

# 基于“功能节点—关键廊道”的城市生态安全格局构建 ——以深圳市为例

吴健生<sup>1,2</sup>, 马洪坤<sup>1</sup>, 彭建<sup>2</sup>

(1. 北京大学城市规划与设计学院城市人居环境科学与技术重点实验室, 广东 深圳 518055;

2. 北京大学城市与环境学院地表过程与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

**摘要:**城市生态安全格局构建是综合协调生态保护与经济发展的重要举措,对于合理配置有限的生态资源并最大限度发挥其生态作用具有重要意义。本文以深圳市为例,在生态功能节点识别的基础上,结合景观的生态系统服务价值,根据耗费距离模型,生成生态功能耗费表面,并进行最短路径网络分析,在此基础上提取核心斑块、关键生态廊道。结果表明:各景观类型的生态阻力值,林地阻力最小,且远小于其他景观类型生态阻力值;生态功能耗费梯度表面的分布呈现围绕生态功能节点向周围辐射递减的趋势,东部地区较西部西南部建成区低;核心斑块的大小和形状均存在不同程度的差异,较大的斑块集中分布在东部地区,且对应的节点级别较高;所识别的关键廊道共有4条,空间位置大体上落在基本生态控制线内,羊台山向塘朗山的廊道外缘与基本生态控制线存在冲突,需要对该区域加以管控。建议一方面适时调整生态控制线范围并将冲突部分纳入生态控制线之内,另一方面对该地区进行必要的监管和保护,防止受到进一步破坏。

**关键词:**城市生态安全格局;耗费距离模型;功能网络;关键生态廊道;深圳

## 1 引言

快速城市化深刻地改变城市地域的生态环境基底(蒋艳玲等, 2015; Sirakaya et al, 2017; 彭建等, 2017)。城市建成环境的迅速蔓延严重压缩了自然生态环境的空间分布(Arnaizschmitz, 2018),并由此引发一系列城市生态安全问题(Gao et al, 2005; 李双成等, 2009; 方创琳等, 2016)。城市生态安全格局是维持城市自然生命系统正常运行、保持经济社会持续健康发展的关键性格局(Benedict et al, 2002; Sutton-Grier et al, 2015; 彭建等, 2017),它维护城市生态系统动态稳定与完整,为区域与城市生态安全提供生态基础和空间支撑(Yu, 1996; 郭荣朝等, 2010; 蒙古军等, 2014; 杨天荣等, 2017),是生态

保护与绿色发展的生态前提,也是城市及其居民享受生态系统服务的基本保障(俞孔坚等, 2009)。构建城市生态安全格局,对于缓解城市社会经济生态约束,实现经济发展和生态保护协调共赢的良好局面具有重要现实意义(彭建等, 2015)。

城市生态安全格局构建在生态学、地理学、城市规划学等学科领域受到广泛重视(Li et al, 2010; Wu, 2014; Steffen et al, 2015),国内外学者开展了大量研究。国内学者对北京(康相武等, 2007; 俞孔坚等, 2009)、常州(张小飞等, 2009)、玉溪(彭建等, 2017)、广州(龚建周, 2008)、威海(Yu et al, 2008)、菏泽(Yu et al, 2007)、台州(Yu, Li, Huang, et al, 2005)、兰州(Fang et al, 2005)、沈阳(Li et al, 2007)、云浮(陈昕等, 2017)、上海(Su et al, 2011)等城市生态安全格

收稿日期:2018-01-30;修订日期:2018-07-26。

基金项目:国家自然科学基金重点项目(41330747)[Foundation: Key Project of National Natural Science Foundation of China, No.41330747]。

作者简介:吴健生(1965-),湖南新化人,教授,博导,博士,主要从事景观生态学、遥感与GIS研究, E-mail: wujzs@pkusz.edu.cn。

引用格式:吴健生, 马洪坤, 彭建. 2018. 基于“功能节点—关键廊道”的城市生态安全格局构建: 以深圳市为例[J]. 地理科学进展, 37(12): 1663-1671. [Wu J S, Ma H K, Peng J. 2018. Improving urban ecological security pattern based on functional nodes-key corridors: A case study of Shenzhen City[J]. Progress in Geography, 37(12): 1663-1671.]. DOI: 10.18306/dlkxjz.2018.12.008

