

济南城市绿地生态网络构建

孔繁花¹, 尹海伟²

(1. 南京大学国际地球系统科学研究所, 南京 210093; 2. 南京大学城市与区域规划系, 南京 210093)

摘要:城市绿地为城市生物多样性保护提供了重要的空间保障。改善与提高城市绿地生态网络的连接对保护城市生物多样性具有重要意义。以济南市为例,在 GIS 技术的支撑下,在考虑不同绿地斑块间的距离与景观阻力的基础上,采用最小路径方法,定量表征与模拟了研究区的潜在生态廊道,并基于重力模型和网络连接度指数,对绿地斑块间相互作用强度与生态网络结构进行了定量分析与评价。研究表明,风景林、滨水绿地和公园绿地是组成研究区生态网络的优势景观类型;济南绿地系统规划中的许多斑块在生态网络中起着“踏脚石”的作用,但占规划绿地面积的比例不高;不同绿地斑块间的相互作用强度差异显著,斑块之间相互作用强的绿地廊道在生态网络中的地位突出,对生物物种的丰富度、迁移与扩散等起着重要作用,而斑块之间相互作用弱的廊道景观阻力大,生境适宜性低,必须在未来的绿地系统规划中加以改善;网络结构越复杂,连接度与闭合度水平越高,对物种的迁移与扩散就越有利。因此,增加绿地斑块,优化绿地空间布局,改善绿地斑块间的连接,完善城市绿地网络是新一轮城市绿地系统规划的关键任务。研究结果可为城市建设者与规划者进行城市绿地系统规划提供科学的依据与参考信息。

关键词:城市绿地;生态网络;生物多样性保护;最小路径;景观生态

文章编号:1000-0933(2008)04-1711-09 中图分类号:Q948,S718 文献标识码:A

Developing green space ecological networks in Jinan City

KONG Fan-Hua¹, YIN Hai-Wei²

1 International Institute for Earth System Science (ESSI), Nanjing University, Nanjing 210093, China

2 Department of Urban and Regional Planning, Nanjing University, Nanjing 210093, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(4): 1711 ~ 1719.

Abstract: Urban areas can contain rich flora that contribute significantly to biodiversity. However, loss and isolation of native habitats due to urban sprawl threatens biodiversity conservation and warrants appropriate limits on development. The connectivity provided by urban green spaces offers both habitats and corridors that improve conservation of biodiversity. Researchers and planners have recently begun using the principles of landscape ecology to develop ecological networks and increase connectivity for the preservation and restoration of biodiversity. Potential corridors were identified in Jinan City using the least-cost path method, and ecological networks were developed and improved based on the gravity model and landscape index. Analysis of spatial patterns revealed that the proposed plan decreased the degree of fragmentation and increased connectivity. Scenery forest, public park, and riparian green spaces are the main types of green space, though plaza green spaces are weak in improving ecological networks and conserving biodiversity. The reciprocity between green spaces patches are difference sharply. The more complex the network structure is, the higher the connectivity will be, and

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30700097,40701047,40471058);南京大学人才培养基金资助项目;南京大学“985”平台资助项目

收稿日期:2007-10-04; 修订日期:2008-03-21

作者简介:孔繁花(1975~),女,山东日照人,博士,副教授,主要从事城市景观生态与 GIS 应用研究. E-mail: fanhuakong@163.com

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 30700097, 40701047, 40471058) Program, Nanjing University Talent Development Foundation and the Second Phase of the “985 Project” of Nanjing University

Received date: 2007-10-04; **Accepted date:** 2008-03-21

Biography: KONG Fan-Hua, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in urban landscape ecology and GIS. E-mail: fanhuakong@163.com

the more favorable it is for the species' transfer and diffusion. Identification of potential corridors using the least-cost path analysis made the results better approximate the real landscape by including impedance along links. The potential ecological networks revealed problems in the current urban greening plan. The ecological network developed based on the gravity model simplified and systematized the complex real landscape, but helped to identify the relative significance of each green space and guide urban planning.

Key Words: urban green space; ecological network; biodiversity conservation; least-cost path; landscape ecology

自 1992 年联合国环发大会提出生物多样性保护以来,生物多样性保护日益受到世界各国和地区的广泛关注^[1]。城市区域内拥有丰富的生物资源,因而城市生物多样性的保护应受到更多的重视^[2]。城市绿地是城市生物的重要港湾,为城市生物多样性保护提供了重要的空间保障。然而,快速城市化导致城市绿地逐渐被侵占或者破碎化;生境的破碎化伴随而来的是生境的丧失或者孤立,是生物多样性的一个重要威胁,也是导致物种不断减少甚至灭绝的重要原因^[3~7]。例如,在德国城市慕尼黑,在过去的 100a 里由于城市绿地不断破碎化已导致 180 多个物种灭绝^[2]。在城市绿地系统规划过程中,特别是在规划初期,应特别关注对生物多样性价值的整合,这对于保护和管理城市绿地进而有效保护城市生物多样性将起着非常重要的作用^[8~10]。

