

基于目标种保护的生态廊道构建*

——以崇明岛为例

郭纪光 蔡永立** 罗 坤 左俊杰 刘志国 倪静雪

(华东师范大学资源与环境学院城市化生态过程与生态恢复上海市重点实验室,上海 200062)

摘 要 景观破碎化和适宜生境面积减少是生物多样性降低与物种灭绝的重要因素之一。生态廊道的构建为陆行野生动物扩大活动范围提供了空间途径,从而增加了物种基因交流的机会,提高了种群的生存能力。上海市崇明岛是一个地理上孤立的冲积沙岛,随着岛上森林斑块的减少与破碎化,依赖林地生境生存的陆行动物个体与种群数量大大减少。本文以崇明岛为例,选择上海市一级保护动物刺猬作为目标种,在分析其生活习性和基质斑块空间分布特征的基础上,利用最小耗费模型和 GIS 手段,实现了生境斑块之间的最佳连接,建立了以目标动物保护为目的的生态廊道规划方案。

关键词 生态廊道;最小耗费模型;目标种保护;景观规划

中图分类号 Q149 S73 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2009)08-1668-05

Ecological corridor construction based on target species protection: A case study of Chongming Island. GUO Ji-guang, CAI Yong-li, LUO Kun, ZUO Jun-jie, LIU Zhi-guo, NI Jing-xue (Shanghai Key Laboratory for Ecological Process of Urbanization and Eco-Restoration, School of Resource and Environment, East China Normal University, Shanghai 200062, China). *Chinese Journal of Ecology* 2009 28(8):1668-1672.

Abstract: Landscape fragmentation and habitat loss are widely recognized as the major threats to the biodiversity decrease and species extinction. In order to widen wildlife's living area, ecological corridors have been built between fragmented habitats, which can not only stimulate gene exchange, but also improve species viability in fragmented habitats. Chongming Island, as an isolated deposition sand island of Shanghai, is significantly threatened by the decrease and fragmentation of forest patches. As a result, a great number of terrestrial animals whose living depends on forest habitats are tended to be extinct. In this paper, we chose hedgehog (*Erinaceus europaeus*), the first class protected animal, as the target species. Based on the analysis of its living behavior and matrix's spatial distribution, this paper adopted the least-cost model and Geographic Information System (GIS) to help finding the best corridor between the living habitats of *E. europaeus*. It was found that this method could provide a scientific basis for the ecological corridors' planning and construction with the purpose of terrestrial wild animal conservation.

Key words: ecological corridor; least-cost model; target species protection; landscape planning.

随着城市化进程的加速,城乡景观格局发生了深刻改变(Antrop 2004; 张明娟等 2006)。自然景观破碎化是城市化过程中最为常见的格局变化,它可能导致物种数量减少、死亡率增加及迁移率的下降,因而被认为是生物多样性降低与物种灭绝的最重要影响因素之一(Nikolakaki & Dunnett, 2005;

Driezen *et al.* 2007)。陆行野生动物的觅食和栖息通常在不同时间利用在空间上相互联系的不同斑块,因此斑块的连通性具有特别重要的意义(Hehl-Lange 2001; 宋治清和王仰麟 2004)。通过生态廊道把各生境岛屿连接在一起,尤其是与较大的自然斑块连接在一起可以减少甚至消除景观破碎化对生物多样性的影响,从而有效地保护野生动植物(Linehan *et al.* 1995)。

生态廊道(ecological corridor)又称绿道(green-

* 上海市科学技术委员会“登山行动计划”崇明生态岛建设重大项目(06DZ12303)和上海市科技攻关资助项目(08DZ1205601)。

** 通讯作者 E-mail: ylcai@geo.ecnu.edu.cn

收稿日期:2008-11-17 接受日期:2009-04-03

ways) 是为了多种用途而规划、设计和管理的线性要素,有着生态、休闲游憩、经济发展、社会文化和美学等众多功能(Ahern, 1995)。自20世纪90年代以来,生态廊道构建一直是保护生物学、景观生态学、城市规划和景观设计等多个学科交叉的研究热点和前沿(周年兴等, 2006)。Linehan等(1995)首先将野生动物保护廊道和网络作为综合的生态网络系统规划的框架,选取重要生境斑块形成7种生态网络方案,然后通过网络结构指数对各方案进行评价,奠定了生态网络构建和评价研究的基础。随后,Connine等(2004)进一步应用地理信息系统开发出一种景观评价模型以确定潜在的生态廊道。Toccolini等(2006)从区域分析的尺度提出了生态网络规划方法,综合评价生态网络的设计和功能。

