

深圳地区景观生态连接度评估

武剑锋¹, 曾 辉^{1,2,*}, 刘雅琴¹

(1. 北京大学深圳研究生院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055; 2. 北京大学环境学院生态学系, 北京 100871)

摘要:以最新的土地利用变更调查资料为基本信息源, 利用最小耗费距离模型和障碍影响指数、景观连接度指数计算方法, 对深圳市的景观连接度进行综合评价, 并分析导致景观格局变化的内在驱动机制, 探讨连接度评价方法的使用效果。结果表明, 林地和城市建设用地是导致工作区障碍影响指数空间分异的主要景观成分类型; 全市生态资源用地类型呈现明显的碎裂化和孤岛状分布格局, 而建设用地扩张过程中的无序性和不合理性是导致景观格局劣化的真正原因; 摒弃以往不合理的土地开发模式, 利用残存的生态资源辅助以必要的人工保护、恢复和建设工作来改善无连接区域内的景观连接度水平, 强化建成区内的绿地建设工作, 是提升深圳市景观连接度水平的 3 种有效策略途径。

关键词:生态连接度; 最小耗费距离模型; 城市化; 深圳市

文章编号: 1000-0933(2008)04-1691-11 中图分类号: X144 文献标识码: A

Landscape ecological connectivity assessment of Shenzhen City

WU Jian-Feng¹, ZENG Hui^{1,2,*}, LIU Ya-Qin¹

1 College of Environmental and Urban Sciences, Shenzhen Graduate School of Peking University, Shenzhen 518055, China

2 Department of Ecology, Environmental School of Peking University, Beijing 100871, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(4): 1691 ~ 1701.

Abstract: Ecological connectivity is an important indicator for ecological relations among patches. Based upon the least-cost model, this paper conducted a systematic assessment of Shenzhen's landscape connectivity using the Barrier Effect Index (BEI) and Ecological Connectivity Index (ECI). This new approach has assisted us revealing new driving mechanism of landscape dynamics. The results indicate that the two types of landscape — natural vegetation and built-up areas are the very factors that affects the spatial configuration. Forests and agriculture have low influence, and are isles around lower hills and some reservoirs. Over half of the vegetation and farmlands are heavily disturbed by human beings, especially area around the built-ups. Based on the ECI results, no connectivity area ($ECI = 1$) accounts for more than 42% (with built-up areas dominate 97%) whereas forest has relatively high connectivity, accounting merely 25% featured by an isle-like distribution. The relentless growth of built-up areas has been identified as the leading cause for landscape deterioration. We suggest three effective ways to increase Shenzhen's ECI and improve the ecological structure; to undertake a dramatic change in Shenzhen's development policy; to meliorate the no-connection areas using the remaining resources and necessary protection/restoration; to strengthen greenbelt construction in built-ups.

Key Words: ecological connectivity; least-cost' modeling; urbanization; Shenzhen

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40328002)

收稿日期: 2007-01-17; 修订日期: 2007-08-23

作者简介: 武剑锋, (1981 ~), 女, 山西省寿阳县人, 硕士生, 主要从事景观生态学研究. E-mail: heartsease1111@hotmail.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zengh@szpku.edu.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40328002)

Received date: 2007-01-17; **Accepted date:** 2007-08-23

Biography: WU Jian-Feng, Master candidate, mainly engaged in landscape ecology. E-mail: heartsease1111@hotmail.com

生态连接度常用于衡量各类斑块之间生态结构、功能或生态过程的有机联系^[1],这种联系多表现为生物群体之间的物种交换或景观组分间直接的物质、能量交换和生物迁移^[2],而这些联系的过程特点通常无法直接用景观结构和空间构型方面一般特征予以有效反映^[3]。生态连接度概念自提出以来即在景观生态学研究中得到广泛应用,特别是在生物资源管理^[4]、生物多样性保护^[5]和景观规划与设计等方面^[2,6]积累了较多的研究案例。近年来,国内学者运用生态连接度评估方法在特定生物种群的生态连接度评价^[7]、自然生态系统服务功能的丧失过程分析^[2]、地区生物多样性保护^[8]和资源合理利用策略分析^[9,10]等方面开展了诸多有价值的探索性研究,但利用该方法开展城市化地区生态资源结构与功能关系研究则比较少见,与国外的同类研究相比还存在较大差距。

我国过去 20 余年的快速城市化过程导致相当多地区生态用地数量急剧萎缩,破碎化、孤岛化等格局劣化问题日趋严重,生态调控能力严重不足^[11,12]。在土地资源供给瓶颈无法有效突破而难以大幅度恢复或增加生态用地数量的背景下,尽可能重建景观组分的空间生态联系,强化网络性景观结构建设,进而达到提高景观生态功能,维持区域生态安全的目的就成为必然选择^[13~15]。本文以最能反映中国快速城市化过程特征的深圳地区为例,利用最小耗费距离模型进行景观连接度评估,分析导致景观生态结构劣化的内在影响因素及其驱动机制,探讨快速城市化地区生态受损评价的有关方法论问题,为合理开展区域生态保护和建设工作提供科学依据。

1 研究区概况、数据准备及研究方法

1.1 研究区概况

深圳市作为我国对外开放的窗口城市,过去近 30a 的快速城市化过程中,景观变化的最显著特征就是原有的自然和农业等生态友好型用地类型大规模转化成为各种硬质化的城市建设用地类型。最新土地利用变更调查结果显示,深圳市建设用地总面积从 1979 年的 2.81 km² 迅速增加到 2004 年的 840 多 km²,占全市国土总面积(1952.58 km²)的比重超过 40%^[16~18]。与这一景观变化过程相对应,全市 2004 年以来的农业生产在国民经济中的比重已经不足 1%。

然而,由于以往对城市规模和社会经济发展速度估计不足,不同时段编制的各类规划难以合理调控建设用地的扩张行为,加之区域生态保护和城市内部生态建设工作没有得到足够重视,导致建设用地扩张及其对各种生态用地类型占用呈现出明显的无序性。这种无序性主要表现为集中分布或沿着各类道路两侧向外围迅速蔓延的建设用地对全市生态用地(包括林地及农业用地)产生了强烈的蚕食及割裂作用,使这些生态用地分布区逐步退缩到以羊台山、梧桐山和七娘山等低山地区为核心的岛状分布区域内,严重破坏了全市生态资源的完整性及不同生态用地分布区之间的有机联系,给全市未来的生态保护、恢复与建设工作带来显著负面影响。