为了减少城市绿地的破碎化,生态学家和生物保护学家开始提倡通过规划和发展城市绿地生态廊道来维持和增加绿地的连接^[6,11,12]。景观生态学,特别是两个基本景观生态学理论岛屿生物地理和异质种群理论的发展为绿地规划和管理提供了重要的理论基础^[13]。岛屿生物地理理论研究表明物种的减少或灭绝是因为他们生境面积的减小和空间格局的变化引起的^[4,14,15];而异质种群动态理论认为生境连接对物种的生存起着极其重要的作用^[16]。在景观尺度,生境的空间组成和分布决定着物种的分布和迁移^[17~19];连接的绿地斑块可以促进基因流动、协助物种迁移,对于种群的发育起着至关重要的作用^[20,21]。因此,建立和维持绿地斑块之间的连接,发展综合的绿地生态网络对于生物多样性的保护将起着重要的作用。

城市绿地生态网络构建包括保护已经存在的城市绿地单元,重建新的绿地斑块和不断完善绿地斑块间的连接。为了优化城市绿地生态网络,城市规划者和建设者需要对网络连接进行定量分析与评价,更为重要的是需要弄清哪些连接最有可能是潜在的生物物种迁移扩散廊道,从而对这些廊道加以重点建设与保护。目前,多数学者均采用景观生态学中的连接度指数来描述绿地网络的连接程度,但很少有学者对潜在的生物物种迁移扩散廊道进行定量评价,且多数学者只考虑绿地斑块间的距离,未能考虑绿地斑块的异质性及其景观阻力(landscape impedance)^[21,22]。

本文以济南市为例,在 GIS 技术的支撑下,在考虑不同绿地斑块间的距离与景观阻力的基础上,采用最小路径方法(least-cost path method),定量表征与模拟研究区潜在的生物物种迁移扩散廊道,并结合图谱理论构建生态网络的各种情景;基于重力模型(gravity model)和网络连接度指数,对绿地斑块间相互作用强度与生态网络结构进行了定量分析与评价,包括确认相对重要的绿地单元,评价已经规划的绿地网络系统是否能够改善生态网络,分析新的绿地单元布置的空间位置是否能优化绿地生态网络及其空间优化措施。本文的研究结果可为城市建设者与规划者进行城市绿地系统规划提供科学的依据与参考信息。

1 研究区概况

济南市位于山东省中部,是山东省省会。自建国以来,城市扩展迅速,城市面积从 1949 年的 24.6 km² 扩展到 2003 年的 190km²。本文研究区为济南绕城高速公路以内的区域,总面积约为 538 km²(图 1a)。

济南市快速城市化致使其植被组成结构发生改变,物种多样性趋于减少,例如原生植被柳树(*Salix babylonica* L.)在一些地方已经部分或者全部消失,“家家泉水,户户垂柳”的景观已经不复存在。另外,快速的都市化还导致绿地面积的减少,如 1989~2004 年风景林面积减少了约 1550hm²。为此,济南市政府提出了许多绿化措施,加大了城市绿化的力度,并编制了城市绿地系统规划(1996~2010 年),以期降低绿地斑块的