近年来,国内一些学者也开展了生态网络构建研究的尝试(王海珍和张力权, 2005;周年兴等, 2006;张小飞等, 2007;臧仁海和熊斯顿, 2007),取得了一定的进展。总的来说,相关研究还十分薄弱,特别是在规划廊道的可行性方面如对成本、阻力等问题缺乏考虑。本文尝试结合目标种动物的行为特点,利用成本模型确立动物在不同景观基质中的穿行阻力相对系数,用最小耗费模型实现具体的廊道空间定位和分布,最终实现基于目标物种保护的生态廊道规划。

1 研究方法

1.1 目标种及节点选择

1.1.1 目标种选择 生境破碎化导致适宜生境的减少和景观孤立化,降低了个体在斑块间扩散的机会。绿色廊道是降低其负面影响的一个有效途径。然而不同物种对相同景观有着不同的偏爱程度,这影响到对廊道的具体空间布局(Doncaster *et al.*, 2001),因此在规划廊道时通常需要在研究区域中选择具有代表性的物种作为目标种。目标种选择一般根据研究区域中野生动物普查的结果,选择国家或当地重点保护的野生动物,相同保护级别的物种可依下列原则确定:1)食物网中重要性;2)与生态系统中其他物种的相互关系;3)是否能体现生态系统的健康情况(Linehan *et al.*, 1995)。

1.1.2 节点选择 代表物种的栖息地生境将作为生态廊道的“源”,是廊道建设必不可少的步骤。动物种群的分布常常由植被的分布所决定(刘雪华等, 1998)。节点的选择目前有以下3种方法:根据

景观阻力表面特征判别景观生态战略点(俞孔坚, 1998);根据数字地形模型识别濒危动物生境(刘雪华等, 1998);根据代表物种的生活习性选择合适的栖息地斑块(Linehan *et al.*, 1995)。

1.2 阻力值确定

为寻找2个节点之间的最优路径,需要为节点间所有的土地利用类型赋予阻力值。阻力值的大小通常根据目标物种在不同土地利用类型中觅食或穿行的促进或阻碍程度加以确定。包括2个步骤:首先为不同土地类型预设多组阻力值集合,然后通过成本模型对预设阻力值集合加以验证、确定。

1)阻力值预设。每种土地利用类型阻力值预设是根据目标种的生活习性,以及其在每种土地利用类型中被发现的频率而设置的,发现频率越高则赋予的阻力值越低。目标种生境的阻力值最低,系数一般设定为1;其他土地利用类型阻力系数根据目标种的适宜程度设定,适宜程度越高阻力值越低。此外,预设的阻力值集合还包含2个重要的参数:取值范围与个数。取值范围表示景观对物种个体的穿行干扰的强度,取值个数表示景观的分化程度。

2)阻力值验证。通常采用成本模型(Doncaster *et al.*, 2001; Rondinini & Doncaster, 2002; Driezen *et al.*, 2007)对预设的阻力值集合进行优劣比较。该方法通过比较目标种在陌生环境中的真实路径与景观中成本值的分布统计结果来选取最优阻力值集合。具体步骤是在GIS环境下计算释放点的耗费阻力表面,以代表物种释放点为原点画经过各个节点的同心圆,统计计算圆周上的象元阻力值的和。为了得到标准化的值,计算节点的耗费值减去圆周上阻力值的均值,然后除上圆周上阻力值的标准方差,并定义此值为Z值。较低的Z值表明与整个圆周距离相同的点比较,动物位于较低的累积耗费值位置上;从耗费的角度来看,动物位于优于随机路线的点上,最后通过比较Z值的优劣来选择最优的阻力值集合,详细步骤可参见Doncaster等(2001)和Driezen等(2007)。

