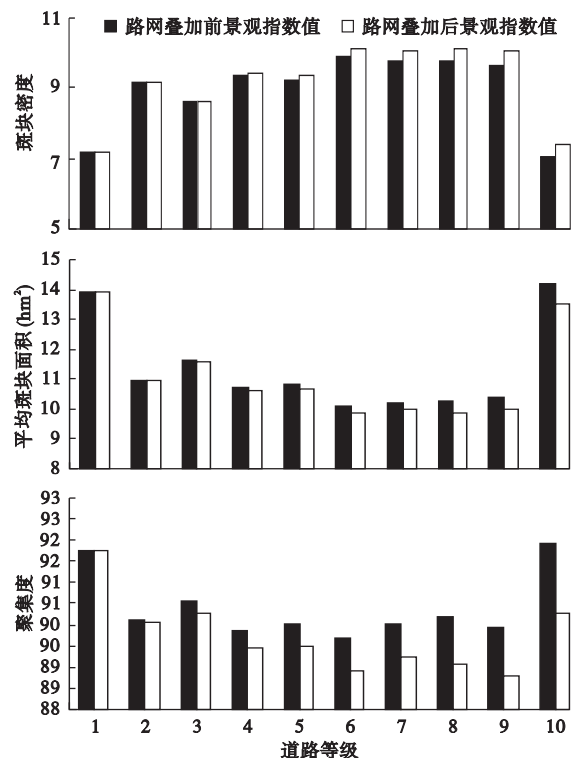


图6 路网叠加前后景观指数值变化  
Fig.6 Changes of landscape index before and after incorporating road network

表1 建设用地叠加路网前后景观破碎化变化  
Table 1 Changes in the value of landscape metrics before and after incorporating road network in built-up land

道路密度等级	斑块密度		平均斑块面积 (hm <sup>2</sup> )		聚集度	
1	2.818	2.818	8.138	8.138	89.182	89.180
2	3.284	3.288	7.898	7.890	88.481	88.454
3	2.965	2.984	9.946	9.890	89.787	89.555
4	2.861	2.887	13.215	13.094	90.609	90.216
5	2.817	2.86	14.988	14.772	91.444	90.941
6	2.868	2.938	16.115	15.734	91.464	90.669
7	2.894	2.971	16.578	16.159	91.675	90.921
8	2.78	2.926	19.033	18.089	92.203	91.066
9	2.752	2.921	19.003	17.902	91.629	90.494
10	1.651	1.790	37.849	34.936	94.098	92.515

的变化率,通过 SPSS 中的 Spearman 秩相关分析各道路密度等级对于景观破碎化的影响程度。从景观水平 3 个指数的变化情况看(图 7),随着道路密度的增加,景观的破碎化程度也进一步加剧,描述景观破碎化的 3 个景观指数值随着道路密度等级的增加,其变化率也随之增加;表现为斑块数目显著增多,平均斑块面积减小;与此同时,路网的切割也使得景观聚集度不断下降。

进一步的相关分析可以看出,道路密度等级与景观破碎度之间存在良好的正相关关系。

这种关系也稳定地出现在不同类型景观上(表 2)。

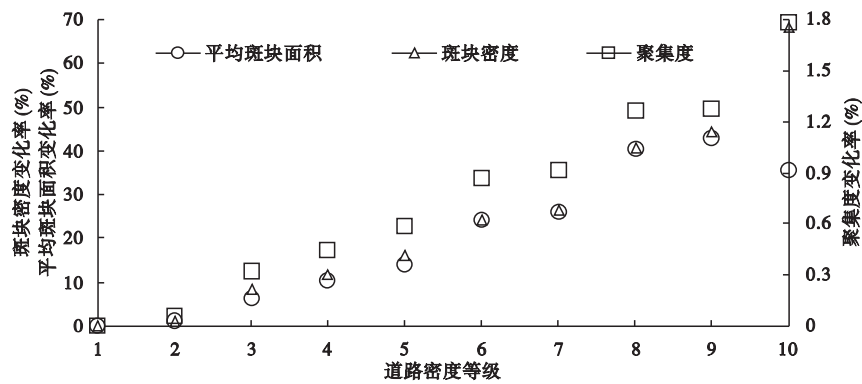


图7 不同密度等级路网景观特征指数值变化率  
Fig.7 Rate of changes in landscape metrics among the varied density of road network

表2 道路密度与景观破碎度的相关性  
Table 2 Correlation between road density and landscape fragmentation