局的构建与评估进行了有益的探索和实践。上述研究主要根据研究区域的不同状况,从景观功能、生态系统服务、生物多样性保护等视角构建指标评价体系,采用模糊数学法、最小累积阻力模型、CLUE-S模型、功能网络模型等进行模拟分析,最后构建城市生态安全格局。国外学者更多从生态网络(Linehan et al, 1995; Fath et al, 2007)、绿色基础设施(Benedict et al, 2002; Sutton-Grier et al, 2015)、城市增长边界(Esbah et al, 2009)等角度对区域的生态状况加以评估。国内外研究虽然在理念上存在差异,但在完善生态安全格局构建的范式、深化生态安全格局理论方面作出有益的探索。目前,这些研究一方面多以研究区域生态安全格局的综合评价为主,对于不同景观类型的生态系统服务关注较少;另一方面将构成生态安全格局的关键要素抽象为点和线来加以识别和构建,对研究区域整体生态功能具有重要影响的核心斑块和关键生态廊道的关注较少。因此,在现有抽象的“点—线”城市生态安全格局构建的基础上,对构成城市生态安全格局的核心斑块和关键生态廊道的空间分布进行识别和提取亟待深入研究。

景观层次上的生态安全格局构建与关键生态廊道的空间分布与识别已经受到景观生态学者的重视(Guo et al, 2006; 彭建等, 2017)。景观中某些关键生态要素的位置及其功能的完整性对区域生态安全格局的构建与识别具有重要意义,对其位置的空间识别可反映生态安全现状并确定安全格局。本文在对深圳市景观进行类型归并和划分的基础上,基于景观类型、景观格局指数、生态系统服务价值构建生态阻力评价体系,根据最小耗费距离模型,从生态功能节点出发,构建生态耗费表面,在此基础上,对城市生态安全格局的核心斑块和关键生态廊道的空间分布加以明确和提取,以期完善城市生态安全研究,并对提升深圳市生态安全水平提供理论支持。

2 研究区域与方法

2.1 研究区概况与数据来源

深圳市是中国对外开放的门户、粤港澳大湾区重要城市。经过近40年的建设和发展,由一个边陲小镇迅猛发展为现代化都市,是中国人口高度密集的快速城市化的典型代表。长期高强度的开发建设给深圳市的生态环境造成了巨大的改变和影响,深圳市的生态安全现状不仅影响到城市的可持续发展,也能对粤港澳大湾区其他城市的生态保护起到较强的启示作用。

本文采用的数据有深圳市土地利用数据、DEM数据和深圳市基本生态控制线数据,具体参数见表1。

2.2 生态功能节点选取与阻力评估

生态功能节点是在深圳全市范围内具有较高生态系统服务价值、生态资源丰富且保护良好并与生态功能区联系紧密的关键节点,这也是本文选取生态功能节点的原则。并在此基础上,对选取的生态功能节点进行重要性分级。本文采用反地形DEM提取山顶的方法提取深圳市所有山体的顶点,并选取面积大于1 km<sup>2</sup>且具有一定规模植被覆盖的林地斑块,选取位于较大面积斑块中的山顶点作为生态功能节点。

生态功能阻力指标体系包括景观类型划分、景观格局特征和生态系统服务价值三部分。基于《土地利用现状分类(2007)》国家标准以及前人研究,将深圳市景观划分为建成区、园地、耕地、草地、林地和水域等6种景观类型。景观格局特征就是对于每一种景观类型的组分和配置,分别从斑块面积指数(Total Class Area, CA)、最大斑块指数(Largest Patch Index, LPI)、景观形状指数(Landscape Shape Index, LSI)、平均邻近指数(Mean Proximity Index, MPI)、平均最近距离(Mean Nearest-Neighbor, MNN) 5个指标通过Fragstats软件测算。对于生态系统服务

表1 数据来源及说明  
Tab.1 Data Source

数据名称	用途	来源及说明
深圳市土地利用数据	景观类型划分,核心斑块与关键廊道的提取	2008年,ARC/INFO格式,深圳市规划和国土资源委员会, (www.szpl.gov.cn)
深圳市DEM数据	生态功能节点、核心斑块与关键廊道的提取	2009年,分辨率30 m,地理空间数据云(www.gscloud.cn)
深圳市基本生态控制线数据	风险区识别	2005年,ARC/INFO格式,深圳市规划和国土资源委员会, (www.szpl.gov.cn)

