

doi: 10.6046/zrzyyg.2021229

引用格式: 唐文魁,俞露,周伟奇,等. 基于长时间序列遥感数据的深圳景观连通性动态变化研究[J]. 自然资源遥感,2022,34(3):97-105. (Tang W K, Yu L, Zhou W Q, et al. Dynamic changes in the landscape connectivity in Shenzhen City determined based on the long time series of remote sensing data[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2022, 34(3): 97-105.)

基于长时间序列遥感数据的深圳景观连通性动态变化研究

唐文魁^{1,2}, 俞露², 周伟奇¹, 岳隽², 周正²

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085;
2. 深圳市城市规划设计研究院有限公司, 深圳 518028)

摘要: 在过去 30 a 间深圳市的土地利用经历了从剧烈变化到近于饱和的过程。文章基于 1988—2015 年 10 期深圳市土地覆盖/利用数据, 结合形态学空间格局分析(morphological spatial pattern analysis, MSPA)和图论模型定量分析了深圳生态用地的景观连通性。结果表明, 生态用地中耕地在深圳城市化不同阶段均为城市用地扩张的主要土地来源, 2005 年后林地作为城市土地来源的比例显著提升。景观连通性方面, 1988—2015 年间深圳市生态用地等效连通面积(equivalent connected area, ECA)减少了 1 175.4 km², 网络连接度(degree of network connectivity, DOC)降低了 43.51%。自深圳 2005 年划定基本生态控制线以来, 城市生境退化趋势明显放缓, 但生态用地 ECA 依然以每年 11.9 km² 的速度被逐渐侵蚀。斑块重要性分析表明, 阳台山和塘朗山等区域是目前维持深圳市现有景观连通性的关键枢纽节点, 需加大保护力度。

关键词: 景观连通性; 图论; 形态学空间格局分析(MSPA); 土地覆盖/利用遥感影像; 深圳市

中图法分类号: TP 79 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2022)03-0097-09

0 引言

景观连通性可以衡量景观在多大程度上促进或阻碍栖息地斑块间的生物迁移和其他生态通量, 有助于更好地理解生物栖息地破碎化程度, 从而避免生物多样性丧失进而严重影响区域生态系统功能和服务^[1-2]。通过保护景观连通性, 进行针对性的恢复和保护, 可以有效改善破碎化对生物多样性的负面影响^[3], 从而发挥生物多样性在维持城市生态系统稳定中的重要价值。因此, 景观连通性量化与评价被认为是生物多样性保护领域的重要课题^[4]。

基于图论的景观网络模型自上世纪末被用于景观连通性分析, 这些模型指数将复杂的景观简化为节点和链接构成的网络, 到目前为止已有许多指数在各项研究中得到成功应用^[5-6]。但并非所有指数都适合评估景观连通性的时间序列变化, Baranyi 等^[7]于 2011 年系统地比较了 13 个常用景观连通性指数, 指出大部分指数可能存在信息误导传递, 且对

连通性变化缺乏足够的响应, 因此将整体连通性指数(integral index of connectivity, IIC)和可能连通性概率指数(probability of connectivity, PC)作为评价连通性的推荐指数, 其中 PC 指数相对更具有优越性, 是唯一既包含了所有斑块空间位置信息, 又能有效量化斑块对维持或改善景观功能连通性重要程度的指标^[8-9]。为更准确地从空间形态上描述景观结构连通功能, Vogt 等^[10]结合形态学空间格局分析(morphological spatial pattern analysis, MSPA)对 PC 指数进行改进, 提出基于景观组分的等效连通面积(equivalent connected area, ECA)和网络连接度(degree of network connectivity, DOC)2 个指数。由于景观组分是通过结构网络要素进行构建, ECA 指数和 DOC 指数一方面可以避免距离阈值等经验参数对 PC 指数的影响; 另一方面可以有效与景观内栖息地空间变化联系起来, 更适合量化和解释由于景观要素缺失所导致的连通性变化。虽然目前 PC 指数已被广泛用于景观生态规划研究^[11-13], 但 ECA 指数和 DOC 指数作为 PC 指数的改进, 可更有效地衡

收稿日期: 2021-07-28; 修订日期: 2021-10-27
基金项目: 国家重点研发计划课题“粤港澳大湾区城市群综合决策和协同服务研究与示范”(编号: 2019YFB2103104)资助。
第一作者: 唐文魁(1985-), 男, 博士后, 主要研究方向为国土资源规划。Email: tangwk@upr.cn。
通信作者: 俞露(1982-), 女, 博士, 教授级高级工程师, 主要研究方向为城乡规划、海绵城市。Email: yul@upr.cn。

量景观尺度上的生态用地可用性,特别是长时间序列下对景观连通性的评估。

经过 40 a 的改革开放,中国的城市化进程使建设用地大规模扩张。作为中国三大城市群之一的珠江三角洲地区城市扩张尤为剧烈,耕地、森林等土地资源快速消耗,生态负面效应逐渐凸显。深圳作为珠江三角洲地区的主要城市,自 1980 年成立经济特区以来,经历了快速而大规模的城市化进程。为遏制城市无序蔓延,深圳市早在 2005 年出台了《深圳市基本生态控制线管理规定》,在全国率先划定了基本生态控制线,并将 974.5 km² (接近深圳陆域面积的 50%) 的土地划入城市生态保护范围,约占全市陆域面积的一半。此前已有部分学者对深圳市生态用地的景观连通性进行研究,吴健生等^[14] 基于 1996—2008 年 4 期深圳市土地变更数据,结合深圳市基本生态控制线,评价控制线内外生态用地景观连通性的变化;曹翊坤等^[15] 基于 1986—2010 年 5 期 Landsat TM 遥感影像,对深圳绿色景观连通性进行评价。但在快速发展的地区,景观格局高度演替,在较粗时间尺度上生态系统功能和生态响应过程等详细信息必将大量损失,因此有必要在更长序列、更高精度尺度对深圳市景观连通性进行细致的分析和探讨,挖掘景观过程的细微波动。