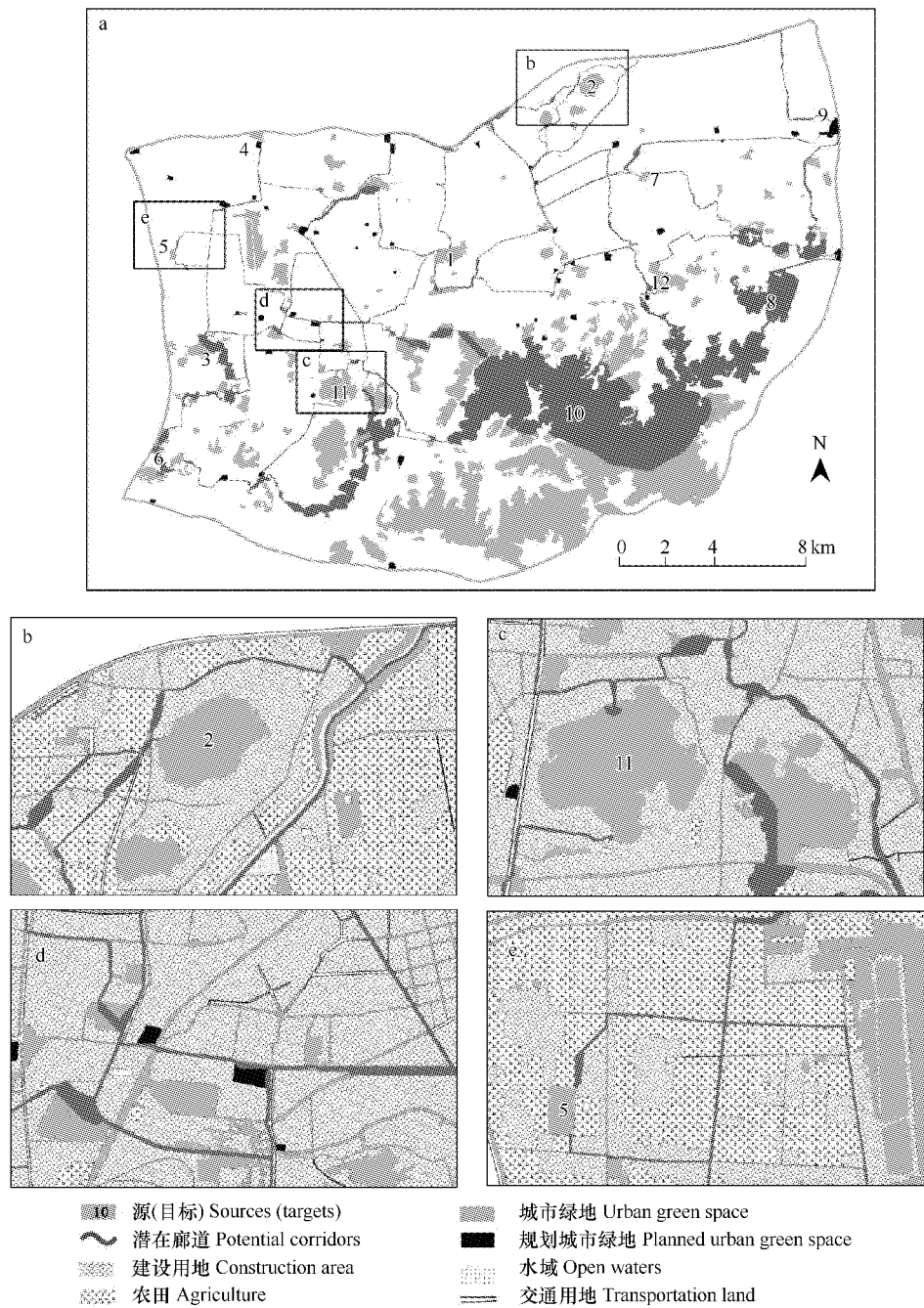


图 1 城市土地利用类型

Fig. 1 Urban land use types classification

(a) 潜在廊道模拟结果; (b) 潜在廊道穿越建设用地示意图; (c) 建设用地阻碍生境连接示意图; (d) 规划绿地在潜在廊道中作为踏脚石示意图; (e) 潜在廊道交点示意图 (a) Modeling results of potential corridors; (b) Zoom map showing the potential corridor through the construction area; (c) Zoom map showing construction area as a barrier for habitat connectivity; (d) Zoom map showing the planned green spaces as stepping stones along the potential corridor; (e) Zoom map showing the intersection location of the potential corridors

破碎化程度,增加斑块间的连接,完善绿地生态网络。

2 数据与研究方法

2.1 数据来源与预处理

本文所采用的数据主要包括 2004 年的 SPOT 卫星遥感数据(空间分辨率 10 m)、2000 年绘制的 1:10000

的地形图、城市绿地系统规划图(1996~2010年)。基于地形图将遥感数据与2010年绿地系统规划图配准、数字化,生成研究区的土地利用类型图与绿地类型图。

2.2 研究方法

(1)确定重要的绿地斑块作为源(source)或目标(target)。本文根据绿地斑块对生物多样性保护的重要性程度及其空间分布格局,选择了12个绿地斑块作为源,总面积为7840.6hm²,约占研究区绿地总面积的53.12%(图1a)。

(2)评价绿地斑块的适宜性与景观阻力。潜在的生态网络是由源或目标的质量、源与目标之间不同土地利用类型的景观阻力决定的^[23,24],而植被群落特征如覆盖率、类型、建立时间和人为干扰强度等对于物种的迁移和生境适宜性起着决定性的作用^[25]。因此,景观阻力主要由植被覆盖率、植被类型、绿地单元建立时间和人为干扰强度4个因子构成,这4个因子主要根据SPOT数据以及实际调查来定义(表1)。根据道路的宽度和交通流量,道路的景观阻力赋值为1000~5000,而水体赋值10000,因遭受强烈的人为干扰,城市建设区赋值50000。根据不同用地类型的景观阻力,生成研究区生境适宜性图,作为消费面(cost surface)。

表1 不同土地利用类型的景观阻力值

Table 1 Land use type classification and landscape impedance values

土地利用类型 Category	赋值 Value range
城市绿地类型 Urban green space types	风景林 Scenery forest 0.1~0.5
	公园绿地 Public park 1~3
	滨水绿地 Riparian green space 5~6
	防护绿地 Green buffer 8~9
	苗圃 Nursery 10
	广场绿地 Plaza-green space 12~15
	道路绿地 Roadside green space 20
	其他 All others 80000
其他土地利用类型 Other land use types	农田 Agriculture 30
	交通用地 Transportation land 1000~5000
	水域 Open waters 10000
	建设用地 Construction area 50000
	其他 All others 80000

赋值越小,景观阻力就越小,生境适宜性就越高 The lower the value the higher the suitability and lower impedance

