

道路景观胁迫下沿海滩涂地区生态网络构建与优化——以盐城市大丰区为例

刘瑞程^{1,2} 沈春竹^{2,3*} 贾振毅^{1,2} 王君懋^{1,2} 陆春锋⁴ 周生路^{1,2}

(¹南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023; ²自然资源部海岸带开发与保护重点实验室, 南京 210017; ³江苏省土地勘测规划院, 南京 210024; ⁴江苏第二师范学院城市与资源环境学院, 南京 210013)

摘要 在沿海滩涂地区经济社会快速发展背景下,道路景观的无序扩张加剧了生境破碎化,使生物流通等过程受阻、生态系统服务功能受损。基于道路建设胁迫设置多阻力情景模拟生态网络,有助于揭示路网对关键生态过程的影响,优化区域生态安全格局。本研究以盐城市大丰区为例,基于 GIS、Conefor Sensinode 等平台,构建了基于景观类型赋值、依据道路两侧缓冲区修正赋值、依据路网高密度区修正赋值的 3 种阻力面情景,模拟生态网络并对其结构与格局进行定量评价。结果表明:中心城区、港口区等道路高密度区面积占全域比为 8.21%,区内生境面临更高的道路景观胁迫风险;路网胁迫下,廊道绿地组分减少 7.40%,曲度均值提升 12.82%,生物迁移能耗显著增加;生态网络中沿海湿地对其他源地的作用力最强,可为生物迁移提供天然通道。量化道路密度等重要敏感性因子对阻力面赋值、生态网络组分结构的影响,有助于理解关键生态过程格局变化及驱动机制,为区域生态安全格局构建提供支撑。

关键词 生态网络;道路生态学;道路密度;景观连通性

Construction and optimization of ecological network under the stress of road landscape in coastal beach area: A case study of Dafeng District, Yancheng City. LIU Rui-cheng^{1,2}, SHEN Chun-zhu^{2,3*}, JIA Zhen-yi^{1,2}, WANG Jun-xiao^{1,2}, LU Chun-feng⁴, ZHOU Sheng-lu^{1,2} (¹*School of Geographic and Oceanographic, Nanjing University, Nanjing 210023, China*; ²*Key Laboratory of Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Natural Resources, Nanjing 210017, China*; ³*Jiangsu Institute of Land Survey and Planning, Nanjing 210024, China*; ⁴*School of Urban and Resource Environment, Jiangsu Second Normal University, Nanjing 210013, China*).

Abstract: Under the background of rapid economic and social development, the disorderly expansion of road landscape has aggravated habitat fragmentation, hindered biological circulation and impaired ecosystem services in coastal beach areas. Simulation of ecological network based on multiple resistance scenarios considering road construction stress is helpful to revealing the impacts of road network on key ecological processes and optimizing regional ecological security pattern. In this study, Dafeng District of Yancheng City was taken as a case study area and analyses were processed based on GIS, Conefor Sensinode, and other software platforms. Three kinds of resistance scenarios were established, which were based on landscape type assignment, modified according to the buffer zone on both sides of the road, and modified according to the high density zone of the road network, respectively. Lastly, ecological networks were simulated and quantitative evaluation on the structure and spatial pattern were conducted. The results showed that the ratio of high density areas of roads was about 8.21%, including central urban area and port area, in which the habitats faced with higher risk of road landscape stress. Under the stress

of road network, the area of green land composition of corridors decreased by 7.40%, and the mean curvature increased by 12.82%, which implied that energy consumption of biological migration was significantly increased. The coastal wetland exerted the strongest effects on the other ecological sources in the ecological network, which could provide natural passages for biological migration. Furthermore, it is of great benefit to quantify the impacts of important sensitive factors, e.g. road density, on resistance surface assignment and component structure of ecological network, which can not only help understand the change and underlying mechanism of key ecological processes, but also provide effective support for the construction of regional ecological security pattern.

Key words: ecological network; road ecology; road density; landscape connectivity.