1.2 数据准备

本项研究的基础数据为深圳市 2004 年 1:10000 最新土地利用变更调查数据,原始数据按照国土资源部的统一分类标准包括 99 种土地利用类型。具体分析时对一些性质相近的用地类型进行适度合并,并转化成 20 m × 20 m 栅格形式,从中提取了四种主要生态功能性用地类型,分别为林地 C1、园地 C2、耕地 C3 和牧草地 C4(表 1)。

1.3 研究方法

1.3.1 最小耗费距离模型

最小耗费距离指从“源”经过不同阻力的景观组分所耗费的费用或者克服阻力所做的功^[19,20],它反映的是“加权距离”^[21],是对景观实现结构或功能联系难易程度的一种抽象表达,可为景观功能随着格局变化的空间连接性程度分析提供依据^[13]。在模型应用中,需要输入源点和耗费阻力面,其中源点指功能的耗费中心^[22],阻力面描述的则是实现某种生态过程(如实现不同植被岛屿之间的结构或功能联系)需要克服的景观阻力^[23]。鉴于深圳地区导致不同生态用地斑块连接度降低的主要原因是各种城市建设用地的分割影响,因

而评估研究首先以不同人工障碍性用地类型为源、所有景观组分为阻力面计算出障碍影响指数 BEI (Barrier Effect Index); 然后再以 4 种主要生态功能性用地为源, 障碍影响指数 BEI 为阻力面, 得出深圳市生态连接度 ECI (Ecological Connectivity Index) 评估结果。

表 1 深圳市生态功能用地类型
Table 1 Ecological functional areas of Shenzhen

编码 Code	类型 Type	面积 Area (hm ²)	占研究区域的比例 Percentage of Shenzhen (%)
C1	林地 Forest	58893.68	30.16
C2	园地 Orchard	27856.92	14.27
C3	耕地 Farmland	4711.4	2.41
C4	牧草地 Grassland	47.52	0.02
合计 Total		91509.52	46.87

1.3.2 障碍影响指数

障碍影响指数用来表达不同建设用地类型对生态用地斑块之间实现结构或功能联系的阻隔影响程度。根据 Kaule 等的研究结果, 某给定障碍物产生的障碍效应随距离的增加对数减小^[24], 即如果用最小耗费距离来表达, 则障碍效应随最小耗费距离的增加对数增加。依据该研究结果障碍影响指数计算模型可表达如下:

$$Y_s = b_s - ks_1 \ln ks_2 (b_s - d_s) + 1 \quad (1)$$

式中, Y_s 代表 s 种障碍物所产生的障碍效应; b_s 是第 s 种障碍物类型的权重赋值; ks_1 和 ks_2 是用来调整对数函数曲线形态的参数 (将实际对数函数曲线调整为标准对数函数曲线)^[25]; d_s 为通过最小耗费距离模型计算出的最小耗费距离。

本研究根据不同种类人工建设用地类型的生态影响特征, 在深圳地区确定 3 种人工障碍用地类型 (即人为影响发生源), 并参考相关研究成果和深圳市的实际情况确定了 3 类人工用地类型障碍影响指数计算的权重参数^[25], 在此基础上计算得到了不同障碍类型对数函数曲线的形态调节参数 (表 2)。

表 2 深圳市 3 种基本人工障碍用地类型——源
Table 2 Three basic urban barrier types in Shenzhen — Source

编码 Code	类型 Type	权重 b_s	Ks_1	Ks_2
B1	低阻力人工用地 * Low resistance urban areas	20	11.10	0.253
B2	交通过地 Communications	50	27.75	0.102
B3	城市用地 Urban areas	100	55.52	0.051

* 低阻力人工用地: 主要为设施农业用地, 包括禽畜饲养地、设施农业用地、农村道路、农田水利用地、田坎、晒谷场、水工建筑用地 Low resistance urban areas mainly include feedlot, establishment for farming, country road, irrigation for farming, ribbing and bleachers

以上述不同人工障碍用地类型作为人为影响发生源, 将工作区内所有景观组分按照性状相近的原则合并成 5 种不同的人为影响传播介质类型, 以便确定最小耗费距离计算的影响矩阵 (阻力层)。5 种人为影响传播介质类型确定如表 3 所示, 根据有关文献研究结果及深圳市的实际情况^[13,23,25], 确定和计算的不同介质类型障碍系数和阻力值如表 3 所示 (其中, a_n 反映了人工障碍物对 V1 ~ V5 不同用地类型产生影响的距离, 阻力值 A_n 代表了每种受影响土地类型在有影响的距离内的最大阻力值, $A_n = b_3/a_n$)。

利用最小耗费距离模型, 分别以表 2 中的 B1、B2、B3 为源, 表 3 为阻力面, 计算出 3 种人工障碍用地类型对深圳市不同类型用地的最小耗费距离 d_s , 然后根据公式 (1) 分别计算出 3 种人工障碍用地类型的障碍效应 Y_s ; 再通过 $Y = \sum_{i=1}^3 Y_i$ 计算出总人工障碍效应 Y ; 最后将 Y 等间距分为 0 ~ 10 级来代表障碍影响指数 BEI 的程度差异, 并在空间上予以直观表达, 用以反映各种人工建设用地类型在景观内部综合障碍效应的空间分异特征。

表 3 用来计算 BEI 的影响矩阵——阻力层

Table 3 Impact matrix for the calculation of the Barrier Effect Index——resistance surface

编码 Code	类型 Type	包括用地种类 Classes included	障碍系数 BEI α_n	阻力值 Resistance value A_n
V1	自然地区 Natural	林地 ForestC1	1000 m	0.1
V2	农业用地 Agriculture	园地 OrchardC2	750 m	0.13
		耕地 FarmlandC3		
		牧草地 GrasslandC4		
V3	自然未利用地 Natural unused	滩涂等 Tidal flat N1	500 m	0.2
V4	人工障碍物 Domestic barrier	设施农业 Agricultural built-upB1	250 m	0.4
		交通用地 TransitionB2		
		建设用 Built-upB3		
		自然裸地 Natural barelandN3		
V5	水体 Water	水体 WaterN2	1 m	100

1.3.3 生态连接度指数

在完成障碍影响指数计算后,基于最小耗费距离模型的生态连接度指数计算公式如下:

$$ECI = 10 - 9 \frac{\ln(1 + (x_i - x_{\min}))}{\ln(1 + (x_{\max} - x_{\min}))^3}$$