(3)基于最小路径方法(least-cost path method)的潜在廊道模拟。在GIS中的grid模块下,最小路径方法可以确定源和目标之间的最小消耗路径,该路径是生物物种迁移与扩散的最佳路径,可以有效避免外界的各种干扰^[6]。按照最小路径方法,生成了66条潜在生态廊道(图1a),并对其景观组成进行了分析,结果见表2、图1b-e。

(4)绿地斑块间相互作用强度评价与绿地生态网络结构优化。基于重力模型(gravity model),构建了12个绿地斑块间的相互作用矩阵(表3),定量评价了绿地斑块间的相互作用强度,从而判定绿地廊道的相对重要性。然后,根据矩阵结果,将相互作用力大于0.3的主要廊道提取出来,并剔除经过同一绿地斑块而造成冗余的廊道,得到了研究区绿地生态网络图谱(图2)。采用alpha(α),beta(β),gamma(γ)和成本比(cost ratio)4个景观指数来量化生态网络的闭合度和连接度水平(表4)^[22,26,27],进而提出了绿地生态网络结构优化的相关措施。重力模型与景观指数的计算公式如下:

$$G_{ab} = \frac{N_a N_b}{D_{ab}^2} = \frac{\left[\frac{1}{p_a} \times \ln(S_a) \right] \left[\frac{1}{p_b} \times \ln(S_b) \right]}{\left(\frac{L_{ab}}{L_{\max}} \right)^2} = \frac{L_{\max}^2 \ln(S_a S_b)}{L_{ab}^2 p_a p_b}$$

式中, G_{ab} 是斑块a和b之间的相互作用力, N_a 和 N_b 分别是两斑块的权重值, D_{ab} 是a和b两斑块间潜在廊道阻力的标准化值, p_a 为斑块a的阻力值, S_a 是斑块a的面积, L_{ab} 是斑块a到b之间廊道的累积阻力值, $L_{\max}$ 是研究区中所有廊道阻力的最大值。

$$\alpha = \frac{l-v+1}{2v-5}; \beta = \frac{l}{v}; \gamma = \frac{l}{l_{\max}} = \frac{l}{3(v-2)}; \text{成本比 (Cost Ratio)} = 1 - (l/d)$$

式中, l 为廊道数, v 为节点数, $l_{\max}$ 为最大可能连接数, d 是根据由最小路径方法确认的潜在廊道而构建的网络中所有连接廊道的阻力和。

α 指数为网络闭合度的量度, 用来描述网络中回路出现的程度。 α 指数越高表明生物物种在穿越生态网络时可供选择的扩散路径越多, 从而能够避免干扰和降低被捕食的可能性^[28]。 β 指数代表了网络中每个节点的平均连线数。 $\beta < 1$, 表明生态网络为树状结构; $\beta = 1$, 表明形成单一回路; $\beta > 1$ 时, 表示网络连接水平更复杂^[5,29]。 γ 指数用来描述网络中所有节点被连接的程度。成本比指数用来量化网络的平均消费成本, 主要反映网络的有效性。

表 2 潜在生态廊道的景观组成

Table 2 Structure analysis of the potential ecological network

土地利用类型 Land use types	总面积 (hm ²) Total area	在生态网络 中廊道面积 (hm ²) Area in ecological network as corridors	占研究区总面积 的比例 (%) % in total area	占生态网络总 面积的比例 (%) % in the ecological network as corridors	占规划绿地总面积 的比例 (%) % in the total planned green space
风景林 Scenery forest	9963.17	4839.53	48.57	85.44	—
公园绿地 Public park	1153.98	195.41	16.93	3.45	—
滨水绿地 Riparian green space	560.62	214.05	38.18	3.78	—
防护绿地 Green buffer	252.47	8.17	3.24	0.14	—
苗圃 Nursery	105.83	3.74	3.53	0.07	—
广场绿地 Plaza green space	317.13	31.65	9.98	0.56	1.02
道路绿地 Roadside green space	2588.35	268.63	10.38	4.74	15.33
农田 Agriculture	14663.86	90.39	0.62	1.60	—
交通用地 Transportation	1483.12	0.30	0.02	0.01	—
水域 Open water	230.64	11.90	5.16	0.21	—
建设用地 Construction area	18845.67	0.48	0.00	0.01	—
其他 Others	3645.74	0.03	0.00	0.00	—
总计 Total	53810.57	5664.27	10.53	100.00	16.35

表 3 基于重力模型计算的绿地斑块间的相互作用矩阵

Table 3 Node interaction (G) based on the gravity model

斑块号 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0	0.0001	0.0357	0.3648	0.0033	0.2412	0.2205	0.7650	0.1097	1.0193	12.2797	0.3078
2		0	0.0003	0.0006	0.0000	0.0025	0.0031	0.0029	0.0028	0.0031	0.0433	0.0042
3			0	0.0872	0.0022	3.9853	0.0803	0.3580	0.0727	0.4402	10.3208	0.1600
4				0	0.0086	0.2311	0.1599	0.4686	0.0901	0.5902	10.1668	0.1858
5					0	0.3142	0.1297	0.4235	0.0786	0.5285	12.8045	0.1758
6						0	0.0641	0.5490	0.0883	0.7041	13.1219	0.2020
7							0	0.1667	0.4511	0.1579	1.6850	0.8167
8								0	0.2709	65.6297	37.3941	0.6041
9									0	0.2826	2.4629	0.5217
10										0	60.3547	0.7207
11											0	0.3901
12												0