随着区域快速发展,人工景观不断向自然景观扩张侵蚀,生境破碎化、生物多样性锐减等问题日趋凸显(彭建等,2017b)。针对这一系列问题,基于景观格局与生态过程互馈原理,通过有效连通破碎生境规划形成结构完整、功能多元的生态网络,有助于改善生态系统服务功能,优化生态安全格局(陈昕等,2017)。

目前,生态网络构建已形成“源地识别-生态阻力面构建-生态廊道模拟”的基本框架(谢慧玮等,2014;傅强等,2017)。源地选取中,通常以区域内大型绿地生境作为源地,景观组分类型包括湿地、林地、草地等(吴健生等,2012;吴榛等,2015)。阻力面构建中,基于不同土地利用类型进行经验赋值的方式较常见(谢慧玮等,2014;古璠等,2017)。由于阻力面赋值结果将直接影响廊道的模拟,不同学者对如何优化阻力面赋值进行了深入探究,彭建等(2017a)结合地形坡度因子对自然灾害频发区的阻力赋值加以修正,孔繁花等(2011)通过设置多种情景差异化模拟不同情景下的迁移阻力面。廊道模拟后,借助重力模型分析源斑块间相互作用强度、结合景观连通性评价分析廊道对全局生态连通的改善情况(刘常富等,2010;陈春娣等,2015a;陈春娣等,2017),可为制定生态网络规划策略提供科学的支撑。

道路作为典型的人工景观,为人类的交通、运输、出行等活动提供了便利,但同时与自然生态系统产生了严重干扰。道路生态研究最早始于20世纪60年代,多通过实地观测研究道路对生物群落、自然环境的影响(Alexander,1998)。随着GIS与RS等技术发展,研究尺度逐渐由局域扩展到区域、广域,探究单一道路或道路网络对景观格局的影响成为道路生态学中的热点(Miller,1996)。根据Forman等(1998)研究,道路对生态系统的影响面极

广,主要包括:直接改变自然下垫面的理化性质,干预生态系统的水循环、大气循环等过程;使生物暴露在声污染、光污染、交通事故威胁等影响之下,进而干扰生物群落的节律、组成与分布(Coffin,2007;Muñoz *et al.*,2015);阻隔自然生境间的联系,使景观趋于破碎,物质流、信息流、物种流等面临胁迫(周圆等,2014;Ascensão *et al.*,2017)。然而,目前生态网络研究对道路景观胁迫的考虑相对局限,大多仅体现在对各等级道路的差异化阻力赋值、廊道与道路交叉断裂点的修复上(孔繁花等,2008;贾振毅等,2017)。实际情况中,道路会影响生境服务功能,进而降低其作为规划源地的适宜性(Liu *et al.*,2015);在道路的高、低密度区内差异化地提升生物迁移阻力,最终改变潜在廊道的空间格局。因此,若结合道路景观胁迫,预先在源地选取时加以筛选,结合道路空间分布特征修正优化阻力面赋值,将有助于提高生态网络规划的有效性。

本研究以盐城市大丰区为例,通过提取道路聚集度识别道路景观对自然生境的干扰程度,探究如何在道路景观胁迫下开展生态网络规划,为经济社会快速发展下沿海滩涂地区生态安全格局构建、优化提供参考与借鉴。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况与数据来源

大丰区位于江苏省沿海滩涂区的中部(图1),32°56'N—33°36'N,120°13'E—120°56'E,东濒黄海,地处亚热带与暖湿带的过渡地带。大丰区自然资源丰富,是“中国麋鹿之乡”,现存有丹顶鹤、天鹅等多种国家级保护动物的栖息地;但其同时是黄海港城、上海“飞地”,建有国家一类开放口岸,是“一带一路”倡议下“依港兴工、以工兴市”战略的落地点。由于大丰区交通枢纽地位凸显,交通运输用地