式中, x_i 代表每个像元合适的耗费距离, $x_{\max}$ 和 $x_{\min}$ 分别是给定区域耗费距离的最大和最小值^[25]。

以 4 种不同的生态用地 C1 ~ C4 为源, BEI 为阻力面, 计算获得了每种类型生态用地的最小耗费距离 D_r ;

然后通过 $x = \sum_{r=1}^4 D_r$ 计算出所有生态用地类型总的耗费距离 x ; 最后, 通过上述模型将生态连接度指数 ECI 等间距划分为 1 ~ 5 个等级。在综合考虑人工障碍效应、距离效应、相邻土地利用类型和植被类型等多方面影响的情况下, 得到了全深圳市的生态连接度指数, 并在此基础上进行深圳市生态连接度分级制图。

1.3.4 不同障碍指数区域及不同连接度区域内的景观结构分析

深圳市不同景观组分类型代表各自不同的起源及发生和发展特点, 其结构组合可以反映出明显的人为景观改造特征, 可以为景观结构的形成机制分析提供重要线索。因此, 本文将景观障碍指数和生态连接度分级制图结果与土地利用变更调查结果进行叠图分析, 以期弄清不同类型区域内的景观组分构成, 以及优势景观组分沿着障碍影响梯度和连接度梯度的结构演变特点, 在此基础上分析障碍影响和连接度空间分异的结构性成因和发生机制, 并为研究方法的深入探讨和有关生态保护策略研究提供依据。

2 结果

2.1 人工建设用地障碍影响指数分析结果

工作区内人工建设用地障碍影响指数 (BEI) 分级制图结果如图 1 所示, 不同等级 BEI 区域统计结果如表 4 所示。从各 BEI 分级区域的面积构成看, 受建设用地影响较小 (BEI = 0 ~ 2) 的区域面积比重仅占全市总面积的 21% 以上, 而居于中等影响程度 (BEI = 3 ~ 6) 和高影响程度 (BEI = 7 ~ 10) 区域的面积比重均在 40% 左右。在全市自然植被和生物生产性农业用地面积比重接近 47% 背景下, 面积比重很小的低影响程度区域意味着半数以上具有显著生态效益的植被和农业用地面临着显著的人为干扰影响。

从图 1 可以看出, 较高人为影响区域主要分布在特区内外的建成区中心区及主要道路的两侧, 中等程度影响区域则分布在典型的城乡过渡地段。由于深圳市目前已经处于全境高速城市化过程中, 等级较高的干道交通系统几乎覆盖全市区域, 导致低影响区域几乎全部萎缩在一些低山地区和几处主要供水水库周边, 呈典型的孤岛状分布态势。一些有一定规模的植被集中分布区域由于周边建设用地面积比重较大, 也受到中等程度以上的人为干扰威胁 (如宝安区沿海以及中西部的丘陵地区), 表征局部地段生态稳定性维护和安全保障问题已经迫在眉睫。

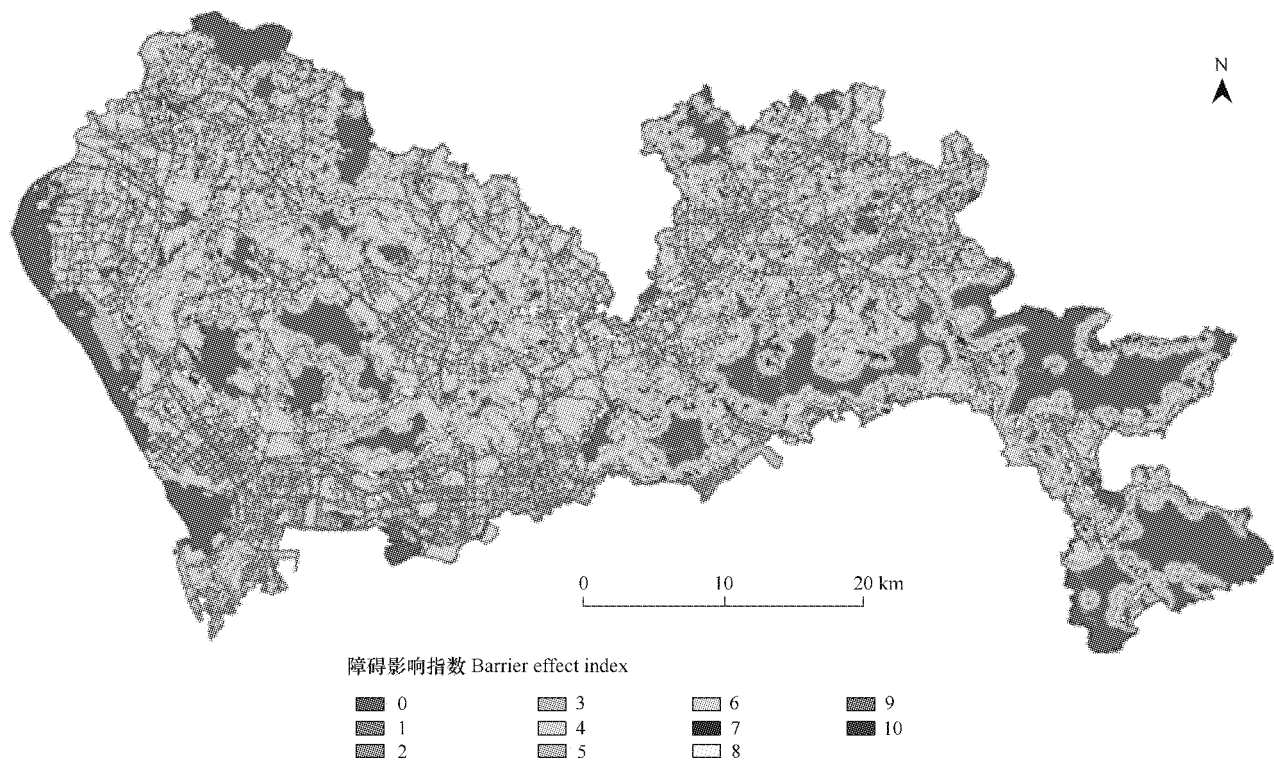


图1 深圳市 BEI 空间格局即景观阻力面

Fig. 1 Map resulting from the application of the Barrier Effect Index (BEI) of Shenzhen

表4 研究区 BEI 分级应用结果

Table 4 Results of BEI classification in Shenzhen

BEI 分级 BEI class	影响水平 Effect	面积 Area(hm ²)	比例 Percentage(%)
0	无影响力 Non impact	34954.2	17.9
1~2	极低影响力 Very low impact	6683.0	3.42
3~4	低影响力 Low impact	14465.16	7.41
5~6	中影响力 Medium impact	65799.76	33.7
7~8	高影响力 High impact	37208.88	19.06
9~10	极高影响力 Very high impact	36147.2	18.51