价值的估算,主要参考谢高地等(2003)、彭建等(2005)的研究结果计算得出。在此基础上利用熵值法对各景观格局特征指标进行权重赋值。熵值法计算权重公式如下:

$$e_j = -k \sum_{i=1}^m a_{ij} \ln a_{ij} \quad (1)$$

$$(i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, \dots, n);$$

$$w_j = \frac{1 - e_j}{\sum_{j=1}^n (1 - e_j)} \quad (2)$$

式(1)中: $e_j$ 为第 $j$ 项指标的熵值(假定评价指标体系有 $m$ 个类型, $n$ 项指标, $a_{ij}$ 为指标值, $k>0, k=1/\ln m, 0 \leq e_j \leq 1$ );式(2)中: $w_j$ 为第 $j$ 项指标计算的权重。由于线性插值的标准化方法有可能出现 $\ln 0$ 的情形,因此,将标准化后的0值替代为0.01计算。由于各项指标差异性的存在,为减少数值差异过大对研究结果造成的影响,对各项正负向指标值进行极差标准化处理。

建成区属于完全的人造景观,其计算方法不同于其他景观类型。考虑到建成区比其他景观生态功能弱,本文中默认其阻力值远大于其他景观类型,将建成区的生态功能阻力值设置为200。其他景观类型的阻力值根据各景观指标和生态系统服务价值的权重计算得到。

### 2.3 核心斑块与关键廊道的提取

根据生态功能节点和生态功能阻力数据,采用最小耗费距离模型,在ArcGIS中cost distance模块实现生态功能耗费表面的生成。耗费距离方程基于图论,用于计算不同源点之间联系的方便程度。耗费值的计算分为2种情况,计算方式为:

$$N_{i+1} = N_i + (r_i + r_{i+1})/2 \quad (3)$$

$$N_{i+1} = N_i + \sqrt{2} \times (r_i + r_{i+1})/2 \quad (4)$$

式(3)和式(4)分别表示从单元 $i$ 前往相邻和对角相邻单元阻力的计算方法。 $N_i$ 代表所在单元 $i$ 的累积耗费值, $r_i$ 表示第 $i$ 个单元格的耗费系数; $N_{i+1}$ 表示由第 $i$ 个单元前往相邻方向或相邻对角方向单元的累积耗费值, $r_{i+1}$ 为对应的耗费系数。

根据生态功能节点分级结果,以下一级节点为上一级节点目标点,采用cost path工具生成最短路径网络,并进行网络分析。以实际距离和直线距离的比值作为变形系数,用以表征廊道由于弯曲而产生的额外成本耗费。由于物质和能量流动主要从高级节点流向低级节点,因此定义路径最短的斑块间的若干廊道为关键廊道。本文参考最短路径值

的大小,以生态功能节点为源点,结合生态功能阻力数据,采用ArcGIS中的corridor模块进行廊道的提取。

## 3 结果与分析

### 3.1 生态功能节点

本文共识别出17个生态功能节点(图1),包括1个一级节点,6个二级节点和10个三级节点。整体上而言,深圳市的生态功能节点较符合其生态资源空间分布——东多西少。由于深圳市东部地区开发相对薄弱,森林生态资源保护较好,所以生态系统服务价值相对西部建成区而言,拥有比较优势。西部地区由于开发强度较大,虽然在相当一部分区域拥有大面积生态用地,并对所在地区的生态涵养发挥重要作用,但是由于过度开发导致建成区对生态源地的侵占和挤压,导致西部地区生态功能节点无论是在规模还是相互联系的程度均受到一定的限制和压缩。因此,重要生态功能节点的分布,东部地区多于西部地区。

### 3.2 生态功能阻力

根据生态阻力指标体系,计算得到景观类型指数、生态系统服务价值以及各景观类类型的权重值(表2)。林地和园地斑块面积指数较大,其次是水域,说明3种景观类型在面积上具有一定的优势;最大斑块指数排在前2位的是林地和水域,其次是园地;林地的景观形状指数最大,景观边界复杂,自然状态保持完好,斑块形状不规则,内部镶嵌或外部邻接其他类型景观;耕地、草地通常是伴随城市规划内的绿地建设而形成,二者面积均较小,形状单一且规则,因此景观形状指数较小;林地的平均邻近指数远大于其他景观类型,但平均最近距离较小,景观类型空间分布较密集;相反,草地斑块和耕

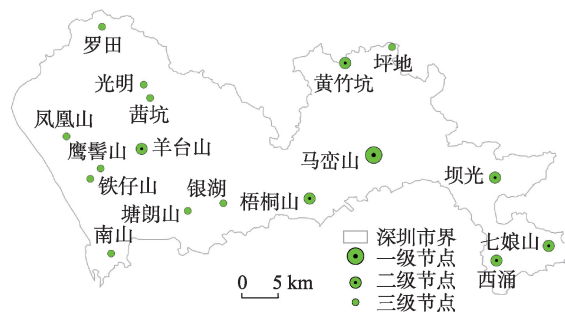


图1 深圳市重要生态功能节点分布

Fig.1 Distribution of important ecological function nodes



表2 生态功能阻力指标值及其权重  
Tab.2 Indicator value and weight of ecological functional resistance