本文基于深圳市 1988—2015 年土地覆盖/利用数据,结合 MSPA 和图论的景观连通性模型对深圳市生态用地进行分析,从而动态监测 1988—2015 年深圳市生态用地变化情况,分析其城市化进程中景观演变过程,同时基于 MSPA 分析和斑块重要性评价,以景观组分为结构单位,通过 ECA 指数和 DOC 指数探究生态用地结构与景观连通性的关系。

1 研究数据与方法

1.1 研究区概况

深圳位于中国广东省南部,陆域位置为 E113° 45′44″~114°37′21″,N22°26′59″~22°51′49″,以亚热带季风气候为主。全境东西宽、南北窄,地势东南高,西北低,大部分为低丘陵地,间以平缓台地(图 1)。在 1979 年被撤县列市之前,深圳是一个仅有约 3.3 万人口的集镇。经过 40 a 的发展,土地利用经历了剧烈的变化和显著的城市扩张。截至 2018 年末,深圳市下辖 9 个行政区和 1 个新区,陆域面积为 1 997.47 km²,建成区面积为 927.96 km²,常住人口为 1 302.66 万人,城镇化率达 100%,是中国第一个全部城镇化的城市。

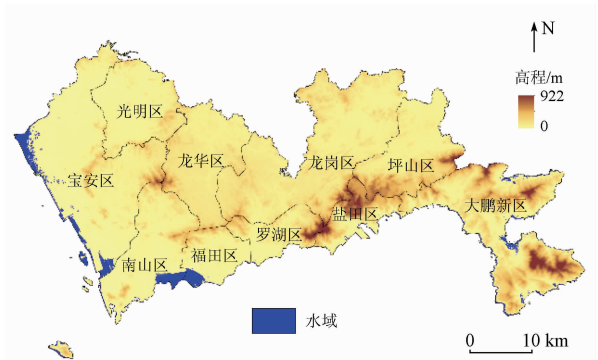


图 1 深圳市行政区与陆域高程分布
Fig. 1 Shenzhen administrative diagram and elevation distribution

1.2 数据来源

本文采用的深圳市土地覆盖/利用数据来源于 Dou 等^[16]。该套成果基于 C4.5 决策树分类器的 AdaBoost 算法对多时相的 Landsat 影像分类,平均以 3 a 为一个时间间隔(少量影像间隔时间为 2 a 或 5 a),生产了深圳市 1988—2015 年间 10 期(包括 1988 年、1991 年、1993 年、1996 年、2001 年、2005 年、2008 年、2011 年、2013 年、2015 年)的 30 m 地表覆盖数据。卫星传感器型号包括 Landsat5 TM, Landsat7 ETM+, Landsat8 OLI,云量均为 0%。所使用的遥感影像均在旱季(1 月、2 月、11 月、12 月)拍摄,这 4 个月份正是华南地区降雨最少、地物反射率变化最小的时期。最终将研究区划分为林地、草地、耕地、建成区、水体和裸地 6 种土地覆盖/利用类型,平均分类精度为 90.04%,平均 Kappa 系数为 0.890(表 1)。此外,本文还收集搜集了基本生态控制线等深圳市数据开放平台资料(<https://opendata.sz.gov.cn/wap/>)。

表 1 研究区 1988—2015 年土地利用分类总体精度^[16]

Tab.1 Classification accuracy of land use in study area from 1988 to 2015

年份	解译精度	
	总精度/%	Kappa
1988 年	89.22	0.876
1990 年	89.23	0.898
1993 年	90.55	0.891
1996 年	91.31	0.901
2001 年	88.78	0.876
2005 年	89.65	0.893
2008 年	90.79	0.889
2011 年	88.27	0.872
2013 年	90.98	0.896
2015 年	91.63	0.912
平均值	90.04	0.890

1.3 形态学空间格局分析

MSPA 分析是一种基于数学形态学对栅格影像

中斑块进行度量和识别的方法。该方法在二值数字图像上通过腐蚀、膨胀、开运算、闭运算进行分割,检测和定位互斥的景观形态特征类型,从而在像元层面上对具有独特功能的斑块要素进行识别^[17-18]。

本文利用解译的土地覆盖/利用数据,提取出生态用地类型,包括耕地、林地、草地和水域。将生态用地像元集设置为前景,其他用地类型像元集作为背景,使用 GuidosToolbox 数字图像工具^[10],基于八邻域(点和边)分析识别前景像元集与结构要素之间的空间拓扑关系,最终将前景像元集分割为核心类(core)、孤岛类(islet)、孔隙类(perforation)、边缘类(edge)、桥接类(bridge)、环道类(loop)和支线类(branch)7种互不重叠的斑块类型。在 MSPA 分析中,不同边缘宽度的设置会对不同斑块类型的空间形态产生较大影响,且斑块边缘区域由于受到相邻斑块和周围环境的影响,通常具有显著的边缘效应,本文结合生态廊道宽度设置要求^[19],将边缘宽度设置为 60 m。最后根据斑块类型的特征及其含义,识别出对研究区生态用地具有重要连通意义的核心类和桥接类 2 种斑块类型^[20],进一步研究其在景观连通性中的作用。

1.4 景观连通性分析

在 MSPA 分析所得的 7 种斑块类型中,只有核心类和桥接类斑块与图论理论相关。核心类和桥接类可以基于图论构建景观网络,其中核心类要素对应于网络节点,桥接类要素对应于这些节点之间的链接。组分是指结构上相互连接的节点和连接节点的链接组成的整体,不同组分之间空间上缺少连接,彼此孤立。

将以组分为景观结构单位,通过 ECA 指数和 DOC 指数探究生态用地结构与景观连通性的关系,其中 ECA 指数具有面积单位,可以很好地与研究区栖息地面积进行比较。ECA 和 DOC 这 2 个指数均是基于组分面积和数量进行计算,具体公式为^[10]:

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^{NC} C_i^2} \quad (1)$$

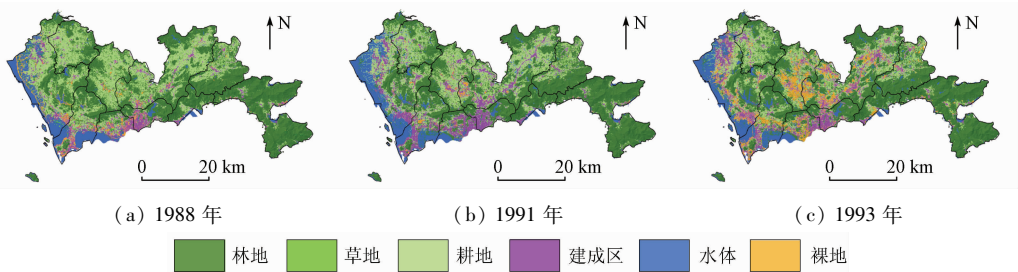


图 2-1 1988—2015 年深圳市土地利用变化

Fig. 2-1 Land use change in Shenzhen City from 1988 to 2015

$$DOC = \frac{ECA}{NC} \times 100\% \quad (2)$$
$$\sum_{i=1} C_i$$

式中: C_i 为生态用地中第 i 个景观组分的面积大小,与研究区具有相同的面积单位量纲; NC 为组分数量。景观网络要素之间的联系越来越紧密,往往呈现出更少的组分,当所有要素相互连接成单个组分时, DOC 为 100%。

1.5 斑块重要性评价

PC 指数是基于景观网络的栖息地可用性度量指数,PC 值的大小直接反映景观中节点相互连接概率的高低。通过移除或添加景观中某一斑块所引起的 PC 值变化 (dPC) 作为相对度量,以衡量单个斑块对整体景观连通性的贡献量^[21]。具体公式为:

$$PC = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^* / A_L^2 \quad (3)$$

$$dPC_k = \frac{PC - PC_{remove,k}}{PC} \times 100\% \quad (4)$$

式中: n 为景观中斑块总数; a_i 和 a_j 分别为斑块 i 和斑块 j 的面积; p_{ij}^* 为物种在斑块 i 和斑块 j 之间所有可能路径中扩散的最大可能性; A_L 为整个研究区面积; $PC_{remove,k}$ 指除去第 k 个斑块后 PC 值。

2 结果与分析

2.1 土地利用变化分析

图 2 为 1988—2015 年深圳市土地利用变化。总体变化来看,1988—2015 年期间生态用地逐渐趋向萎缩,其中耕地面积从 1988 年的 624.91 km² 减少到 2015 年的 151.00 km², 平均每年减少 0.88%; 林地减少 197.55 km², 年均减少率为 0.35%; 水体面积减少有一定程度的波动,从 1988 年 8.7% 减少到 2015 年 4.56%; 草地占比极小,占比在 0.05% ~ 2.28% 之间。与生态用地萎缩相对应,深圳市建成区面积占比从 1988 年的 5.63% 快速增加到 2015 年的 41.77%, 面积增加 721.1 km², 增长 6.4 倍。

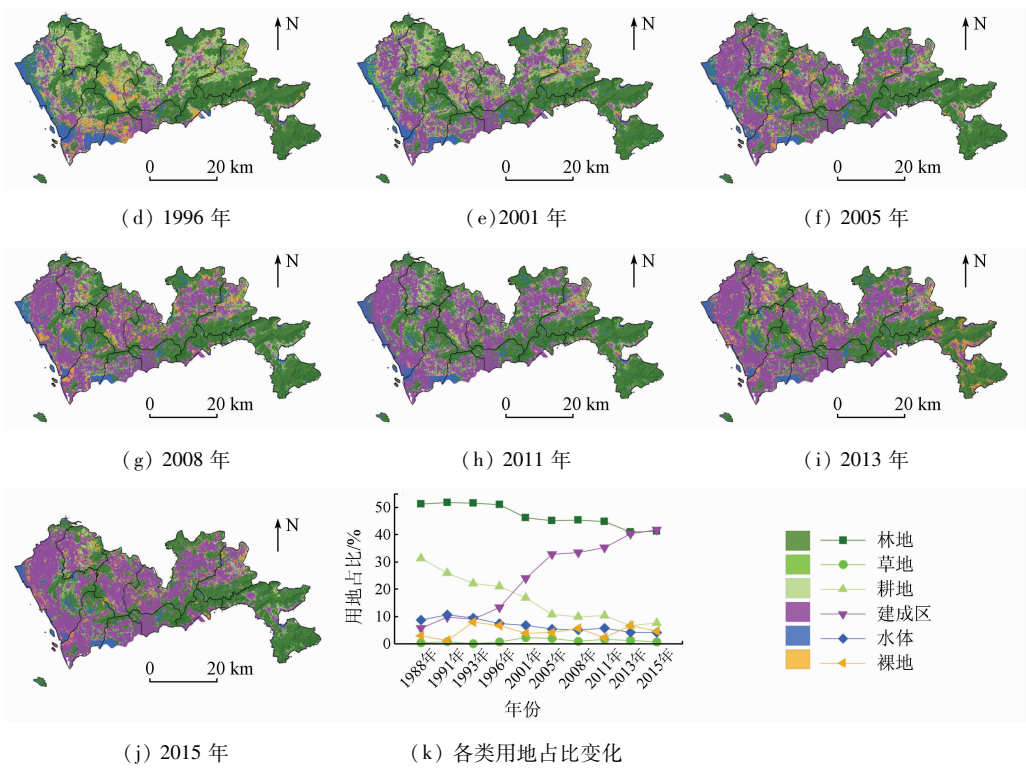


图 2-2 1988—2015 年深圳市土地利用变化
Fig. 2-2 Land use change in Shenzhen City from 1988 to 2015

表 2 显示了建成区不同土地来源的占比情况。在来源占比分析中,考虑裸地作为一种过渡性城市用地类型,一般由其他土地利用类型转换而来,也能直接反映建设规模和城市扩张方向,因此将裸地和建成区进行归并处理。总体来看,建成区主要是由生态用地中的耕地转化而来,耕地来源的占比达到 38.22% ~ 74.08%,在 2001—2005 年间达到峰值,说明城市建设用地迅速扩张侵占了大量耕地。2005 年以后,随着可用耕地资源大大减少,林地作为补充,来源占比显著提升,为城市扩张提供土地资源。除了陆地扩张,自 1991 年开始深圳市一直通过填海造陆占据水域,导致生态用地中水体面积逐渐减少。