不同等级人工建设用地障碍影响指数分级区域内的景观组分结构分析结果如图2所示。为便于分析和讨论,在土地利用变更调查的基础上,将景观组分合并成林地、园地、农用地(包括耕地和牧草地)、建设用地(包括设施农业用地、交通过用地和其他城市建设用地)和其他用地(包括水体、未利用地等)5类(以下同)。自然植被和建设用地作为深圳市景观构成的两种优势组分类型,成为决定各影响区域空间分级的主要成分。林地在 BEI 小于 5 的区域内面积比重一直超过 50%,而在 BEI 超过 6 的区域内迅速减少至 30% 以下;相反建设用地在 BEI 小于 5 的区域内面积比重一直不超过 20%,但在大于 6 以上的区域则迅速上升至 50% 以上;而占据面积比重第 3 位的园地则呈现出中凸型分布格局,其峰值分布区域在 BEI 为 5 的区域内。农田和其他用地类型由于本身面积比重比较小,且在所有的 BEI 分级区域内均不占优势地位,其 BEI 梯度分异特征对于全区人为影响的空间分异也不具有显著影响。

2.2 生态连接度评估结果

生态连接度(ECI) 分级评估结果如图3所示,不同 ECI 分级区域的结构统计如表5所示。从不同 ECI 区域的面积比重分布看,基本无连接区域(ECI =1) 占据绝对优势,其次是低连接度区域(ECI =2),二者合计面积比重接近全市总面积的 2/3,具有最高连接度等级的区域(ECI =5) 只占全区总面积 16% 多。而处于中间

层次的中等连接度($ECI=3$)和高连接度($ECI=4$)区域合计面积比重只有不到 18%,表现出明显的过渡型分布特征。

从不同 ECI 区域的空间分布情况看(图 3),连接度水平最高的区域表现出更为明显的孤岛状分布态势,主要位于低山周边、大型供水水库水源保护区范围内和沿海滩涂区域,且彼此之间基本无法形成直接的结构联系。与此相对应的基本无连接区域则表现出良好的结构连接性,宝安区经特区直至龙岗中心区的无连接区域基本构成一个大型斑块,只有在植被分布比重相对较高的大鹏半岛地区基本无连接区域才呈现孤立的斑块状分布。 ECI 空间分异中还有两个值得注意的倾向:(1)自然植被分布相对集中的大鹏半岛区域形成了 3 个最高连接度分布中心,中间主要为低连接度区域($ECI=2$)所分割;(2)从宝安区经特区一直延续到龙岗区的沿海山地植被分布区域连接度水平普遍较低($ECI=2\sim3$)。

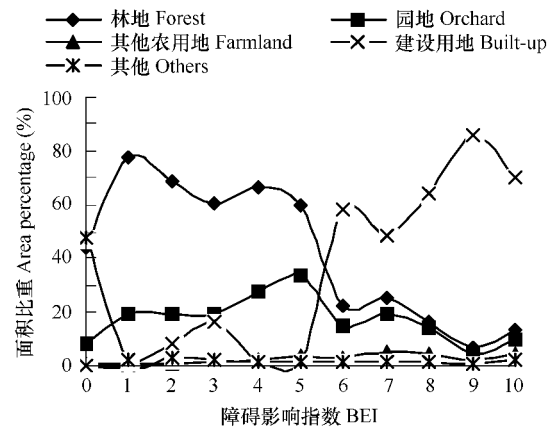


图 2 不同障碍影响区内的景观结构
Fig. 2 Landscape structure of different BEI areas

表 5 研究区 ECI 分级应用结果

Table 5 Results of ECI classification in Shenzhen

ECI 分级 ECI class	影响水平 Effect degree	面积 Area (hm^2)	面积比例 Area percentage (%)
1	无连接性 No connectivity	85015.68	43.54
2	低连接性 Low connectivity	44482.8	22.78
3	中连接性 Medium connectivity	19711.2	10.09
4	高连接性 High connectivity	14602.28	7.48
5	极高连接性 Very high connectivity	31446.24	16.10

不同 ECI 区域内的景观结构分析结果显示(表 6),深圳市全区的生态连接度情况大致可以分成 3 种不同的情况:(1)无连接度区域($ECI=1$),建设用地占据绝对优势,全市所有建设用地均分布在该区域,内部景观结构组成中只有不到 3% 为非建设用地组分;(2)过渡型连接性区域($ECI=2\sim4$),林地和园地为这类区域的优势组分,其中林地比重在 55% 左右,园地面积比重在 30% 左右;(3)极高连接性区域($ECI=5$),林地和其他用地(主要为水库水面)为优势组分,二者合计面积比重超过 80%。

表 6 不同 ECI 区域内的景观结构

Table 6 Landscape structure of different ECI areas

ECI	1	2	3	4	5
林地 Forest	1.02	55.43	51.19	53.84	52.33
园地 Orchard	0.81	27.97	33.27	29.82	13.86
农用地 Farmland	0.11	4.92	5.35	5.99	2.05
建设用地 Built-up	97.28	0	0	0	0
其他 Others	0.78	11.68	10.19	10.35	31.76

3 讨论

3.1 深圳市生态格局变化机制分析

上述分析结果表明,在深圳市从一个偏远的渔村发展成为国际化大都市的快速城市化过程中,以建设用地扩张为代表的人为景观改造作用一直是景观结构和格局变化的重要驱动因素^[26]。隐藏在城市规模膨胀背后的社会经济发展需求在与林地和各类农用地保护为代表的区域生态建设需求的博弈中一直占据着强势地

位。正是由于这一原因,导致深圳市目前具有重要生态公益价值的土地利用类型逐步萎缩到那些建设用地扩张受到特定自然环境条件(如地形或水文条件)强烈约束的低山和沿海地区,或者集中分布在因特定生态功能保护而受到庇护的供水水库及周边水源保护区。而这些区域本身的空间不连续性,无疑是全市景观整体连接度水平较低,碎裂化和孤岛化特征突出的重要原因(图3)。