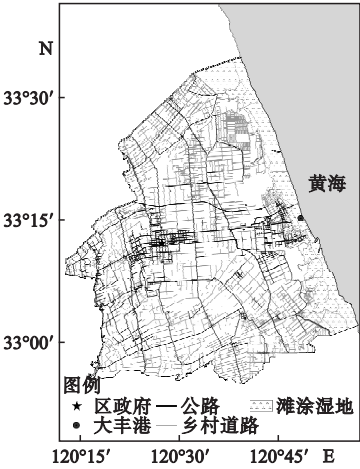


图 1 研究区区位示意图
Fig.1 Location of research site

扩张迅速,致使滩涂湿地等生境破碎化现象日趋严重,构建生态网络对于保护生物多样性具有重要意义。

数据来源包括:国土部门提供的 2015 年大丰区 1 : 5000 土地利用变更调查数据、《大丰年鉴 (2015)》与《江苏省生态红线区域保护规划 (2013)》等。

1.2 研究方法

1.2.1 总体思路 参考刘世梁等研究 (2008),道路景观胁迫可根据其空间结构分为单一路径胁迫、道路网络胁迫 2 类。前者在局域尺度上反映了道路及两侧缓冲区内生物、环境所受影响,后者从景观层面上揭示了路网对景观结构完整性的破坏与对服务功能的干扰。道路密度是量化路网空间特征的常用指标,密度水平越高代表人为活动干扰越强,对生境的胁迫程度越高 (Liu et al., 2015)。本文基于道路聚集度提取,将位于道路密度高值区内的生境从备选源地中剔除;通过分别设置 3 种阻力情景:基于景观类型的基本阻力赋值、基于的单一道路影响阻力修正、基于基本阻力赋值的单一道路与路网影响阻力修正,对比分析各情景下生态廊道的特征差异,揭示道路胁迫对生态过程的影响;由于情景 3 阻力赋值综合了单一道路与复杂路网对生物迁移阻力的影响,可更全面地反映道路密度对生态廊道模拟结果的影响,故最终根据情景 3 模拟结果,以源地面积规模与源地景观阻力、生态廊道长度与累积迁移阻力为参评因子,进行生态网络结构评价并提出优化策略,研究思路框架如图 2。

1.2.2 道路密度测算与源地筛选 目前,道路密度

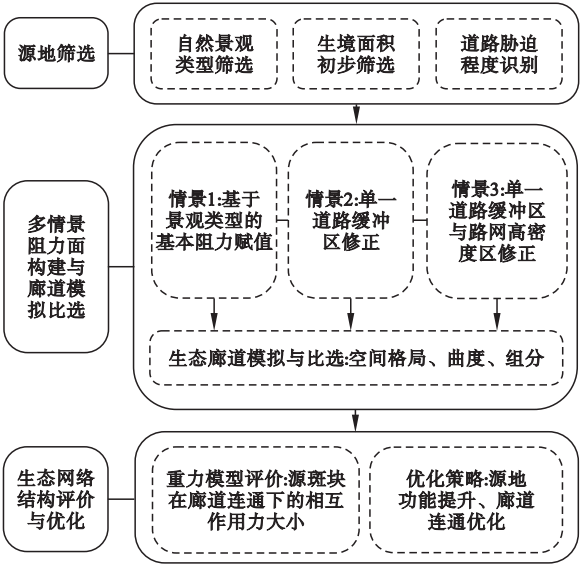


图 2 研究思路框架
Fig.2 Framework of research

的测度方式主要包括 2 类:①计算单位栅格或行政区面积内道路长度,密度水平取决于栅格单元面积与道路长度 (邓羽, 2012);②基于核密度估计提取道路密度,密度水平取决于带宽与道路数量 (蔡雪娇, 2012)。由于密度值结果取决于评价单元的面积大小,而各研究中单元大小各异,故尚无统一的阈值作为定义道路密度高低的标准。参考邓羽等 (2012)、蔡雪娇等学者 (2012) 根据自然断带法 (natural break) 进行密度分级以识别道路高密度区的方法,本文将道路高密度区定义为:经道路密度测算与分类后,所在类别密度值高于全域平均水平的区域。

核密度 (kernel) 估计是测量研究对象空间分布密度的有效方法,适用于空间聚集核心识别。本文采用 Rosenblatt-Parzen 核估计识别公路、乡村道路高密度区,公式如 (1): $k(x-x_i)/h$ 为核函数; h 为带宽; $(x-x_i)$ 为估计值点到测量点 x_i 的距离值,核密度程度由核函数和带宽 h 共同决定 (肖琛等, 2015)。