$$\pi = f(\text{土地利用, 地形, 生活习性等})$$

$$z = \frac{\pi_{\text{节点}} - \bar{\pi}}{(\pi_{\text{节点同圆周}} - \bar{\pi})^2}$$

式中 z 为节点栅格的阻力值; π 为节点的耗费值。

1.3 最优路径选择

景观阻力系数确定之后即可为对应的土地利用类型赋予阻力值,得到相应的耗费阻力表面,通过最

小耗费模型(Rothley 2005 ;张小飞等 2007)得到 2 个生境斑块之间的最优路径。最小耗费模型来源于图论 ,运用基于栅格的简单代数法则来加权源与目标地之间的路径(Adriaensen *et al.* 2003 ;Chardon *et al.* 2003) ,在多数 GIS 软件中都有相应的功能(俞孔坚等 2005) ,结果为一个栅格图层 ,图像上每个像素值代表了到源的累积耗费 ,这个数值的倒数可以看做是源到目的地连通程度(Xiang ,1996 ;Gough & Rushton 2000)。源与目标单元的最低耗费分析结果即为最低耗费路径。

最优路径 = $\min \pi = \min \sum (D_{ij} \times \pi_i)$
($i = 1 \ 2 \ \dots \ n \ j = 1 \ 2 \ \dots \ m$)
式中 D_{ij} 为从“源”到“汇”所经过栅格的数量 ; π_i 为栅格类型 i 的阻力值。

最小耗费模型的参数为栅格数据 ,这意味着在应用这个模型之前 ,一些在矢量环境下的数据将转换成栅格数据。栅格像元的大小将对模型的精度和可靠性产生非常大的影响 ,尤其是景观中的线性要素和较小面积的要素。细节将会在栅格化过程中消失 ,它们会在高阻力的要素中产生空隙 ,导致明显错误。为了降低它们对耗费距离的影响 ,对于阻碍作用的要素(如高等级道路)数据栅格化的过程中栅格象元大小的设定应使得线状要素至少保持两列以上。保证图像质量的方法可参见 Rothley(2005)讨论的填补缝隙技术。

2 研究案例

2.1 研究区域概况及数据来源

崇明岛(31°27'N—31°51'N ,121°09'E—121°54'E)位于上海市东北侧 ,地处中国最大河流长江入海口。岛上地势平坦 ,距上海内陆最近距离不到 12 km ,受其城市化影响景观破碎化严重。规模化片状绿地主要分布在崇东、崇西和东平国家森林公园附近。空间上分布较为分散不均衡 ,绿地斑块间相隔较远缺乏联系 ,不利于动物的扩散与保护。本研究根据上海市崇明岛 2005 年假彩色航片(分辨率 1.27 m)及现场调查辅助 ,利用 ArcGIS 软件进行数字化 ,提取出崇明岛全岛土地利用现状及绿地分布。

2.2 目标种及节点选择

上海目前现存的野生哺乳动物有豹猫、猪獾、刺猬、貉、黄鼬和华南兔 6 种(达良俊等 2004)。过去这些动物的数量较多 ,而近年来随着郊区经济的飞速发展 ,一些原有的自然生境不复存在 ,依赖这些生

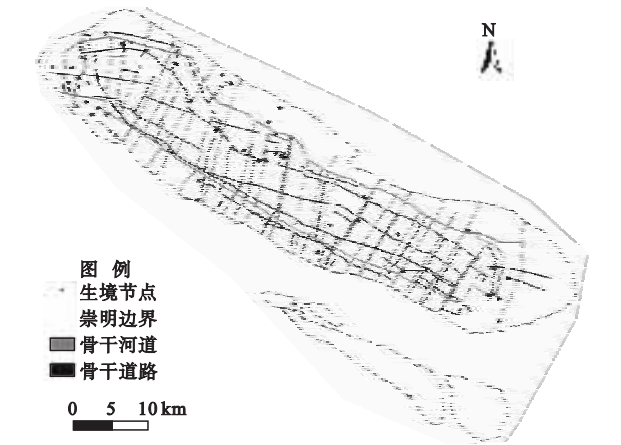


图 1 2005 年崇明岛林地生境节点分布示意图
Fig.1 Location of habitat node in Chongming Island in 2005