景观类型	生态系统服务 价值 <i>E</i> /(万元/(a·hm <sup>2</sup> ))	斑块面积指数 <i>CA</i> /hm <sup>2</sup>	最大斑块 指数 <i>LPI</i> /%	景观形状 指数 <i>LSI</i>	平均邻近 指数 <i>MPI</i>	平均最近 距离 <i>MNN</i> /m
正负性	-	-	-	+	-	-
园地	104	26450.37	0.89	28.92	493.12	112.36
耕地	35	4260.15	0.08	10.36	38.00	212.94
草地	39	4396.86	0.09	11.49	28.12	163.03
林地	174	58622.13	7.35	29.60	8789.51	141.76
水域	13	17219.25	1.87	22.43	331.54	103.33
<i>w<sub>j</sub></i>	0.128	0.146	0.244	0.069	0.358	0.055

地斑块平均邻近指数较小而平均最近距离大,空间分布离散。从各指标的权重看,权重最大的为平均邻近指数,权重值0.358,在生态功能阻力的计算中比其他几种指数发挥更大的作用;权重最小的2个指标是平均最近距离指数和景观形状指数,分别仅为0.056和0.069,对生态功能阻力的分布影响较小。

标准化后的结果(表3)可以比较直观地反映数据之间的差异。以指标类型为观察角度,可以看出同一指标中各景观类型数据的大小差异;以景观类型为观察角度,可以发现林地在负向指标中均为最小值,在正向指标中基本为最大值;耕地的数值特征基本与之相反,有3项负向指标中为最大值,1项正负指标为最小值。

生态功能阻力是在整个深圳区域生态物质流和能量流受到各种景观类型的阻隔程度的空间分布,也可以认为是非自然状态向自然状态转化的难易程度。由表4可知,林地生态功能阻力值最小,且林地的阻力值远远小于其他景观类型,表明林地景观在维护自然生态系统的物质和能量流动方面具有较大的优势。

**3.3 核心斑块与关键廊道**

生态功能耗费表面可反映物种从栖息地斑块到同类斑块之间的难易程度的空间分布。由图2可

知,深圳市生态功能耗费梯度表面的分布呈现围绕生态功能节点向周围辐射扩散的趋势。在生态功能耗费梯度表面中,一级耗费区域代表耗费程度最小,五级耗费区域代表耗费程度最大。根据分级结果可知,大部分地区属于四级耗费区域。其中一级耗费区域最小,主要分布在以马峦山—梧桐山、西冲—七娘山为主要山脉的东南部沿海地带;二级耗费区范围较小,主要分布在马峦山和梧桐山之间、坝光附近;三级耗费区域主要分布在马峦山和坝光、西冲之间;四级耗费区域主要分布在深圳市中部地区;五级耗费区域主要分布在深圳市西部和西南部。将耗费值理解为从保护的核心区(低值区)到人类活动的集中区(高值区)所付出的“代价”,因此本文将一级耗费区域划定为核心斑块。

根据生态功能节点和生态阻力评价体系识别的核心斑块(图3),在较大程度上符合深圳市实际核心生态区域的分布。马峦山—梧桐山、西冲—七娘山森林资源丰富,生态系统服务价值较高,是深圳市重要的生态资源涵养保护集中分布区域。而在这些核心斑块周围有相当部分的水体、草地、园地分布,景观构成较为丰富,但由于在阻力指标权重中,水体、草地、园地阻力值较高,因此被划归为二、三级耗费区域。同时深圳是一个高度城市化区域,组团式的城市发展布局使得建成区多分布于南部

表3 深圳市生态功能阻力指标标准化处理结果  
Tab.3 Standardization of indicators of ecological function resistance

景观类型	生态系统服务 价值 <i>E</i>	斑块面积指数 <i>CA</i>	最大斑块指数 <i>LPI</i>	景观形状指数 <i>LSI</i>	平均邻近指数 <i>MPI</i>	平均最近距离 <i>MMN</i>
园地	43.23	59.18	88.86	96.47	94.69	8.24
耕地	86.45	100.00	100.00	0.00	99.89	100.00
草地	83.67	99.75	99.86	5.87	100.00	54.47
林地	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	35.06
水域	100.00	76.16	75.38	62.73	96.54	0.00