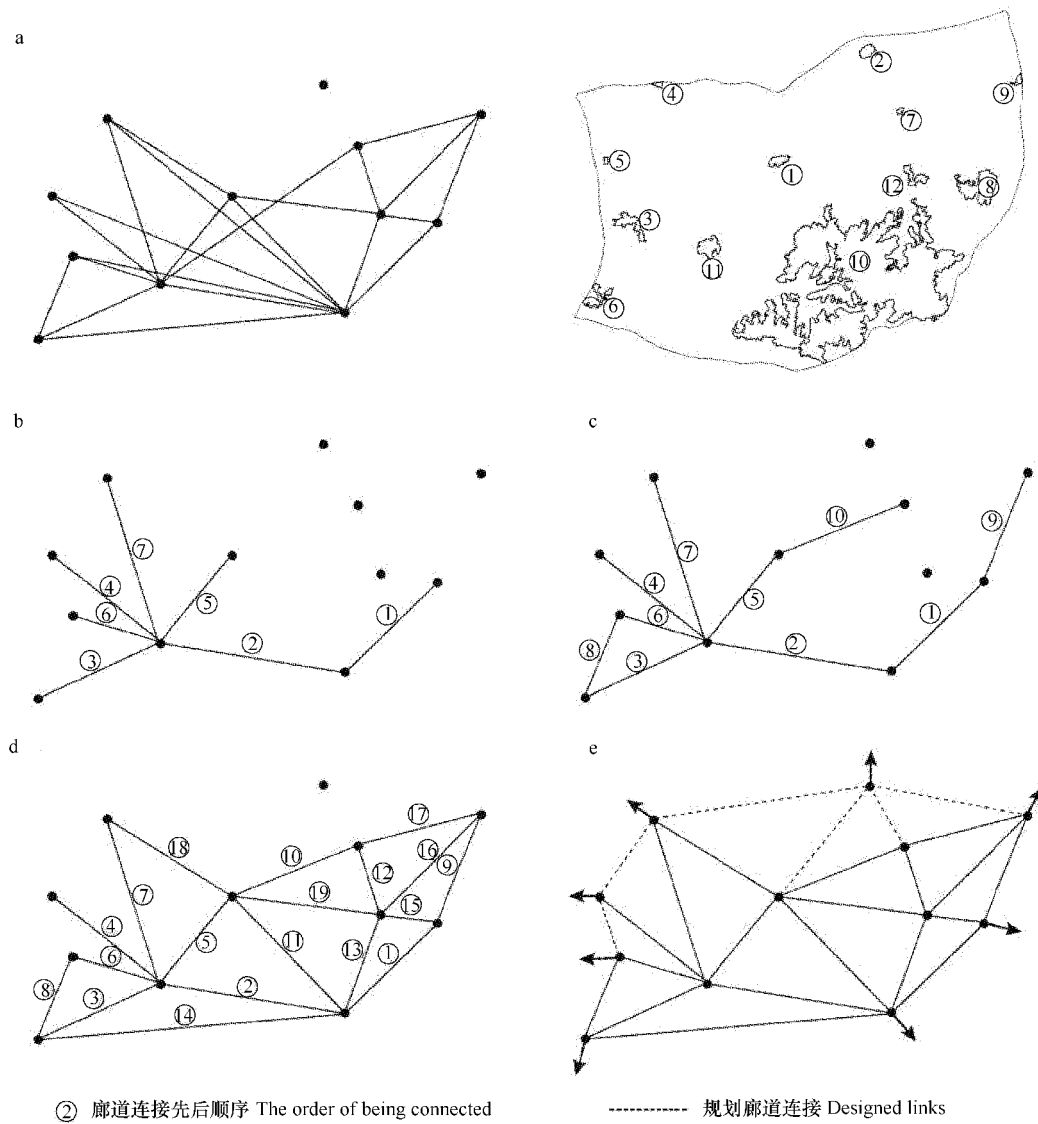


图2 基于重力模型构建的生态网络图谱

Fig. 2 Scenarios of ecological networks in developing processes based-on the gravity model

表4 生态网络图谱连接度水平评价结果

Table 4 Results of connectivity index for evaluation of the ecological network scenarios

网络 Network	点数 Nodes	连接数 Links	α 指数 Alpha (α)	β 指数 Beta (β)	γ 指数 Gamma (γ)	成本比 Cost ratio
理论最大值 Theory max	12	30	1.00	2.50	1.00	—
使用者最小消耗 Least cost to user (a)	12	22	0.58	1.83	0.73	0.51
情景 1(图 2b) Scen. 1 (b)	12	7	—	0.58	0.23	0.30
情景 2(图 2c) Scen. 2 (c)	12	10	—	0.83	0.33	0.41
情景 3(图 2d) Scen. 3 (d)	12	19	0.42	1.58	0.63	0.48
规划(图 2e) Project (e)	12	25	0.74	2.08	0.83	0.84