境生存的动物数量大大减少。目前崇明岛常见的有刺猬和黄鼬 ,刺猬的最小生境面积为 8.2 hm² ,黄鼬的为 17 hm² (上海市农林局 2004)。根据岛屿生态学的理论 ,保护了生境面积较小的动物(刺猬)也就相应的保护了需求面积较大的动物(黄鼬) ,即采用越低的保护阈值保护的生境斑块越多。再考虑到刺猬是上海市一级野生保护动物 ,保护级别较黄鼬要高 ,因此选择刺猬为研究区域的目标种。

Linehan 等(1995)的研究把目标种的最小生境面积作为生境斑块保护的临界值 ,而 Hinsley 等(1994)则确定生境面积 10 hm² 是野生动物保护的临界值 ,认为斑块面积 >10 hm² 时内部物种才能受到很好的保护。为此 ,本研究结合刺猬最小生境面积为 8.2 hm² 的要求 ,选取 10 hm² 以上的生境斑块作为节点。由于刺猬的栖息地为林地(Doncaster *et al.* 2001) ,因此根据土地利用分析的结果 ,选择 49 个林地斑块作为廊道建设的生境节点(图 1)。

2.3 阻力值确定

本文参考 Doncaster 等(2001)和 Driezen 等(2007)对刺猬行为研究的结果和阻力值设定的方法 ,设定崇明岛刺猬的栖息地——林地的阻力值最低 ,其次为自然村落住宅和耕地 ,而高等级的道路、河流、水域则被赋予较高的阻力值 ,尤其是高等级道路 ,因为刺猬行动缓慢 ,经常会被高速行驶的车辆轧死。此外 ,由于刺猬拥有一定的涉水能力可以穿越较窄的河流 ,因此四级以下河道仍被赋予较低的阻力值。每种土地利用具体的阻力值大小见表 1。

根据上述原则和方法设定多组不同阻力值集

表 1 崇明岛土地利用阻力值分析
Tab.1 Resistance values assigned to land-use types

土地利用类型	阻力值	土地利用类型	阻力值
园地	1	住宅用地	5
林地	2	自然村落住宅	80
附属绿地	2	新式住宅	100
未利用土地	10	别墅式住宅	100
耕地	20	河道	150
禽畜养殖场	30	乡村级	40
工业仓储用地	100	道路	150
公共建筑用地	100	一、二、三级	150
待建或在建用地	100	四级	105
航空用地	150	水域	150
港口码头用地	150	水产养殖场	150
		池塘	150
		滩涂	150

合,最低 Z 值的集合被作为最终的阻力值集合。该集合的取值范围为 150,取值个数为 10。取值范围小则反映出绿地景观退化程度低,土地利用类型间的差异小,对动物的扩散阻碍就弱。取值个数多则反映出崇明岛景观分化程度较高,原有的景观类型正在进行着不同程度的改变。

2.4 最优路径选择

首先将表 1 中的阻力值数据作为参数代入最小耗费模型生成阻力表面,见图 2 A,利用 GIS 中的 cost distance 分析模块计算达到 49 节点之间最终的生态廊道,见图 2B。

根据引力模型(Linehan *et al.* ,1995 ;戚仁海和熊斯顿 2007)的方法,依节点间引力值大小简单的将节点 A 与节点 B、C、D 连接为直线 AB、AC 和 AD (图 3) ;然而最小耗费模型则发现节点 A、C 之间直接连接并非最佳选择,而是以节点 B 为踏板,再连接到 C 的道路,这是由于不同土地利用类型的阻碍作用,以节点 B 点为跳板将会使得动物在两块林地之间的运动的累积耗费更小,因此在最终的廊道规划中呈现为 A→B→C 的状态。此外,最小耗费模型在节点连接过程中生成的新廊道间会形成新的交叉点,如图 3 中的 e、f、g 节点,这些在后期的规划中可考虑作为战略选择点加以恢复或建设,以利用更好地保护目标种。