和西南部区域,因此在本文中建成区的阻力值设置最高,因而,西南部和南部则耗费值较高。

对生成的最短路径网络作网络结构分析,为关键廊道生成提供依据。将2个级别路径的弯曲程度进行对比,一级节点向二级节点的最短路径的总体变形系数为1.32(表5),二级节点向三级节点的最短路径的变形系数为1.35(表6)。二级向三级的最短

路径更易发生弯曲,这是因为二级节点和三级节点之间生态功能阻力较大,不易通过。对比单个路径的弯曲程度,可知一级向二级的变形系数值差异较大,尤其是马峦山向黄竹坑的路径值明显大于其他路径值,即廊道额外耗费最大,从马峦山到黄竹坑的阻力较大,较难连通。

由实际距离的数值特征可知,一级向二级的最短路径为马峦山—梧桐山,该路径距离明显小于其他路径的距离;二级向三级的最短路径为羊台山—鹰髻山,其次是黄竹坑—坪地、羊台山—茜坑和羊台山—铁仔山。最短路径的距离越短,表明节点之间更易进行物质和能量流动,更易生成稳定的廊道。最短路径值的大小代表斑块间的距离,可以根据斑块特征和阻力值特征对廊道进行评估并定位。由于物质和能量流动主要从高级节点流向低级节点,定义路径最短的斑块间的若干廊道为关键廊道。识别的关键廊道共有4条(图4),分别为:马峦山—梧桐山、羊台山周边山系、黄竹坑—坪地、西涌—七娘山。从关键廊道的特征、空间分布以及景

表4 深圳市生态功能阻力值  
Tab.4 Results of ecological function resistance

景观类型	园地	耕地	草地	林地	水域	建成区
阻力值	76.82	88.85	91.36	8.82	81.15	200

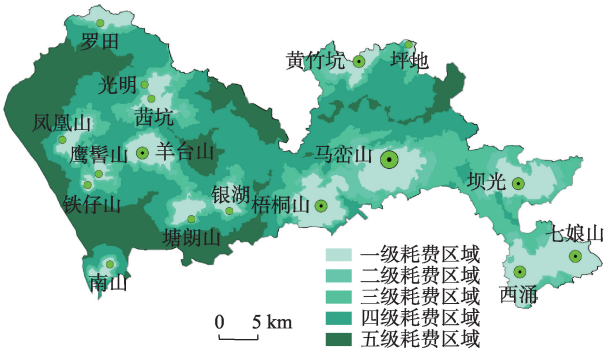


图2 深圳市生态功能耗费梯度表面分布图  
Fig.2 Ecological function cost distribution of Shenzhen City

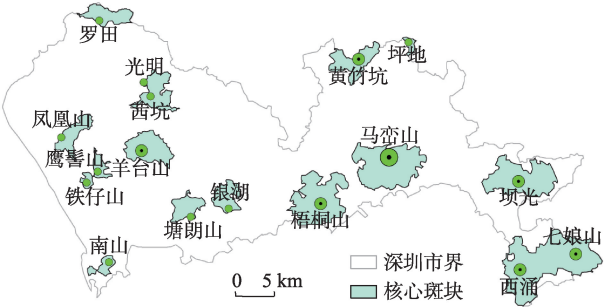


图3 深圳市生态功能核心斑块  
Fig.3 Ecological function key patches of Shenzhen City

表5 一级节点向二级节点的变形系数及最短路径

Tab.5 Coefficients of deformation and shortest paths from first-level nodes to second-level nodes

一级向二级	直线距离/km	实际距离/km	变形系数
马峦山—黄竹坑	15.14	30.90	2.04
马峦山—羊台山	37.10	53.28	1.44
马峦山—西涌	26.02	30.89	1.19
马峦山—七娘山	31.42	36.86	1.17
马峦山—坝光	19.91	21.86	1.10
马峦山—梧桐山	12.14	13.27	1.09
总体	141.73	187.06	1.32

表6 二级节点向三级节点的变形系数及最短路径

Tab.6 Coefficients of deformation and shortest paths from second-level nodes to third-level nodes

二级向三级	直线距离/km	实际距离/km	变形系数
羊台山—罗田	20.39	33.34	1.63
羊台山—凤凰山	11.94	17.64	1.48
羊台山—大南山	17.21	23.30	1.35
羊台山—光明	10.14	13.70	1.35
黄竹坑—坪地	7.79	10.32	1.32
羊台山—茜坑	8.14	10.60	1.30
羊台山—塘朗山	12.30	15.24	1.24
羊台山—铁仔山	9.58	11.39	1.19
羊台山—银湖	15.76	18.66	1.18
羊台山—鹰髻山	7.24	8.18	1.13
总体	120.50	162.36	1.35