表 2 1988—2015 年深圳市建成区不同来源占比

阶段	Area percentages of other land – use types transforming into built – up areas in each period			
	(%)			
	来自林地	来自草地	来自耕地	来自水体
1988—1991 年	35.70	0.24	64.07	0.00
1991—1993 年	12.27	2.33	70.86	14.53
1993—1996 年	38.00	0.09	54.46	7.46
1996—2001 年	23.54	2.38	64.28	9.80
2001—2005 年	12.53	5.05	74.08	8.33
2005—2008 年	37.71	8.18	38.22	15.89
2008—2011 年	41.37	9.68	42.38	6.57
2011—2013 年	40.66	3.65	42.51	13.18
2013—2015 年	29.91	10.67	49.85	9.57

根据深圳市建成区面积增长速率的不同,将深

圳市的的城市扩张大致分为 3 个阶段(图 2(k)): 早期城市化阶段(1988—1993 年)、快速城市化阶段(1993—2005 年)和集约城市化阶段(2005—2015 年)。早期城市化阶段(1988—1993 年),建成区范围限于南山区南部、福田区东部以及罗湖区西南部等深圳市南部沿海地区;快速城市化阶段(1993—2005 年),建设用地增长主要集中在深圳市中西部区域,以西部的宝安区和北部的龙岗区、龙华区最为显著。集约城市化阶段(2005—2015 年),深圳市城镇化率达到较高水平,特别 2013 年之后城市用地增长趋于饱和,深圳市逐渐进入存量发展时期。

2.2 基于 MSPA 的景观格局分析

基于 MSPA 分析将研究区生态用地识别为 7 种不同的斑块类型。一般来说,不同斑块类型具有不同的生态学意义^[22]。核心类斑块是区域内较大的栖息地斑块,具有生态源地的功能;孔隙类和边缘类斑块是核心类斑块与非生态区的过渡区域,具有边缘效应;桥接类斑块是指衔接不同核心类斑块的连通区域,可作为构建生态安全格局的廊道;环道类斑块与桥接类斑块类似,是在同一核心区内部起联系作用。孤岛类、支线类是指面积远小于核心区且连通性较低的细小、破碎斑块。由图 3 可见,核心类斑块作为主要生境类型,面积占比最高,而支线类、孤岛类斑块由于破碎化程度高,斑块数量最多,这与其斑块类型的生态学意义相对应。

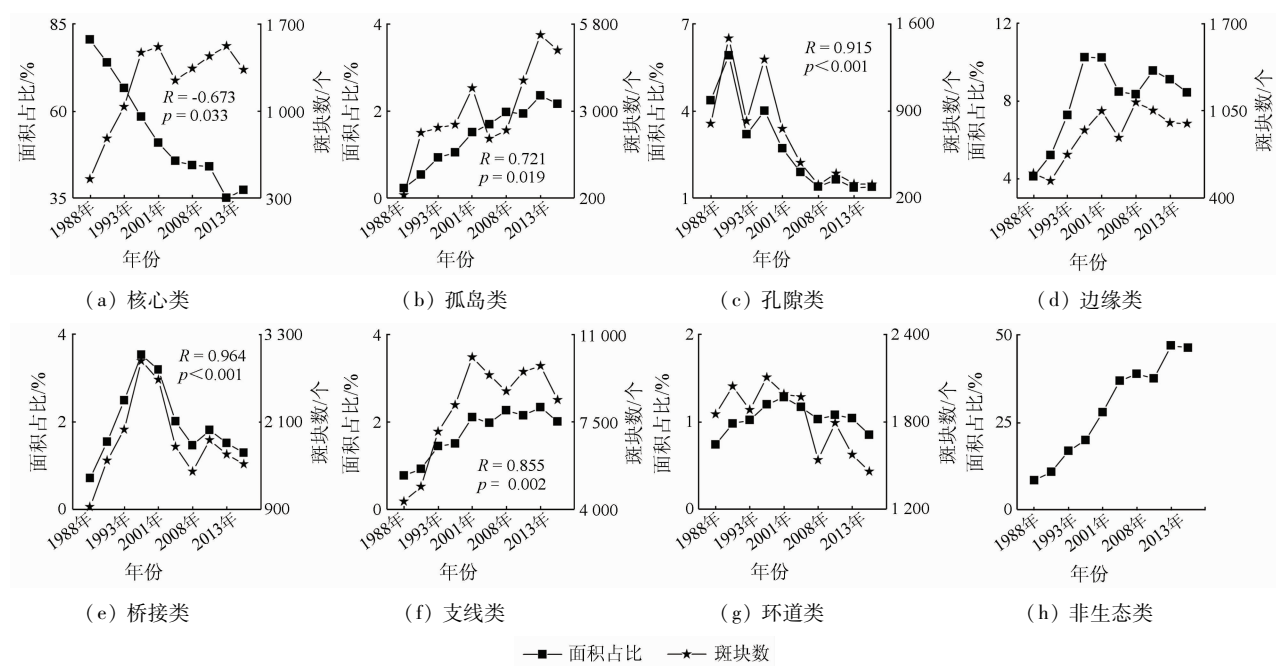


图 3 1988—2015 年深圳市 MSPA 斑块类型面积和数量的时间序列变化

Fig. 3 Time series changes of the area and number of MSPA types in Shenzhen City from 1988 to 2015

对不同斑块类型的面积占比与斑块数量进行 Spearman 相关性分析,在 0.05 的置信水平下,核心类斑块面积占比和斑块数具有显著负相关(图 3(a)),表明随着核心类斑块面积减少,斑块数量逐渐增加,破碎化程度越高。相反,除边缘类和环道类外,孤岛类、孔隙类、桥接类和支线类斑块面积和斑块数均在时间序列上有相同的趋势性,相关关系表现为显著正相关(图 3(b)、(c)、(e)、(f)),即随着斑块数量增加,这些斑块类型的面积也逐渐增加。