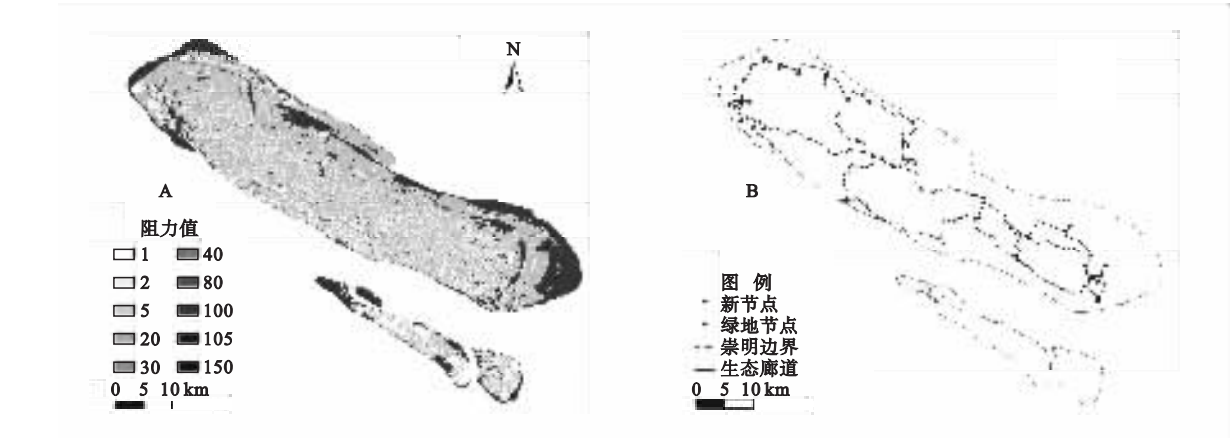


图 2 崇明岛土地利用阻力表面(A)和最小耗费生态廊道(B)
Fig.2 Land friction map (A) and least-cost ecological corridor (B) in Chongming Island

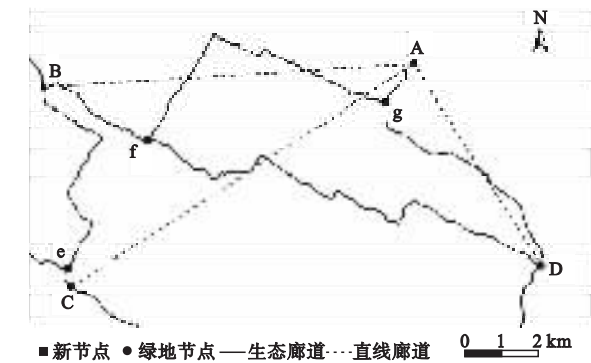


图 3 生态廊道分布示意图
Fig.3 Distribution of greenways

3 讨论

本研究选择刺猬作为目标种,通过其行为特点确定其生境节点(战略点)和生境间不同阻力值大小,利用最小耗费模型在 GIS 平台上构建了刺猬的生态廊道。本方法构建的生态廊道不仅考虑了节点间的距离因素,同时也叠加了动物的行为因素即生境阻力对动物扩散的影响,因此较引力模型构建的直线廊道更具有可操作性。

对大多数动物来说,阻力系数设定是一个困难的过程,过去一般通过专家的研究经验结合试验统

计数据得到数值集合,但很难得到验证和优化(Doncaster *et al.*, 2001)。而最小耗费模型则是通过对代表物种实际俩散路径与最小耗费分析进行比较,区分出不同的阻力值集合,并能以一个简单有效的方法来确定最逼近实际运动路线的阻力值集合。此外,最小耗费模型不需要目标单元,而是通过比较目标种在陌生环境中的真实路径与景观中成本值的分布统计结果,来验证成本集合优劣,并将观察得到的扩散路径与相同半径内的累积耗费的相关程度量化,以Z值的高低评价不同成本集合的优劣。然而,最小耗费模型只能在预设的集合中选择相对最优的阻力值集,由于景观的复杂性,很难准确地评估景观阻力值,这就影响到了构建廊道的合理性。

本文参考 Doncaster 等(2001)和 Driezen 等(2007)在英国牛津、斯坦福等地对刺猬研究的结果来确定崇明岛不同土地利用类型的阻力值,但由于两地生态因素不可能完全相同,刺猬的行为以及扩散方式也就可能不同,这都会影响到对阻力值的设定,从而可能影响到对真实廊道的构建。