图4 深圳市关键生态廊道分布图  
Fig.4 Key ecological corridors of Shenzhen City





和正负向作用加以确定,最后计算得到各景观生态功能阻力值,但对同一景观类型内部的异质性考虑不足,从而有可能使研究结果存在一定的误差。如建成区景观类型,可能因为开发强度或人为干扰程度的多少而呈现内部差异(蒙古军, 2016; Zhang et al, 2017),因此其生态阻力值在同种景观类型内部存在差异(刘珍环等, 2011)。因此,借助其他数据对阻力值进行修正将是未来研究的考虑方向。此外,本文未考虑海拔、植被覆盖率等因素的影响,尤其是海拔对景观类型的分布和阻力特征均有直接影响,在今后的研究中应对自然因素的作用进一步量化,从而使研究结果更符合真实情况,同时也可以减少结果可能存在的误差。

### 参考文献(References)

- 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 2017. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建[J]. 地理研究, 36(3): 471-484. [Chen X, Peng J, Liu Y X, et al. 2017. Constructing ecological security patterns in Yunfu City based on the framework of importance-sensitivity-connectivity [J]. Geographical Research, 36(3): 471-484.]
- 邓金杰, 陈柳新, 杨成韞, 等. 2017. 高度城市化地区生态廊道重要性评价探索: 以深圳为例[J]. 地理研究, 36(3): 573-582. [Deng J J, Chen L X, Yang C Y, et al. 2017. Significance evaluation of ecological corridor in an highly-urbanized areas: A case study of Shenzhen[J]. Geographical Research, 36(3): 573-582.]
- 方创琳, 周成虎, 顾朝林, 等. 2016. 特大城市群地区城镇化与生态环境交互耦合效应解析的理论框架及技术路径[J]. 地理学报, 71(4): 531-550. [Fang C L, Zhou C H, Gu C L, et al. 2016. Theoretical analysis of interactive coupled effects between urbanization and eco-environment in mega-urban agglomerations[J]. Acta Geographica Sinica, 71(4): 531-550.]
- 龚建周, 夏北成, 陈健飞. 2008. 快速城市化区域生态安全的空间模糊综合评价: 以广州市为例[J]. 生态学报, 28(10): 4992-5001. [Gong J Z, Xia B C, Chen J F. 2008. Spatially fuzzy assessment of regional eco-security in Guangzhou, a fast-urbanizing area: A case study in Guangzhou City[J]. Acta Ecologica Sinica, 28(10): 4992-5001.]
- 郭荣朝, 苗长虹, 夏保林, 等. 2010. 城市群生态空间结构优化组合模式及对策: 以中原城市群为例[J]. 地理科学进展, 29(3): 363-369. [Guo R C, Miao C H, Xia B L, et al. 2010. Research on the model of optimization and reorganization of eco-spatial structure in urban agglomeration region and its application: A case study of the urban agglomeration in Central Plains region[J]. Progress in Geography, 29(3): 363-369.]
- 蒋艳灵, 刘春腊, 周长青, 等. 2015. 中国生态城市理论研究现状与实践问题思考[J]. 地理研究, 34(12): 2222-2237. [Jiang Y L, Liu C L, Zhou C Q, et al. 2015. Overview of theoretical research and practical consideration on eco-cities of China[J]. Geographical Research, 34(12): 2222-2237.]
- 康相武, 刘雪华, 张爽. 2007. 北京西南地区区域生态安全评价[J]. 应用生态学报, 18(12): 2846-2852. [Kang X W, Liu X H, Zhang S. et al. 2007. Regional eco-security assessment of southwest Beijing[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 18(12): 2846-2852.]
- 李双成, 赵志强, 王仰麟. 2009. 中国城市化过程及其资源与生态环境效应机制[J]. 地理科学进展, 28(1): 63-70. [Li S C, Zhao Z Q, Wang Y L. 2009. Urbanization process and effects of natural resource and environment in China: Research trends and future directions[J]. Progress in Geography, 28(1): 63-70.]
- 刘珍环, 王仰麟, 彭建, 等. 2011. 基于不透水表面指数的城市地表覆被格局特征: 以深圳市为例[J]. 地理学报, 66(7): 961-971. [Liu Z H, Wang Y L, Peng J, et al. 2011. Using ISA to analyze the spatial pattern of urban land cover change: A case study in Shenzhen[J]. Acta Geographica Sinica, 66(7): 961-971.]
- 蒙古军, 王雅, 王晓东, 等. 2016. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建[J]. 长江流域资源与环境, 25(7): 1052-1061. [Meng J J, Wang Y, Wang X D, et al. 2016. Construction of landscape ecological security pattern in guiyang based on MCR model[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 25(7): 1052-1061.]
- 蒙古军, 燕群, 向芸芸. 2014. 鄂尔多斯土地利用生态安全格局优化及方案评价[J]. 中国沙漠, 34(2): 590-596. [Meng J J, Yan Q, Xiang Y Y. 2014. The optimization of ecological security pattern based on land use and assessment of schemes in Ordos, Inner Mongolia, China[J]. Journal of Desert Research, 34(2): 590-596.]
- 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 等. 2017. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建: 以云南省玉溪市为例[J]. 应用生态学报, 28(2): 627-635. [Peng J, Guo X N, Hu Y N, et al. 2017. Constructing ecological security patterns in mountain areas based on geological disaster sensitivity: A case study in Yuxi City, Yunnan Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 28(2): 627-635.]
- 彭建, 汪安, 刘焱序, 等. 2015. 城市生态用地需求测算研究进展与展望[J]. 地理学报, 70(2): 333-346. [Peng J, Wang A, Liu Y X, et al. 2015. Research progress and prospect on measuring urban ecological land demand[J]. Acta Geo-