Spearman 秩相关	斑块密度	P	平均斑块面积	P	斑块聚集度	P
景观水平 RD CLASS	0.964	<0.01	1	<0.01	1	<0.01
建设用地 RD CLASS	1	<0.01	1	<0.01	0.988	<0.01
耕地 RD CLASS	0.988	<0.01	0.988	<0.01	0.988	<0.01
林地 RD CLASS	0.988	<0.01	0.733	<0.01	1	<0.01
水体 RD CLASS	0.903	<0.01	0.758	<0.01	1	<0.01

### 3 结论

作为陆地生态系统最重要的人文景观之一,路网给自然景观带来巨大的视觉冲击的同时,对自然景观的切割作用非常明显,造成景观破碎化效应。深入研究路网格局及其景观破碎化效应将有助于对人-地关系的深刻理解。本研究借助 GIS 空间分析中的核密度(KDE)估算方法,利用道路密度(road density)指数,探讨珠三角核心区路网特征及其与景观破碎度之间的相关关系。结果表明,基于 KDE 的道路密度能直观、形象地反映珠三角核心区道路网

络的空间分布特征,且与区域景观破碎度之间存在较强的相关性。

Miller 等(1996)基于规则格网计算了森林道路密度,认为道路密度与景观破碎度之间的相关性不强。本研究以人类干扰强度大的珠三角核心区为研究区,基于核密度估算方法的道路密度可以有效衡量道路网络景观破碎化效应。道路密度的空间格局特征是自然、社会、经济等因素相互作用的结果,其景观破碎化特征是人类干扰程度的直观体现。

在沿海快速城市化地区,道路网络格局及其对景观破碎化程度影响的机制对于揭示区域路网特征

及识别路网建设、扩张过程中存在的生态问题具有重要价值。基于道路密度指数,在探讨区域路网空间格局的同时,能定量探究道路对景观破碎化的影响程度,从而可以快速、直接地判断路网建设的景观生态效应。但对路网中不同等级功能的道路对景观破碎化影响的定量分析还需要进一步研究,这将有利于对路网的景观生态影响机制更全面的把握。

#### 参考文献

- 刘锐,胡伟平,王红亮,等. 2011. 基于核密度估计的广佛都市区路网演变分析. *地理科学*, **31**(1): 81-86.
- Bailey TC, Gatrell AC. 1995. *Interactive Spatial Data Analysis*. Essex, UK: Longman Harlow.
- Bennett A. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: A review. *Nature Conservation*, **2**: 99-118.
- Coffin AW. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, **15**: 396-406.
- Fahrig L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications*, **12**: 346-353.
- Forman RTT, Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **29**: 207-231.
- Forman RTT, Deblinger RD. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, **14**: 36-46.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, et al. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington DC: Island Press.
- Geneletti D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, **5**: 1-15.
- Hawbaker TJ, Radeloff VC, Clayton MK, et al. 2006. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications*, **16**: 1222-1237.
- Jaeger JAG, Fahrig L, Ewald KC. 2005. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? // Irwin CL, Garrett P, McDermott KP, eds. *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: 151-163.
- Miller JR, Joyce LA, Knight RL, et al. 1996. Forest roads and landscape structure in the southern Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, **11**: 115-127.
- Parzen E. 1962. On estimation of a probability density function and mode. *The Annals of Mathematical Statistics*, **33**: 1065-1076.
- Pauwels F, Gulinck H. 1996. Changing minor rural road networks in relation to landscape sustainability and farming practices in West Europe. 3rd Conference of the EU Coordinated Action: Landscape and Nature Production Capacity of Organic/Sustainable Types of Agriculture (AIR3-CT93-1210), Wageningen, Netherlands.
- Reed RA, Johnson-Barnard J, Baker WL. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, **10**: 1098-1106.
- Reijnen R, Foppen R, Braak CT, et al. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, **32**: 187-202.
- Rosenblatt M. 1956. Remarks on some nonparametric estimates of a density function. *The Annals of Mathematical Statistics*, **27**: 832-837.
- Saunders SC, Mislivets MR, Chen JQ, et al. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, **103**: 209-225.
- Serrano M, Sanz L, Puig J, et al. 2002. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain): Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 113-123.
- Silverman BW. 1986. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Number 26 in Monographs on Statistics and Applied Probability. New York: Chapman & Hall London.

---

作者简介 蔡雪娇,女,1982年生,博士研究生,主要从事景观生态学及道路景观生态学研究。E-mail: xjcai@soil.gd.cn  
责任编辑 刘丽娟

---