深层次探究小尺度工作区内景观结构劣化的原因不难发现,生态资源孤岛化和碎裂化的分布格局成因不能简单地归结为建设用地扩张上,建设用地扩张的无序性及不合理性才是景观格局劣化的真正原因。这种不合理性和无序性主要表现为3点:(1)在城市化发展的相当长时间内,生态保护和建设工作一直没有受到重视,相关的资源保护和补偿性建设需求也难以在各种景观结构调整计划中得以真正体现;(2)由于土地资源管理工作不到位,现状建设用地增长的40%以上脱离了各时段的规划约束,属于典型的违法开发活动,并进一步加剧了建设用地扩张的无序性和不合理性^[27]; (3)以往深圳市社会经济发展带有强烈的外延型粗放增长特征,在适于开发的土地资源有限的背景下,城市建设用地集中分布在低海拔地区并沿着道路两侧蔓延,最终形成连绵的分布格局也就难以避免。

障碍影响指数和连接度分析结果显示,城市内部和紧邻建设用地集中分布区域的林地及农业用地仍然面临人为干扰的巨大压力。其中,约占无连接区域面积2%的林地和农业用地如果没有强有力的政策庇护,将随时可能被建设用地扩张过程所同化;而占全区生态用地总面积50%以上的位于城市边缘地区的林地和农用地的ECI值在2~3之间。如果这些区域今后受到建设用地扩张过程的强烈影响,将导致具有较高连接度水平的生态资源集中分布区域直接暴露于人为干扰之下。因此,如何有效保护建设用地集中分布区域内残存的自然和农业植被斑块,避免城市边缘地区各类植被集中分布区域受到显著的人为干扰影响,是深圳市今后生态保护和建设工作的核心任务之一。

3.2 关于深圳市生态保护策略的思考

生态资源的碎裂化和孤岛化将导致景观整体结构稳定性下降,生态服务功能受损等诸多负面效应^[28,29]。基于这一判断,深圳市现状景观格局健康水平较低已经是不争的事实。在难以利用地形庇护条件达成各类大型生态资源斑块有效的结构与功能连接的前提下,通过合理的主动性人工保护、恢复和建设性工作来改善区域生态结构就成为唯一的选择。总结以上景观格局劣化的成因和机制分析结果可以确定,保障今后生态保护与管理工作成效的策略选择应考虑从3个方面入手。

首先,彻底改造现有建设用地扩张模式的弊端。在建立强有力的政策和规划约束体系的前提下,摒弃现有的外延型土地资源消耗模式,严格控制建设用地扩张规模,合理进行空间配置,杜绝一切非法的无序性土地开发活动;把区域生态保护和建设需求切实落实到今后与土地利用结构调整有关的所有城市规划和土地利用规划方案中,在加强现有敏感生态资源(如建成区内部和周边地区的林地和农业用地)保护的同时,避免新的开发活动对区域生态结构产生显著的负面影响。

其次,改善无连接区域内的生态连接度水平。在无连接区域内充分利用各种残存的生态友好要素,辅助以必要的保护、恢复和建设性工作来改善生态结构,提高全区域的整体连接性水平,已经成为国内外城市化地区生态整治工作的通行做法^[30]。通过本研究案例,更加明确提高以水系为轴线的景观连接度水平的重要性,而深圳市各区建设用地主要分布在不同流域范围内的河流两侧,给今后利用河流构建绿色通道系统,进而改善无连接区域内部的生态连接性水平,提供了有利的条件(图4)。因而,深圳市必须从现在开始就严格保护这些穿城河道及其两侧残余的各种生态用地板块,并且在今后的城市内部用地结构调整过程中,预留足够的资源,为绿色通道系统建设奠定基础^[31,32]。

第三,强化建成区内部的植被保护和建设工作。在现有城市建成区内部通过土地利用方式调整来大幅度增加植被覆盖,最终实现全区生态资源的结构性连接,无疑将遭遇巨大的社会经济成本障碍^[33]。在这种情况下,强化现有残存林地和农用地斑块的保护,同时辅助以必要的块状城市绿地斑块建设,进而改善城市绵延区内部的景观功能连接性水平,是有效兼顾城市发展和区域生态安全维护需求的适用途径^[34]。因此,改善城市

接彩图 3,4

内部生态功能连接度水平的需求,显然应当成为今后深圳市绿地系统规划和建设工作的重要方案选择依据。

3.3 关于景观连接度分析方法的思考

从以往的研究积累看,景观连接度评价方法最初在面向生物多样性保护的理论和应用研究中(如保护区设计、物种生境管理等)较为成功^[2]。其他方面的研究显然是生态学工作者根据连接度概念的内涵和外延,将这一方法推广到更广泛的结构和功能联系过程研究领域的结果。至于推广工作本身是否成功,还有待进一步验证。本研究工作的结果显示,生态连接度评价方法可以有效地揭示生态资源的空间分异特征,同时能够反映城市化地区人为活动对于不同地区生态资源影响的差异程度,可以为今后制定合适的生态保护和管理措施提供必要的决策依据。

不过,在关于生物多样性保护研究中,连接度评价方法的使用具有明确的目的性,那就是基于连接度分析的保护或管理方案选择能够有效地整合生境资源,可以为保护物种提供更安全的生存空间,进而达成预期的保护目的^[3,7]。而在类似深圳这样的城市化地区研究中,基于连接度评价的生态保护和建设策略选择,除了有助于保障生态资源体系的结构完整性^[1],降低景观碎裂化程度^[28],可以为动物种类在景观内部的生存提供更为有利的条件^[4]外,还需要进一步挖掘使用该方法综合生态效益,以说服决策者接受相关的策略或方案。这无疑是确保该方法使用的有效性,且需要生态学工作者继续认真研究的关键问题。

在对于城市化地区这样的自然和人为复合系统研究中,使用景观连接度评价方法还难以避免一些分析环节的人为主观性,主要表现为 BEI 计算中不同人为影响发生源的权重赋值(表 2)和障碍影响系数的确定(表 3)。在自然生态过程空间联系和相互影响评价研究中,这些参数可以基于观测和试验的方法加以确定^[3,7,25]。但在人为活动占优势的景观中,由于对连接性的评价缺乏确定的结构和功能指向,参考自然系统研究模式确定上述分析参数几乎是不可能的。本研究参考国外公开发表的研究报道^[4,5,25],根据深圳市的情况稍作调整后确定的参数赋值方案,显然不具备自然系统研究中建立在过程观测和试验基础上的参数赋值方案所反映出来的客观性。从这一点来看,本项研究只能算是一种半定量的宏观尺度景观格局综合健康水平评价结果。今后,注重方法使用的特定过程针对性,争取通过非主观技术手段确定各种分析参数,应该是提升该方法使用价值的重要途径。

References:

- [1] Tischendorf L, Fahrig L. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 2000, 15: 633—641.
- [2] Chen L D, Fu B J. The ecological significance and application of landscape connectivity. *Chinese Journal of Ecology*, 1996, 15(4): 37—42.
- [3] Jiang G S, Zhang H M, *et al.* The fragmentation and impact factors of red deer habitat in Wandashan region, Heilongjiang Province, China. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 25(7): 1691—1698.
- [4] Jordan F, Baldi A, *et al.* Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology*, 2003, 18: 83—92.
- [5] Ferreras P. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 2001, 100: 125—136.
- [6] Timothy S H. Using measures of cost distance in the estimation of polity boundaries in the Postclassic Yauhtepic valley, Mexico. *Journal of Archaeological Science*, 2004, 31: 799—814.
- [7] Chen L D, Liu X H, *et al.* Evaluation giant panda habitat fragmentation in Wolong nature reserve. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 19(3): 291—297.
- [8] Yu K J. Landscape ecological security patterns in biological conservation. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 19(1): 8—15.
- [9] Niu Z G, Li B G, *et al.* Optimum land-use patterns based on regional available soil water. *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(3): 173—177.
- [10] Chen W B, Sun H F, *et al.* A preliminary study on resistance model of forest hydrological ability security. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2004, 26(3): 385—389.
- [11] Zeng H, Xia J, *et al.* The current status of urban landscape ecology study and its perspectives. *Scientia Geographica Sinica*, 2003, 23(4): 484—

492.

- [12] Han W Q, Chang Y, *et al.* Research advance in landscape pattern optimization. *Chinese Journal Ecology*, 2005, 24(12): 1487—1492.
- [13] Chang H F, Wang Y L, *et al.* Landscape pattern optimization based upon the concept of landscape functions network: a case study in Taiwan, China. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 25(7): 1707—1713.
- [14] Chang H F, Wang Y L, *et al.* Landscape functions network construction and application in watershed scale: a case study on Taiwan Wuxi Watershed. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 60(6): 974—980.
- [15] Wu J G. *Landscape ecology: pattern, process, scale and hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000. 213—256.
- [16] Urban Planning & Land Management Bureau of Shenzhen. *Shenzhen land resources*. Beijing: Dadi Publishing House of China, 1998. 11—38.
- [17] Li W F, Wang Y L, *et al.* Spatial approaches to ecological regulation in urban areas: a case in Shenzhen. *Acta Geographica Sinica*, 2003, 23(9): 1823—1831.
- [18] Hu Z Y, Liu LY, *et al.* Research of population and economy in Shenzhen. *China Opening Herald*, 2005, 4: 82—85.
- [19] Simberloff D S, Wilson E O. Experimental zoogeography of islands: The Colonization of Empty Islands. *Ecology*, 1969, 50: 278—286.
- [20] Li J H, Liu X H. Research of the nature reserve zonation based on the least-cost distance model. *Journal of Natural Resources*, 2006, 21(2): 217—224.
- [21] Adriaansen F, Chardon J P, *et al.* The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 64: 233—247.
- [22] Michels E, Cottenie K, *et al.* Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modeling of the effective geographical distance. *Molecular Ecology*, 2001, 10: 1929—1938.
- [23] Yu K J. Ecologically strategic points in landscape and surface model. *Acta Geographica Sinica*, 1998, 53: 11—20.
- [24] Kaule G. Principles for mitigation of habitat fragmentation. In: Canters ed. *Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering*. Maastricht and The Hague, The Netherlands, September, 1995. 17—21.
- [25] Marulli J, Mallarach J M. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 71: 243—262.
- [26] Shi P J, Pan Y Z, *et al.* Land use/cover change and environmental security in Shenzhen region. *Journal of Natural Resources*, 1999, 14(4): 293—299.
- [27] Wang A M, Liu J L. Guides of land for non-construction use in highly urbanization: research on Shenzhen case. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2005, 44: 314—317.
- [28] Hidding M C, Teunissen A. Beyond fragmentation: new concepts for urban-rural development. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 58: 297—308.
- [29] With K A, Crist T O. Critical thresholds in species response to landscape structure. *Ecology*, 1995, 76(8): 2446—2459.
- [30] Weber T, Sloan A, Wolf J. Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a comprehensive approach to land conservation. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 77: 94—110.
- [31] Yu K J, Huang G, *et al.* Construction and organization of the landscape networks: discussion on the landscape ecological planning of the Beijing shihua-cave scenic area. *Urban Planning*, 2005, 3: 76—81.
- [32] Zhu Q, Yu K J, *et al.* The width of ecological corridor in landscape planning. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 25(9): 2406—2412.
- [33] Chang H F, Wang Y L, *et al.* Discussion of landscape functions network structure and level. *Progress in Geography*, 2005, 24(1): 52—60.
- [34] Young C H, Jarvis P J. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landscape Ecology*, 2001, 16: 643—658.

参考文献:

- [2] 陈利顶, 傅伯杰. 景观连接度的生态学意义及其应用. *生态学杂志*, 1996, 15(4): 37~42.
- [3] 姜广顺, 张明海, 马建章. 黑龙江省完达山地区马鹿生境破碎化及其影响因子. *生态学报*, 2005, 25(7): 1691~1698.
- [7] 陈利顶, 刘雪华, 傅伯杰. 卧龙自然保护区大熊猫生境破碎化研究. *生态学报*, 1999, 19(3): 291~297.