- graphica Sinica, 70(2): 333-346.]
- 彭建, 王仰麟, 陈燕飞, 等. 2005. 城市生态系统服务功能价值评估初探: 以深圳市为例[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 41(4): 594-604. [Peng J, Wang Y L, Chen Y F, et al. 2005. Economic value of urban ecosystem services: A case study in Shenzhen[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinesis, 41(4): 594-604.]
- 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 2017. 区域生态安全格局构建研究进展与展望[J]. 地理研究, 36(3): 407-419. [Peng J, Zhao H J, Liu Y X, et al. 2017. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction [J]. Geographical Research, 36(3): 407-419.]
- 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 2003. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 18(2): 189-196. [Xie G D, Lu C X, Leng Y F, et al. 2003. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J]. Journal of Natural Resources, 18(2): 189-196.]
- 杨天荣, 匡文慧, 刘卫东, 等. 2017. 基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局[J]. 地理研究, 36(3): 441-452. [Yang T R, Kuang W H, Liu W D, et al. 2017. Optimizing the layout of eco-spatial structure in Guanzhong urban agglomeration based on the ecological security pattern[J]. Geographical Research, 36(3): 441-452.]
- 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 等. 2009. 北京市生态安全格局及城市增长前景[J]. 生态学报, 29(3): 1189-1204. [Yu K J, Wang S S, Li D H, et al. 2009. The function of ecological security patterns as an urban growth framework in Beijing [J]. Acta Ecologica Sinica, 29(3): 1189-1204.]
- 周锐, 王新军, 苏海龙, 等. 2015. 平顶山新区生态用地的识别与安全格局构建[J]. 生态学报, 35(6): 2003-2012. [Zhou R, Wang X J, Su H L, et al. 2015. Identification and security pattern of ecological land in Pingdingshan newly developed area[J]. Acta Ecologica Sinica, 35(6): 2003-2012.]
- 张小飞, 李正国, 王如松, 等. 2009. 基于功能网络评价的城市生态安全格局研究: 以常州市为例[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 45(4): 728-736. [Zhang X F, Li Z G, Wang R S, et al. 2009. Study on network analysis for urban ecological security pattern in Changzhou City[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 45(4): 728-736.]
- Arnaizschmitz C, Schmitz M F, Herrerojáregui C, et al. 2018. Identifying socio-ecological networks in rural-urban gradients: Diagnosis of a changing cultural landscape[J]. Science of the Total Environment, 612: 625-635.
- Benedict M A, McMahon E T. 2002. Green infrastructure: Smart conservation for the 21st century[J]. Renewable Resources Journal, 20(3): 12-17.
- Esbah H, Cook E A, Ewan J. 2009. Effects of increasing urbanization on the ecological integrity of open space preserves [J]. Environmental Management, 43(5): 846-862.
- Fang S B, Xiao D N, An S Q. 2005. Regional ecosecurity pattern in urban area based on land use analysis: A case study in Lanzhou[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 16(12): 2284-2290.
- Fath B D, Scharler U M, Ulanowicz R E, et al. 2007. Ecological network analysis: Network construction[J]. Ecological Modelling, 208(1): 49-55.
- Gao Q C, Chen L D, Li Y H, et al. 2005. Regional pattern of ecological security in Shanxi Section Along West-East Gas Pipeline Project[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 19(4): 164-172.
- Guo M, Xiao D N, Li X. 2006. Changes of landscape pattern between 1986 and 2000 in Jiuquanoasis, Heihe River Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 26(2): 457-466.
- Li Y F, Sun X, Zhu X D, et al. 2010. An early warning method of landscape ecological security in rapid urbanizing coastal areas and its application in Xiamen, China[J]. Ecological Modelling, 221(19): 2251-2260.
- Li Y H, Hu Z B, Gao Q, et al. 2007. Ecological safety pattern of spatial extension in Shenyang City[J]. Chinese Journal of Ecology, 26(6): 875-881.
- Linehan J, Gross M, Finn J. 1995. Greenway planning: Developing a landscape ecological network approach[J]. Landscape & Urban Planning, 33(1-3): 179-193.
- Sirakaya A, An C, Harris J. 2017. Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments[J]. Ecosystem Services, 29: 205-212.
- Su S L, Li D, Yu X, et al. 2011. Assessing land ecological security in Shanghai (China) based on catastrophe theory[J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 25(6): 737-746.
- Sutton-Grier A E, Wolk K, Bamford H. 2015. Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems[J]. Environmental Science & Policy, 51: 137-148.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, et al. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet[J]. Science, 347: 736-747.
- Wu J G. 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions[J]. Landscape and Urban Planning, 125(2): 209-221.
- Yu K J. 1996. Security patterns and surface model in landscape ecological planning[J]. Landscape and Urban Plan-