3 结果分析

3.1 绿地生态网络景观结构分析

由表 2 可见,基于最小路径方法生成的 66 条潜在生态廊道总面积为 5664.27 hm²,占研究区总面积的 10.53%,占研究区总绿地面积(14941.55hm²)的 37.91%;作为廊道的风景林面积为 4839.53hm²,占其总面

积的 48.57%, 占构建的生态网络总面积的 85.44%, 说明风景林不仅是研究区生物物种迁移与扩散的重要生境斑块, 而且在构建的生态网络中起着重要的廊道连接作用, 是最主要的景观类型; 作为廊道的道路绿地面积为 268.63hm², 占其总面积的 10.38%, 占生态网络总面积的 4.74%, 是构成廊道的重要景观类型之一; 滨水绿地总面积 560.62hm², 其中作为廊道的面积为 214.05hm², 占其总面积的 38.18%, 占生态网络总面积的 3.78%; 公园绿地总面积为 1153.98hm², 其中作为廊道的面积为 195.41hm², 占其总面积的 16.93%, 占生态网络总面积的 3.45%; 其他土地利用类型作为廊道的面积不大, 所占生态网络总面积的比例也都不高, 这些景观类型特别是交通过地、建设用地区域对生物物种扩散的阻隔作用明显, 因此必须在今后的绿地规划中加以改善, 以增加绿地斑块之间的连接度水平, 同时改善其植被组成结构和增加物种的多样性, 这对于改善与优化城市绿地网络结构是非常重要的^[28]。由此可见, 风景林、道路绿地、滨水绿地和公园绿地是构建的生态网络的主要优势类型, 风景林在生态网络中既是生物物种的“源”, 又是生物物种迁移与扩散的重要通道, 而道路绿地与滨水绿地则为生物物种重要的扩散通道, 在生态网络构建中发挥着重要的“骨架”作用。

由图 1b 可见, 当非绿地景观类型特别是城市建设用地包围绿地斑块使其成为“孤岛”时, 潜在的生态廊道只能穿越建设用地, 虽然是最小消耗的路径, 但总消耗值却很大, 这表明建设用地实际是绿地斑块连接的重要屏障, 严重阻隔了生物物种的迁移与扩散。再如图 1c 所示, 大型风景林绿地斑块被建设用地环绕, 使其很难与周边的绿地斑块相连接, 为了寻求最小消耗路径, 只能迂回曲折才得以与周边的斑块连接。因此, 必须在新一轮的城市绿地系统规划中构建新的绿地斑块与廊道, 增加绿地斑块的连接度水平, 降低生物迁移的景观阻力, 从而增加生境的适宜性。由图 1d 可见, 规划中的绿地斑块很好的起到了“踏脚石 (stepping stones)”的作用, 为生物物种迁移提供了危机规避的良好场所。但是, 本文模拟的结果显示, 规划的绿地仅有 16.35% 作为廊道, 这表明城市绿地的空间格局有待于进一步完善。如图 1e 所示, 潜在的廊道相交于城郊农田中, 而城郊农田随着济南城市的快速扩展, 很快就有可能转换为城市建设用地, 因此这些廊道空间需要预留, 从而为将来布置新的绿地斑块与廊道提供空间基础。

3.2 绿地斑块间相互作用强度与生态网络结构评价

源与目标之间的相互作用强度能够用来表征潜在生态廊道的有效性和连接斑块的重要性。大型斑块和较宽廊道生境质量均较好, 会大大减少物种迁移与扩散的景观阻力, 增加物种迁移过程中的幸存率^[30]。由表 3 可见, 不同绿地斑块间的相互作用强度差异显著, 斑块 10 与 8 之间相互作用最强, 标准化值为 65.6297, 表明斑块间的绿地廊道生境适应性较强, 景观阻力较小, 廊道在生态网络中的地位突出, 对生物物种的丰富度、迁移与扩散等起着重要作用, 因此必须加以严格控制与保护, 而斑块 2 与 1 之间的相互作用最弱, 标准化值仅为 0.0001, 表明斑块间的景观阻力很大, 生境适宜性很低, 因此必须在今后的绿地系统规划中加以改善, 增加绿地斑块与廊道。由此可见, 在今后的城市绿地系统规划中, 应增加绿地斑块的平均面积, 改善绿地廊道的连接, 提高廊道的生境适宜性, 从而减小景观阻力, 提高相互作用强度, 这有利于生物物种在生态网络中的迁移与扩散, 从而有效的保护城市生物多样性, 增进城市的可持续发展能力。