- [8] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8 ~ 15.
- [9] 牛振国, 李保国, 张凤荣. 基于区域土壤水分供给量的土地利用优化模式. 农业工程学报, 2002, 18(3): 173 ~ 177.
- [10] 陈文波, 孙海放, 肖笃宁. 森林水文功能安全阻力面模型初探. 江西农业大学学报, 2004, 26(3): 385 ~ 389.
- [11] 曾辉, 夏洁, 张磊. 城市景观生态研究的现状与发展趋势. 地理科学, 2003, 23(4): 484 ~ 492.
- [12] 韩文权, 常禹, 胡远满, 等. 景观格局优化研究进展. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1487 ~ 1492.
- [13] 张小飞, 王仰麟, 李正国. 基于景观功能网络概念的景观格局优化——以台湾地区乌溪流域典型区为例. 生态学报, 2005, 25(7): 1707 ~ 1713.
- [14] 张小飞, 王仰麟, 李贵才, 等. 流域景观功能网络构建及应用——以台湾乌溪流域为例. 地理学报, 2005, 60(6): 974 ~ 980.
- [15] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社, 2000. 213 ~ 256.
- [16] 深圳市规划国土局. 深圳土地资源. 北京: 中国大地出版社, 1998. 11 ~ 38.
- [17] 李卫锋, 王仰麟, 蒋依依, 等. 城市地域生态调控的空间途径——以深圳市为例. 生态学报, 2003, 23(9): 1823 ~ 1831.
- [18] 胡振宇, 刘鲁鱼, 周林. 深圳市人口与经济发展问题研究. 开放导报, 2005, 4: 82 ~ 85.
- [20] 李纪宏, 刘雪华. 基于最小费用距离模型的自然保护区功能分区. 自然资源学报, 2006, 21(2): 217 ~ 224.
- [23] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型. 地理学报, 1998, 53: 11 ~ 20.
- [26] 史培军, 潘耀忠, 陈晋, 等. 深圳市土地利用/覆盖变化与生态环境安全分析. 自然资源学报, 1999, 14(4): 293 ~ 299.
- [27] 王爱民, 刘加林. 高度城市化地区非城市建设用地导向——深圳案例研究. 中山大学学报(自然科学版), 2005, 44: 314 ~ 317.
- [31] 俞孔坚, 黄刚, 李迪华, 等. 景观网络的构建与组织——石花洞风景名胜区景观生态规划探讨. 城市规划学刊, 2005, 3: 76 ~ 81.
- [32] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. 生态学报, 2005, 25(9): 2406 ~ 2412.
- [33] 张小飞, 王仰麟, 李正国. 景观功能网络的等级与结构探讨. 地理科学进展, 2005, 24(1): 52 ~ 60.

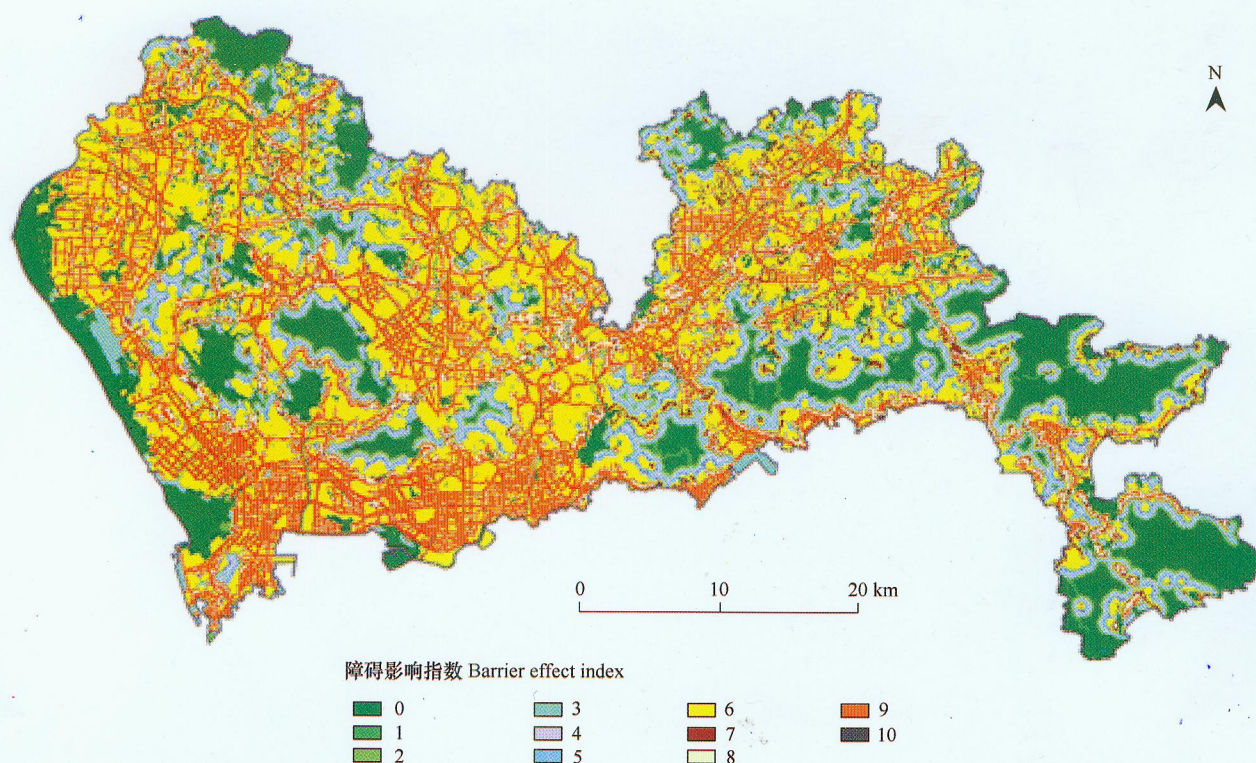


图1 深圳市 BEI 空间格局即景观阻力面

Fig. 1 Map resulting from the application of the Barrier Effect Index (BEI) of Shenzhen

表4 研究区 BEI 分级应用结果

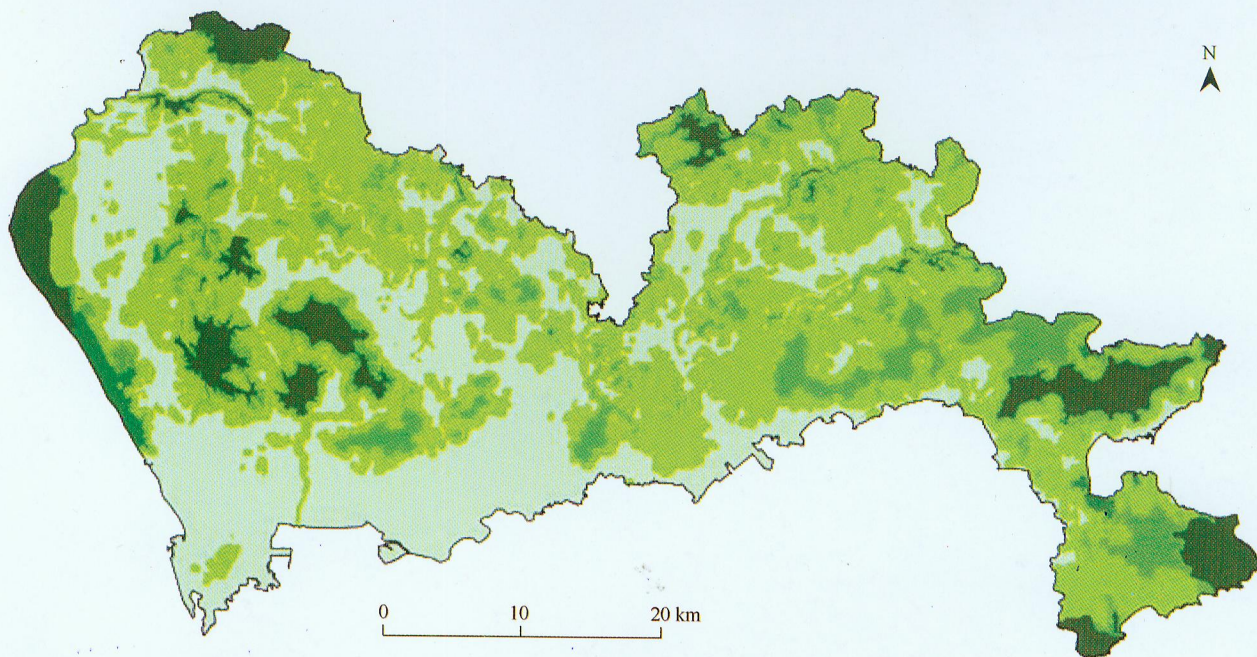
Table 4 Results of BEI classification in Shenzhen