- ning, 36(1): 1-17.
- Yu K J, Li D H, Huang G, et al. 2005. Construction and organization of the landscape networks: Discussion on the landscape ecological planning of the Beijing Shihua Cavescentic area[J]. Urban Planning Forum, (3): 76-81.
- Yu K J, Li D H, Liu H L, et al. 2005. Growth pattern of Taizhou city based on ecological infrastructure: An engaging approach physical urban planning[J]. City Planning Review, 29(9): 76-80.
- Yu K J, Xi X S, Wang S S. 2008. Townscape planning based on ecological infrastructure: A case study of Weihai, Shandong[J]. City Planning Review, 32(3): 87-92.
- Yu K J, Zhang L. 2007. Ecological infrastructures unbuildable zone and urban green space system: A case study of Heze [J]. City Planning Review, 31(12): 89-92.
- Zhang L, Peng J, Liu Y, et al. 2017. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: A case study in Beijing-Tianjin-Hebei region, China[J]. Urban Ecosystems, 20(3): 1-14.

## Improving urban ecological security pattern based on functional nodes—key corridors: A case study of Shenzhen City

WU Jiansheng<sup>1,2</sup>, MA Hongkun<sup>1</sup>, PENG Jian<sup>2</sup>

(1. Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, School of Urban Planning and Design, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China; 2. Key Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

**Abstract:** Improving urban ecological security pattern is an important measure to coordinate ecological protection and economic development and is of great significance for rational allocation of ecological resources and maximization of ecological effects. Taking Shenzhen City as the case study area, this study first identified the ecological function nodes, then the ecological function cost surface was generated according to the cost distance model and a shortest path network analysis was carried out. Finally, key patches and key ecological corridors were extracted. The results are as follows: (1) According to the calculated ecological resistance values of each landscape type, the resistance of forest is the smallest, and it is much smaller than the ecological resistance values of other landscape types. Therefore, forest is of great significance to the ecological security of the study area. (2) Ecological function cost gradient surface in Shenzhen City diverges around a key ecological function node, and the eastern region is lower than the western region. (3) The area and shape of the key patches are different, the large patches are mainly distributed in the eastern part, and the corresponding node levels are high. (4) Four key ecological corridors can be identified, and their locations are mostly within the basic ecological control line. But some parts of them do not fall within the basic ecological control line, therefore strict control is needed in these areas. (5) Core patches and key corridors are basically within the ecological control line, indicating that the ecological security of Shenzhen City is overall controllable. (6) Given that outer edges of some core patches and key corridors fall outside the ecological control line and are highly likely to withstand the risk of human interference, it is recommended that on the one hand, the scope of the ecological control line should be adjusted and the conflict parts should be included within the ecological control line. On the other hand, necessary supervision and protection should be carried out to prevent damage.

**Key words:** urban ecological security pattern; least-cost distance model; function network; key ecological corridor; Shenzhen