从时间序列的变化趋势上,不同斑块类型表现出不同的变化趋势。核心类斑块面积呈逐渐下降的趋势,从 80.56% 降至 37.48%。与之相反,孤岛类和支线类斑块表现出持续增长的趋势,面积占比分别从 0.24% 增长至 2.17%,0.78% 增长至 2.01%。孔隙类、边缘类、桥接类、环道类等其余类型斑块变化轨迹较复杂,呈先增长后降低的趋势,均在 1996 年或 2001 年达到增长峰值。

结合相关分析,说明在早期和快速城市化阶段,核心类斑块被城市用地侵占的同时,部分核心类斑块转化为孔隙类等过渡型斑块或桥接类等狭长型斑

块,还有部分转化孤岛类等破碎型斑块,导致孤岛类、孔隙类、桥接类等斑块类型在这一阶段面积占比和斑块数量都呈增长趋势。而在 2001 年后,政府为保障城市生态安全,开始对仅存的核心类斑块进行保护,但这一阶段随着深圳市人口规模增长,人地矛盾压力增大,缺乏保护的孔隙类和桥接类等斑块类型更容易受到城市化扰动,进一步孤岛化,导致这一阶段孔隙类和桥接类斑块成为孤岛类和支线类斑块的主要来源,斑块面积占比和数量同步降低。

2.3 基于 MSPA 的连通性分析

以景观组分为结构单位,通过 ECA 指数和 DOC 指数探究生态用地结构与景观连通性的关系。景观组分是基于生态网络中能相互链接的节点构建的组团结构,景观连通性反映了景观中不同组分在空间格局上的联系。图 4 和表 3 显示了 1988—2015 年深圳市生态用地的组分分布和连通性变化情况,其中不同组分在图 4 中以不同颜色交替显示,颜色本身无实际具体含义,因此不同年份间的相同颜色无可比性,颜色越多表明生态用地缺乏网络要素联系,被分割成更多的组分。

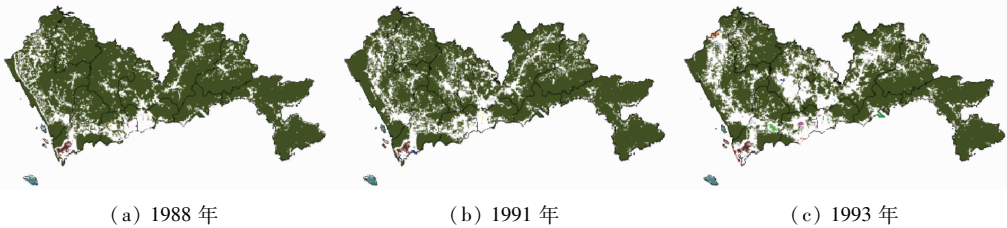


图 4-1 深圳市生态用地网络组分分布

Fig. 4-1 Distribution of ecological land components and the basic ecological controlling line in Shenzhen City

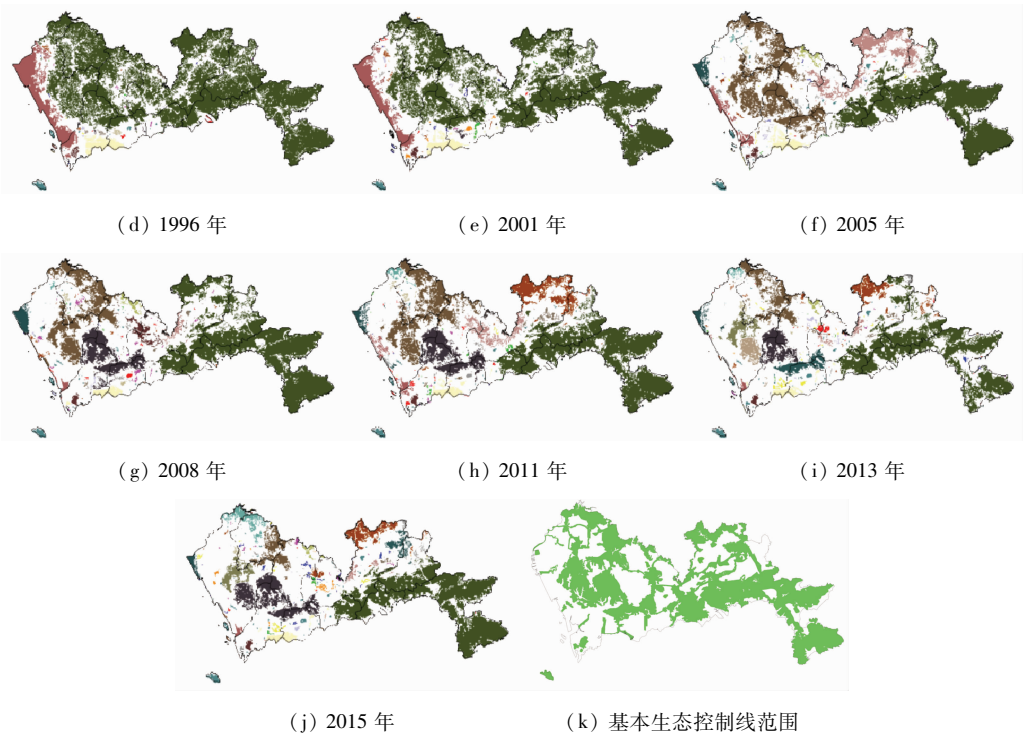


图 4-2 深圳市生态用地网络组分分布

Fig.4-2 Distribution of ecological land components and the basic ecological controlling line in Shenzhen City