图 2a 是根据 Hellmund^[31] 基本网络结构中的使用者最小消耗来定义的一种网络方案, 廊道连接数为 22 条, 其 α 、 β 、 γ 和成本比 4 个景观指数分别为 0.58、1.83、0.73、0.51 (表 4), 表明网络的连接度与闭合度水平比较高, 网络成本相对比较适中。图 2b-e 是根据相互作用矩阵构建生态网络的过程, 网络的复杂度与连接度水平逐渐增加。由图 2b 可见, 第 1 条廊道连接是在斑块 10 和 8 之间, 两斑块面积均较大, 廊道的生境质量也较高, 但由于斑块 10 周边多年的房地产开发, 其“扩散通道”已经被阻隔, 作为物种“源”的重要作用受到很大限制, 因此今后应加强该斑块周边绿地廊道的建设, 以利于物种的迁移与扩散; 在斑块 11, 数条扩散通道交汇, 表明该斑块在网络中起着重要的扩散作用, 因此应根据周边用地条件适当扩大该斑块的面积, 提高其生境质量; 该网络共有 7 个连接, 其 β 、 γ 和成本比指数分别为 0.58、0.23、0.30 (表 4), 这表明该网络为树状结构, 连接度与闭合度水平比较低, 由于这些廊道连接的景观阻力较小, 其成本指数也比较低。由图 2c 可见, 由斑块 3、6、11 组成的第 1 个回路行成, 但该回路只分布在局部小范围内, 总体上该网络结构依然呈树状 (β 指数为

0.83, 仍小于 1), γ 指数也较低, 仅为 0.33, 说明该网络的连接度水平较低, 因新增廊道的景观阻力逐渐增大, 其成本比指数也随着有所增大。图 2d 的生态网络中包括 19 条连接, α 、 β 、 γ 和成本比指数分别为 0.42、1.58、0.63、0.48 (表 4), 表明该网络的复杂度与连接度水平较高, 网络成本有所增大; 斑块 2 被孤立于网络之外, 主要原因是该斑块被建设用地所环绕, 没有绿地廊道与外围绿地斑块相连, 造成廊道只能穿越建设用地, 景观阻力很高, 致使其与其他斑块的相互作用强度薄弱 (与其他斑块的相互作用力标准化值均小于 0.05), 因此在未来的绿地系统规划中应在斑块 2 周围增设绿地廊道, 以增加其与外围斑块的连接。为了优化生态网络结构, 本文在网络 d 的基础上, 增加了北部绿地斑块 (如 2、4、5、7、9) 的连接数, 并使其与研究区外围斑块相连接, 构建了开放式的生态网络 (图 2e), 该网络由 25 条廊道组成, 接近最大可能的连接数 (30 条), α 、 β 、 γ 指数分别达到 0.74、2.08、0.83 (表 4), 表明该网络更为复杂, 连接度与闭合度水平较高, 但由于新增连接的景观阻力很大, 致使成本比指数很高, 达到 0.84, 但只要不断增加绿地斑块与廊道, 改善这些连接的生境质量, 就能降低景观阻力与成本比。

4 结论与讨论

本文以济南市为例, 基于 GIS 软件平台, 采用最小路径方法, 对潜在的绿地生态网络进行了构建与模拟, 并基于重力模型和网络连接度的 4 个景观指标, 对绿地斑块间相互作用强度与生态网络结构进行了定量分析与评价。研究结果表明风景林、道路绿地、滨水绿地和公园绿地是生态网络的主要优势类型; 济南绿地系统规划中许多斑块特别是新建广场在生态网络中起着“踏脚石”的作用, 发挥了重要的功能, 但占规划绿地面积的比例不高, 绿地组成与空间布局有待进一步优化; 不同绿地斑块间的相互作用强度差异显著, 斑块之间相互作用强的绿地廊道在生态网络中的地位突出, 对生物物种的丰富度、迁移与扩散等起着重要作用, 因此必须加以严格控制与保护, 而斑块之间相互作用弱的廊道景观阻力大, 生境适宜性低, 因此必须在今后的绿地系统规划中加以改善, 增加绿地斑块与廊道; 网络结构越复杂, 连接度与闭合度水平越高, 对物种的迁移与扩散就越有利。综上所述, 根据模拟的生态网络来增加绿地斑块, 优化绿地空间布局, 改善绿地斑块间的连接, 是新一轮城市绿地系统规划的关键任务, 这有利于生物物种在生态网络中的迁移与扩散, 从而有效的保护城市生物多样性, 增进城市的可持续发展能力。

诚然, 关于景观连接和廊道设计目前还存在较大争议, 但是增加斑块连接已被认为是生态网络设计的关键原则^[32,33]。因此, 本文提出的生态网络优化方案和措施, 虽然不能解决物种保护的全部问题, 但能够不断改善生境的质量和增加斑块间的连接水平, 避免由于景观破碎化而造成的物种丧失。

城市绿地多为人工建造, 因此构建的生态网络除了保护城市生物多样性以外, 还必须满足城市居民日益增长的环境需求, 发挥其历史、文化、美学和娱乐等多种功能。因此, 城市绿地生态网络的构建需要与人文景观的构建相协调, 使其既能满足城市生物多样性保护的要求, 又能保障城市居民休闲娱乐等需求。

本文构建的城市绿地生态网络存在一些主观性, 可能会对潜在廊道确定产生一定的影响。例如, 景观阻力与生境适宜性的赋值, 虽然考虑了植被覆盖率、植被类型、绿地单元建立时间和人为干扰强度 4 个因子, 但因缺乏这些因子与物种迁移较为准确的数据关系, 故本文的赋值带有一定的主观性。另外, 生态网络本身是非常复杂的, 且作为一个开放的网络系统, 其构建应该在多种景观尺度上进行, 如市区、市域、省域甚至更大尺度, 从而为不同尺度的生态网络构建提供科学依据与参考。

References:

- [1] Duelli P, Obrist M K, Schmatz D R. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agric Ecosyst Environ*, 1999, 74: 33—64.
- [2] Duhme F, Pauleit S. Some examples of different landscape systems and their biodiversity potential. *Landscape Urban Planning*, 1998, 41: 249—261.
- [3] Collinge S K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape Urban Planning*, 1996, 36: 59—97.