BEI 分级 BEI class	影响水平 Effect	面积 Area (hm ²)	比例 Percentage (%)
0	无影响力 Non impact	34954.2	17.9
1~2	极低影响力 Very low impact	6683.0	3.42
3~4	低影响力 Low impact	14465.16	7.41
5~6	中影响力 Medium impact	65799.76	33.7
7~8	高影响力 High impact	37208.88	19.06
9~10	极高影响力 Very high impact	36147.2	18.51

不同等级人工建设用地障碍影响指数分级区域内的景观组分结构分析结果如图2所示。为便于分析和讨论,在土地利用变更调查的基础上,将景观组分合并成林地、园地、农用地(包括耕地和牧草地)、建设用地(包括设施农业用地、交通用地和其他城市建设用地)和其他用地(包括水体、未利用地等)5类(以下同)。自然植被和建设用地作为深圳市景观构成的两种优势组分类型,成为决定各影响区域空间分级的主要成分。林地在 BEI 小于 5 的区域内面积比重一直超过 50%,而在 BEI 超过 6 的区域内迅速减少至 30% 以下;相反建设用地在 BEI 小于 5 的区域内面积比重一直不超过 20%,但在大于 6 以上的区域则迅速上升至 50% 以上;而占据面积比重第 3 位的园地则呈现出中凸型分布格局,其峰值分布区域在 BEI 为 5 的区域内。农田和其他用地类型由于本身面积比重比较小,且在所有的 BEI 分级区域内均不占优势地位,其 BEI 梯度分异特征对于全区人为影响的空间分异也不具有显著影响。

2.2 生态连接度评估结果

生态连接度 (ECI) 分级评估结果如图 3 所示,不同 ECI 分级区域的结构统计如表 5 所示。从不同 ECI 区域的面积比重分布看,基本无连接区域 (ECI=1) 占据绝对优势,其次是低连接度区域 (ECI=2),二者合计面积比重接近全市总面积的 2/3,具有最高连接度等级的区域 (ECI=5) 只占全区总面积 16% 多。而处于中间

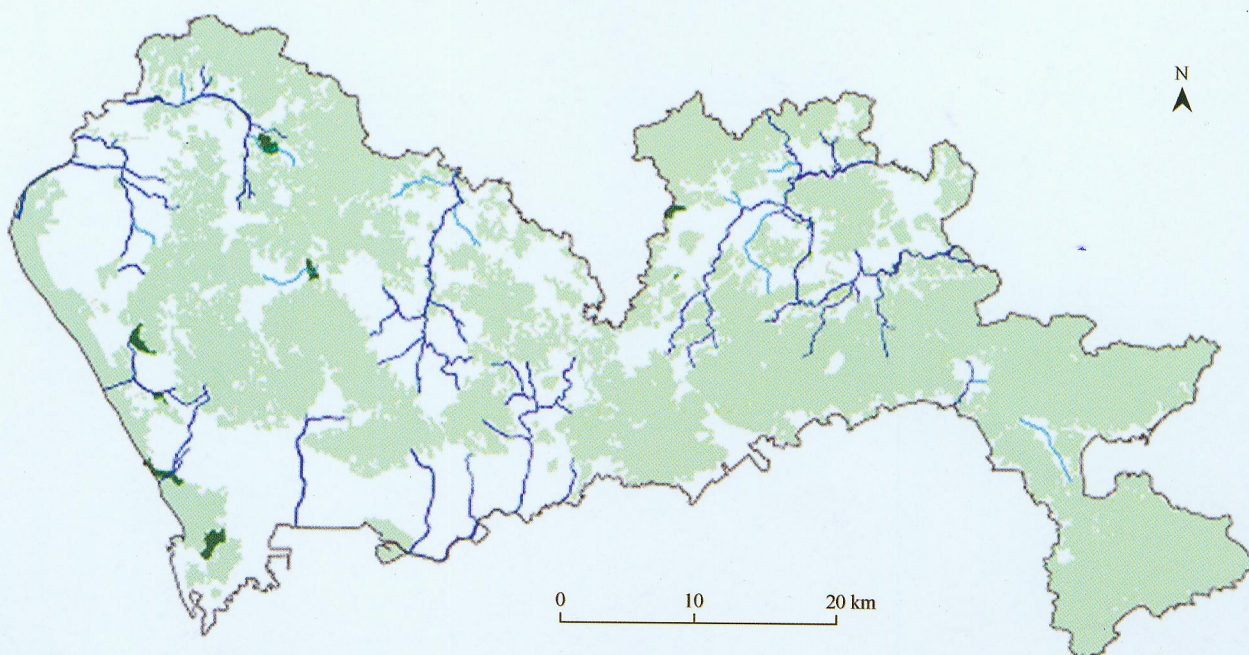


图例 Legend

无连接性 No connectivity 中连接性 Medium connectivity 极高连接性 Very high connectivity
低连接性 Low connectivity 高连接性 High connectivity

图3 深圳市 ECI 空间格局

Fig.3 Map resulting from the application of the Ecological Connectivity Index (ECI) of Shenzhen



图例 Legend

无连接性区域 $ECI=1$ 河流廊道 Stream corridor 线状廊道 Linear corridor
有连接性区域 $ECI=2\sim5$ 带状廊道 Strip corridor

图4 深圳市 ECI 分析结果及河流系统分布

Fig.4 Result of ECI analysis and the distribution of river system in Shenzhen