表 3 1988—2015 年深圳市生态用地及各类用地连通性变化

Tab.3 Dynamic of ecological land connectivity in Shenzhen City from 1988 to 2015

年份	生态用地			林地		耕地		水体	
	组分数/个	ECA/km ²	DOC/%	ECA/km ²	DOC/%	ECA/km ²	DOC/%	ECA/km ²	DOC/%
1988 年	93	1 589.61	98.90	395.75	62.06	150.57	95.78	63.71	56.88
1991 年	139	1 457.78	98.78	404.14	60.42	53.31	60.74	76.90	66.56
1993 年	201	1 300.82	97.78	397.03	60.42	24.39	39.31	65.80	62.63
1996 年	205	1 018.23	87.34	374.26	59.06	19.05	36.56	43.02	49.90
2001 年	238	897.26	88.17	266.39	47.60	9.33	32.21	33.74	46.86
2005 年	390	533.52	58.33	348.38	62.88	2.11	24.91	23.63	43.85
2008 年	412	545.15	61.30	341.02	60.75	1.42	22.26	15.30	32.50
2011 年	358	463.65	52.60	260.75	47.01	2.78	32.18	16.41	33.95
2013 年	585	348.57	49.58	240.83	48.77	1.14	24.93	13.81	34.84
2015 年	449	414.21	55.39	248.71	49.77	1.07	20.98	14.99	38.02

由图 4 和表 3 可知,1988—2015 年期间深圳市斑块数量从 457 逐渐增加至 1 524,表明生态用地随时间序列逐渐被分割隔离。通过式(1)—(2)计算 ECA 和 DOC 指数对连通性进行评估。1988—2015 年期间随着组分增加,生境斑块之间的连通可能性减小,生态用地 ECA 值相应减少 1 175.4 km²,DOC 值降低 43.51%。生态用地连通性与耕地连通性呈现较好的相关性($R=0.794,p=0.006$),与林地、水体相关性不显著,表明耕地面积减少是导致生态用地连通性降低的主要原因。

对应深圳市城市化不同阶段,在早期城市化阶段(1988—1993 年),景观之间的联系紧密,呈现出较少的组分,研究区生态组分数在 93 ~ 201 个之

间,ECA 值减少 288.79 km²,每年减少约 57.76 km²,DOC 值基本在 97% 以上。这一阶段虽然区域内 ECA 值有所减少,但并未造成 DOC 指数大幅降低。快速城市化阶段(1993—2005 年),深圳市中西部区域、东北部地区的生态组分分布趋于分散,组分数增加至 390 个,保存较为完整的组分主要分布在坡度大于 25% 的丘陵台地区,以大鹏新区、盐田区为主。相应的,这段时期 ECA 值每年约减少 63.94 km²,且 DOC 指数下降明显,特别在 2001 年与 2005 年之间存在明显的拐点,DOC 值从 88.17% 突降至 58.33%,下降了约 29 个百分点。2005 年之后,深圳市区域生态组分分布逐渐趋于稳定,ECA 值降低 119.31 km²,DOC 值维持在 49.58% ~ 61.30% 范围。

研究表明,为了避免地区生物多样性被毁灭性破坏,40%的栖息地丧失被认为是允许的最大损失阈值^[23]。本文研究表明,2005 年以前深圳生态用地网络连接度 DOC 指数下降明显,基本已触发 40% 的损失阈值; 2005 年基本生态控制线划定后,景观连通性下降得到遏制,DOC 指数维持在 50% 上下波动,现存的生态组分边界基本与深圳市划定的基本生态控制线保护范围相一致(图 4(k))。

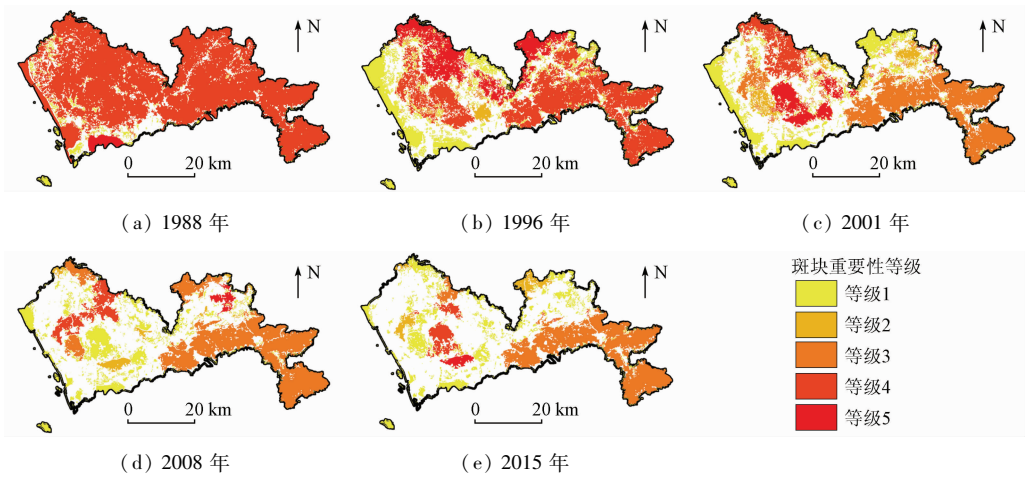


图 5 深圳市生态用地斑块连通重要性评价
Fig. 5 Evaluation of the connectivity importance of ecological patches in Shenzhen City

由图 5 可知,研究区高重要性等级(4—5 级)斑块在时间序列上呈现出逐渐被等级低的区域蚕食的趋势,以西部宝安区、光明区和中部龙岗区、龙华区斑块重要值下降最明显。1988 年,研究区范围内 4—5 级重要斑块分布较广,除宝安区、南山区、福田区、罗湖区部分沿海地区外,其余地区几乎全被 4—5 级重要斑块覆盖。1996 年,4—5 级重要斑块主要分布于深圳东部大鹏新区、盐田区、光明区、坪山区全区以及龙岗区北部区域,宝安区和南山区北部区域也有部分分布; 2001 年,4—5 级重要斑块大幅下降,仅维持在深圳市中西部小部分范围,东部区域大范围转变为 3 级斑块。2008 年斑块等级分布与 2001 年大致类似,深圳市中部、西部区域大部分被等级 1 的区域取代。至 2015 年,3 级斑块仅在盐田区、大鹏新区和坪山区北部区域分布; 4—5 级重要斑块仅维持在龙华区与宝安区交界的阳台山、龙华区与福田区交界的塘朗山等区域。