- [4] Harris L D. The fragmented forest: island biogeography and the preservation of biodiversity. University of Chicago Press, Chicago, IL, 1981.
- [5] Linehan J, Gross M, Finn J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape Urban Planning*, 1995, 33: 179 — 193.
- [6] Walker R, Craighead L. Analyzing wildlife movement corridors in Montana using GIS. Presented at the 1997 ESRI Users Conference. Available at <http://www.wildlands.org/corridor/lepcor.html>.
- [7] Andrews A. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Austral Zool*, 1990, 23 (3-4): 130 — 141.
- [8] Jensen M B, Persson B, Guldager S, Reeh U, Nilsson K. Green structure and sustainability-developing a tool for local planning. *Landscape Urban Planning*, 2000, 52: 117 — 133.
- [9] Botequilha L, Ahern J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 59, 65 — 93.
- [10] Pedersen Å Ø, Nyhuus S, Blindheim T, Krogl, Ola M W. Implementation of a GIS-based management tool for conservation of biodiversity within the municipality of Oslo, Norway. *Landscape and Urban Planning*, 2004, 68, 429 — 438.
- [11] Noss R F. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 1983, 33: 700 — 706.
- [12] Paetkau D, Waits L, Clarkson P, *et al.* Dramatic variation in genetic diversity across the range of North American brown bears. *Conserve Biol*, 1998, 12 (2): 418 — 429.
- [13] Ahern J. Greenways as a planning strategy. *Landscape Urban Planning*, 1995, 33: 131 — 155.
- [14] Schreiber K F. Connectivity in landscape ecology. *Proceedings of the 2nd International Seminar of the IALE. Miinstersche Geographische Arbeiten* 29, Miinster, 1988.
- [15] Soule M E. Land use planning and wildlife maintenance: guidelines for conserving wildlife in an urban landscape. *J Am Plann Assoc*, 1991, 3: 313 — 323.
- [16] Bouwma I M, Foppen R P B, Van Opstal A J F M. Ecological corridors on a European scale: a typology and identification of target species. In: Jongman, R., Pungetti, G. eds. *Ecological Networks and Greenways-Concept, Design*. Cambridge, UK: Implementation Cambridge University Press, 2004. 95.
- [17] Swingland I R, Greenwood P J, eds. *The ecology of animal movement*. Clarendon Press, Oxford, UK, 1983.
- [18] Pearson J E. Complex patterns in a simple system. *Science*, 1993, 261, 189 — 192.
- [19] Debinski D M, Ray C, Saveraid E H. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation*, 2001, 98, 179 — 190.
- [20] Brown J H, Kodrick-Brown A. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 1977, 58: 445 — 449.
- [21] Hargrove W W, Hoffman F M, Efroymson R A. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landscape Ecol*, 2004, 20: 361 — 373.
- [22] Forman R T T, Godron M. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York, NY, 1986.
- [23] Forman R T T. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekologia*, 1983, 2(4): 375 — 387.
- [24] Dauber J, Hirsch M, Simmering D, *et al.* Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2003, 98: 321 — 329.
- [25] Matthews M J, O'Conner S, Cole R. Database for the New York State urban wildlife habitat inventory. *Landscape Urban Planning*, 1988, 15: 23 — 37.
- [26] Taylor P D, Fahrig L, Henein K, *et al.* Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 1993, 68: 571 — 573.
- [27] Goodwin B J, Fahrig L. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 2002, 99: 552 — 570.
- [28] Cook E A. Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. *Landscape Urban Planning*, 2002, 58: 269 — 280.
- [29] Haggett P, Chorley R J. *Network analysis in geography*. Edward Arnold, London, UK, 1972.
- [30] Sklar F, Constanza R. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and prognosis. In: Turner M, Gardner R, eds. *Quantitative methods in landscape ecology*. New York, NY: Springer, 1991.
- [31] Hellmund P. Quabbin to Wachusett wildlife corridor study. Cambridge: Harvard Graduate School of Design, 1989.
- [32] Beier P, Noss R F. Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv Biol*, 1998, 12: 1241 — 1252.
- [33] Hctor T S, Carr M H, Zwick P D, *et al.* The Florida Statewide Greenways Project: its realisation and political context. In Jongman R, Pungetti G, eds. *Ecological networks and greenways-concept, design, implementation*. UK: Cambridge University Press, 2004.