此外,最优路径并不完全取决于土地利用类型的阻力,其他的因素如目标种的分布、寻找资源的能力,特别是对天敌的吸引或逃避等也可能影响到实际路径的选择。再者,目标种个体只能根据有限的信息进行路径选择,并不能在整体上预见到扩散路线,由于特殊的景观结构以及天敌等其他因素的交互影响,动物个体并不一定能够找到最优的扩散路径。这些问题都有待今后进一步研究。

参考文献

- 达良俊,陈克霞,辛雅芬. 2004. 上海城市森林生态廊道的规模. 东北林业大学学报, **32**(4): 16-18.
- 刘雪华,张和明,谭迎春,等. 1998. 数字地形模型在濒危动物生境研究中的应用. 地理科学进展, **17**(2): 50-58.
- 戚仁海,熊斯顿. 2007. 基于景观格局和网络分析法的崇明绿地系统现状和规划的评价. 生态科学, **26**(3): 208-214.
- 上海市农林局. 2004. 上海陆生野生动植物资源. 上海: 上海科学技术出版社.
- 宋治清,王仰麟. 2004. 城市景观及其格局的生态效应研究进展. 地理科学进展, **23**(2): 97-106.
- 王海珍,张力权. 2005. 基于 GIS、景观格局和网络分析法的厦门本岛生态网络规划. 植物生态学报, **29**(1): 144-152.
- 俞孔坚. 1998. 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, **53**(S1): 11-20.
- 俞孔坚,李伟,李迪华,等. 2005. 快速城市化地区遗产廊道适宜性分析方法探讨——以台州市为例. 地理研究, **24**(1): 69-77.

- 张明娟,刘茂松,徐驰,等. 2006. 南京市景观破碎化过程中的斑块规模结构动态. 生态学杂志, **25**(11): 1358-1363.
- 张小飞,王仰麟,李正国. 2007. 两岸典型城市生态功能网络的组成与结构. 生态学杂志, **26**(3): 399-405.
- 周年兴,俞孔坚,黄震方. 2006. 绿道及其研究进展. 生态学报, **26**(9): 3108-3116.
- Adriaensen F, Chardon JP, Blust GD, *et al.* 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, **64**: 233-247.
- Ahern J. 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, **33**: 131-155.
- Antrop M. 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, **67**: 9-26.
- Chardon JP, Adriaensen F, Matthysen E. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: A case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology*, **18**: 561-573.
- Conine A, Xiang WN, Young J, *et al.* 2004. Planning for multi-purpose greenways in Concord, North Carolina. *Landscape and Urban Planning*, **68**: 271-278.
- Doncaster CP, Rondinini C, Johnson PCD. 2001. Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *Journal of Animal Ecology*, **70**: 33-46.
- Driezen K, Adriaensen F, Rondinini C, *et al.* 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, **209**: 314-322.
- Hehl-Lange S. 2001. Structural elements of the visual landscape and their ecological functions. *Landscape and Urban Planning*, **54**: 107-115.
- Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I, *et al.* 1994. Factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. Research Report 99. English Nature, Peterborough.
- Linehan J, Gross M, Finn J. 1995. Greenway planning: Developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning*, **33**: 179-193.
- Gough MC, Rushton SP. 2000. Application of GIS-modeling to mustelid landscape ecology. *Mammal Society, Mammal Review*, **30**: 197-216.
- Nikolakaki P, Dunnett N. 2005. The use of spatial concepts as a basis for designing a viable-habitat network: Conserving redstart (*Phoenicurus phoenicurus*) populations in Sherwood Forest, England. *Journal for Nature Conservation*, **13**: 31-38.
- Rothley K. 2005. Finding and filling the "cracks" in resistance surfaces for least-cost modeling. *Ecology and Society*, **10**: 4.
- Rondinini C, Doncaster CP. 2002. Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, **16**: 504-509.
- Toccolini A, Fumagalli N, Senes G. 2006. Greenways planning in Italy: The Lambro River Valley Greenways System. *Landscape and Urban Planning*, **76**: 98-111.
- Xiang WN. 1996. A GIS based method for trail alignment planning. *Landscape and Urban Planning*, **35**: 11-23.

作者简介 郭纪光,男,1982年生,硕士研究生。主要从事景观规划与设计方面的研究。E-mail: guoming-82@163.com
责任编辑 刘丽娟