3 讨论

深圳市是目前世界上人口密度、建设强度最高的城市之一,土地资源面临难以为继的难题。生态用地遭到侵蚀,景观破碎度增加,ECA 指数减少是近 30 a 深圳生态景观连通性的主要变化特征。

2.4 斑块重要性分析

景观图论网络允许评估每个单独的网络要素对于维持生态用地连通性的重要程度。基于 MSPA 分析提取出核心类斑块,通过式(3)—(4)可计算斑块重要性指数 dPC 。对计算出的 dPC 进行归一化处理,然后对重要斑块进行 1—5 自然断点分级,值越大表示斑块的重要性越高。部分关键年份的结果如图 5 所示。

2005 年深圳市首先划定基本生态控制线,对城市自然生态空间起到一定的优化和锚固作用。但本文研究表明 2005 年以后深圳市生态用地 ECA 指数降低 119.31 km²,仍以每年 11.9 km² 的速度被逐渐侵蚀。说明按照基本生态控制线现有的管控要求,依然无法阻止过度城市化所造成的生态破坏。虽然后续政府部门多次修订《深圳市人民政府关于进一步规范基本生态控制线管理的实施意见》加强管控,但控制线作为一条动态的底线频频突破,暴露了目前基本生态控制线存在刚性管控和精细化管控不足的问题。比如,实施意见中允许生态环境保护相适宜的重大道路交通设施、市政公用设施等项目经审批后,占用基本生态控制线范围进行建设的。然而这些项目类别的内涵却没有细化说明与界定,导致许多开发项目因定义模糊而不断在生态控制线内新增建设布局。至 2015 年,线内新增建设用地面积 46.1 km²,年均新增 4.6 km²,至 2015 年深圳市基本生态控制线内生态用地减少至 841.8 km²,仅占 86.4%^[24]。说明目前基本生态控制线对深圳市城市化进程只起到抑制和延缓作用,现有政策约束很难从根本上提高深圳市整体生态质量。这一结果也与其他学者分析结果相一致^[25-26]。

深圳市生态用地面积和连通度下降会带来一系列生态风险,因此有必要基于连通性评估,重新梳理

深圳市现有的生态网络结构,预控现有生态廊道内关键衔接点空间。本文分析表明,至 2015 年阳台山、塘朗山等区域是目前维持深圳市现有生态网络格局的关键枢纽节点。这些节点一旦遭到破坏会使深圳市生态网络进一步恶化,因此需要加大保护力度。

4 结 论

1988—2015 年深圳市土地覆盖/利用变化表明,27 a 间深圳市建成区面积增加了 6.4 倍。耕地在深圳市城市化不同阶段均为城市用地扩张的主要土地来源,2005 年后林地作为城市土地来源的比例显著提升。1988—2015 年间深圳市生态用地等效连通面积降低了 73.9%,网络连接度降低 43.5%。2005 年以来,深圳市城市生境退化趋势明显放缓,但生态用地等效连通面积依然以每年 11.9 km² 的速度在逐渐减少。至 2015 年重要“踏脚石”斑块主要位于龙华区与宝安区交界的阳台山、龙华区与福田区交界的塘朗山等区域。

本文将 MSPA 形态学和景观图论模型有效结合,以景观组分为结构单位探究生态用地结构与景观连通性的关系,为区域景观连通性评价提供了一种快速而合理的方法。评价结果可以进一步对廊道修复区域进行优先级识别,为后续景观生态保护提供切实可行的方案。

参考文献 (References):

[1] Cotter M, Häuser I, Harich F K, et al. Biodiversity and ecosystem services: A case study for the assessment of multiple species and functional diversity levels in a cultural landscape [J]. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 111 – 117.

[2] Liu W, Hughes A C, Bai Y, et al. Using landscape connectivity tools to identify conservation priorities in forested areas and potential restoration priorities in rubber plantation in Xishuangbanna, Southwest China [J]. *Landscape Ecology*, 2020, 35 (2): 389 – 402.

[3] Acevedo M A, Sefair J A, Smith J C, et al. Conservation under uncertainty: Optimal network protection strategies for worst – case disturbance events [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2015, 52 (6): 1588 – 1597.

[4] 齐珂,樊正球. 基于图论的景观连接度量化方法应用研究——以福建省闽清县自然森林为例 [J]. *生态学报*, 2016, 36 (23): 7580 – 7593.

Qi K, Fan Z Q. Evaluation method for landscape connectivity based on graph theory: A case study of natural forests in Minqing County, Fujian Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36 (23): 7580 – 7593.

[5] Wang L, Young S S, Wang W, et al. Conservation priorities of forest

ecosystems with evaluations of connectivity and future threats: Implications in the Eastern Himalaya of China [J]. *Biological Conservation*, 2016, 195: 128 – 135.

[6] Shanthala D B S, Murthy M S R, Debnath B, et al. Forest patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory [J]. *Ecological Modelling*, 2013, 251: 279 – 287.

[7] Baranyi G, Saura S, Podani J, et al. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices [J]. *Ecological Indicators*, 2011, 11 (5): 1301 – 1310.

[8] Saura S, Pascual – Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83 (2): 91 – 103.

[9] Saura S, Torné J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2009, 24 (1): 135 – 139.

[10] Vogt P, Riitters K. GuidosToolbox: Universal digital image object analysis [J]. *European Journal of Remote Sensing*, 2017, 50 (1): 352 – 361.

[11] 陈昕,彭建,刘焱序,等. 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*, 2017, 36 (3): 471 – 484.

Chen X, Peng J, Liu Y X, et al. Constructing ecological security patterns in Yunfu City based on the framework of importance – sensitivity – connectivity [J]. *Geographical Research*, 2017, 36 (3): 471 – 484.

[12] 倪庆琳,侯湖平,丁忠义,等. 基于生态安全格局识别的国土空间生态修复分区——以徐州市贾汪区为例 [J]. *自然资源学报*, 2020, 35 (1): 204 – 216.

Ni Q L, Hou H P, Ding Z Y, et al. Ecological remediation zoning of territory based on the ecological security pattern recognition: Taking Jiawang District of Xuzhou City as an example [J]. *Journal of Natural Resources*, 2020, 35 (1): 204 – 216.

[13] 王博娅,刘志成. 北京市海淀区绿地结构功能性连接分析与构建策略研究 [J]. *景观设计学*, 2019, 7 (1): 34 – 51.

Wang B Y, Liu Z C. Functional connectivity analyses and construction strategies of the structure of green space network in Haidian District of Beijing [J]. *Landscape Architecture Frontiers*, 2019, 7 (1): 34 – 51.

[14] 吴健生,刘洪萌,黄秀兰,等. 深圳市生态用地景观连通性动态评价 [J]. *应用生态学报*, 2012, 23 (9): 2543 – 2549.

Wu J S, Liu H M, Huang X L, et al. Dynamic evaluation on landscape connectivity of ecological land: A case study of Shenzhen, Guangdong Province of South China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23 (9): 2543 – 2549.

[15] 曹翊坤,付梅臣,谢苗苗,等. 基于 LSMM 与 MSPA 的深圳市绿色景观连通性研究 [J]. *生态学报*, 2015, 35 (2): 526 – 536.

Cao Y K, Fu M C, Xie M M, et al. Landscape connectivity dynamics of urban green landscape based on morphological spatial pattern analysis (MSPA) and linear spectral mixture model (LSMM) in Shenzhen [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35 (2): 526 – 536.

[16] Dou P, Chen Y. Dynamic monitoring of land – use/land – cover change and urban expansion in Shenzhen using Landsat imagery from 1988 to 2015 [J]. *International Journal of Remote Sensing*,

2017,38(19):5388-5407.

[17] Velázquez J, Gutiérrez J, Hernando A, et al. Evaluating landscape connectivity in fragmented habitats; Cantabrian capercaillie (tetrao urogallus cantabricus) in Northern Spain[J]. Forest Ecology and Management,2017,389:59-67.

[18] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns [J]. Pattern Recognition Letters,2009,30(4):456-459.

[19] 朱 强,俞孔坚,李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度[J]. 生态学报,2005,25(9):2406-2412.

Zhu Q, Yu K J, Li D H. The width of ecological corridor in landscape planning[J]. Acta Ecologica Sinica,2005,25(9):2406-2412.

[20] 史芳宁,刘世梁,安 毅,等. 城市化背景下景观破碎化及连接度动态变化研究——以昆明市为例[J]. 生态学报,2020,40(10):3303-3314.

Shi F N, Liu S L, An Y, et al. Changes of landscape fragmentation and connectivity with urbanization; A case study of Kunming City [J]. Acta Ecologica Sinica,2020,40(10):3303-3314.

[21] Saura S, Rubio L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape[J]. Ecography,2010,33(3):523-537.

[22] 于亚平,尹海伟,孔繁花,等. 南京市绿色基础设施网络格局与连通性分析的尺度效应[J]. 应用生态学报,2016,27(7):2119-2127.

Yu Y P, Yin H W, Kong F H, et al. Scale effect of Nanjing urban green infrastructure network pattern and connectivity analysis[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2016,27(7):2119-2127.

[23] Yin D, Leroux S J, He F. Methods and models for identifying thresholds of habitat loss[J]. Ecography,2017,40(1):131-143.

[24] 邓金杰,黄伟坚. 城市生态用地管控:问题及规划管理建议——以深圳市为例[J]. 城市观察,2018(3):131-138.

Deng J J, Huang W J. Problems and suggestions on urban ecological land use control; A case study of Shenzhen[J]. Urban Insight, 2018(3):131-138.

[25] 张 甜,王仰麟,刘焱序,等. 1987—2015 年深圳市主城区景观演变过程多时相识别[J]. 地理学报,2016,71(12):2170-2184.

Zhang T, Wang Y L, Liu Y X, et al. Multi-temporal detection of landscape evolution in western Shenzhen City during 1987—2015 [J]. Acta Geographica Sinica,2016,71(12):2170-2184.

[26] 吴健生,黄 乔,曹祺文. 深圳市基本生态控制线划定对生态系统服务价值的影响[J]. 生态学报,2018,38(11):3756-3765.

Wu J S, Huang Q, Cao Q W. Effects of basic ecological control line policy on ecosystem services value in Shenzhen[J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(11):3756-3765.

Dynamic changes in the landscape connectivity in Shenzhen City determined based on the long time series of remote sensing data

TANG Wenkui^{1,2}, YU Lu², ZHOU Weiqi¹, YUE Jun², ZHOU Zheng²
(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Urban Planning and Design Institute of Shenzhen, Shenzhen 518028, China)

Abstract: In the past 30 years, the land use in Shenzhen City has changed dramatically until it is almost saturated now. Using the morphological spatial pattern analysis (MSPA) and the graph theory, this study quantitatively analyzed the landscape connectivity of ecological land in Shenzhen based on ten phases of remote sensing images for land cover or use from 1988 to 2015. The results show that the cultivated land was the main land source in various periods of Shenzhen’s rapid urbanization, while the proportion of forest land used for urban development had risen since 2005. For Shenzhen’s landscape connectivity from 1988 to 2015, the equivalent connected area (ECA) of the ecological land decreased by 1 175.4 km², and the degree of network connectivity (DOC) decreased by 43.51%. Since the delineation of Shenzhen’s basic ecological control boundary in 2005, the pace of urban habitat degradation has slowed down but the ECA of the ecological land had still been gradually eroded at a rate of 11.9 km² per year. The analysis of the importance of ecological patches shows that areas like the Yangtai Mountain and Tanglang Mountain are key ecological nodes for landscape connectivity and should be protected with greater efforts.

Keywords: landscape connectivity; graph theory; morphological spatial pattern analysis (MSPA); remote sensing image of land cover or use; Shenzhen City

(责任编辑: 张 仙)