道路核密度估计通过预先设置带宽,对范围内道路条数进行统计测算。带宽值越大,越有助于识别核心聚集区,但不利于区分各目标点的密度水平高低;带宽值越小,密度表面越突兀不平,有利于区分各点密度高低,但无法识别核心聚集区。因此,选取适合的带宽十分重要。本文引入 2 个指标:核心区面积占比、核密度结果变异系数,分别代表核心区的规模大小、道路聚集水平空间分异程度,确定最适带宽距离,计算方式见公式 (2~3)。

$$R_n(x)=\frac{1}{nh}\sum_{i=1}^nk\left(\frac{x-x_i}{h}\right)\tag{1}$$
$$P=S_{mn}/S_0\tag{2}$$
$$C_v=\sigma/\mu\tag{3}$$

其中, P 为面积占比, S_{mn}/S_0 表示密度值经自然断带法分 n 级时前 m 级区域的面积与总面积的比值; C_v 为变异系数(coefficient of variation),通常用于判断数据离散程度,在本研究中用于反映道路聚集度程度的空间分异情况, σ 与 μ 分别表示密度值的标准差与均值。为保证同一带宽下, P 与 C_v 值都可以尽量取得最大值,对二者进行0~1标准化后计算乘积,以乘积最大时对应的带宽为最优带宽。

本文基于土地利用变更调查数据,以滩涂湿地、林地、草地等作为备选源地景观类型。通常,生境斑块面积越大,可为生物提供的物质能量越丰富,生物多样性越高。参考相关研究,根据源地面积累积占比变化情况确定面积阈值,作为初步筛选标准(陈昕等,2017)。

考虑到密集的交通路网将林、草地等自然景观割裂为多个破碎生境斑块,景观破碎化、生态环境破坏、交通安全威胁等会严重干扰物种的栖息、繁衍与迁移等活动,降低源地的生态服务功能,故以道路空间聚集程度为依据,将公路、乡村道路核密度结果等权重累加,参考相关研究(蔡雪娇等,2012;邓羽等,2012),将密度值分5级后选取前2级的高值地区作为道路高密度区。将位于该区的生境从初筛备选源地中剔除,余下远离道路核心区干扰的生境斑块作为最终的生态源地。

1.2.3 道路不同胁迫情景下的阻力面构建与廊道模拟比选 本文通过差异化赋值设置3种阻力情景模拟生态廊道,对比揭示生态过程在道路景观胁迫下的空间格局变化。如表1所示,情景1为基于不同土地利用类型的基本阻力面赋值;情景2针对单一道路影响调整阻力值;在情景1基础上,参考相关文献中道路缓冲距离的选取,设置单一道路缓冲区,修正区内景观赋值(吴榛等,2015);情景3为针对单一道路、交通路网的影响调整赋值;在情景2基础上,根据自然断带法将公路、乡村道路核密度估计结果分5级,取前2级作为道路高密度区,提升区内景观的阻力值,形成情景3阻力面。

为探究将道路景观胁迫纳入生态网络模拟前后的结果差异,经最小阻力面模型模拟3种情景下的生态廊道后,对廊道空间布局、曲度及景观组分等进

表 1 不同土地利用类型的景观阻力值

Table 1 Landscape resistance values of different land use types

土地利用类型	亚类	情景 1 阻力值	情景 2 阻力值	情景 3 阻力值
滩涂		1	1	1
林地		5	5	5
草地		30	30	30
园地		30	30	30
水域	面积<100 hm ²	100	100	100
	100 hm ² ≤面积<200 hm ²	200	200	200
	面积≥200 hm ²	400	400	400
风景名胜区		30	30	30
耕地		50	50	50
村庄用地		800	800	800
道路交通用地	干线公路	800	800	800
	100 m 缓冲区	-	500	500
	乡村道路	500	500	500
	50 m 缓冲区	-	300	300
	公路高密度区	-	-	400
	乡村道路高密度区	-	-	200
城镇工矿建设用地		1000	1000	1000
其他用地		600	600	600

行对比分析。其中,廊道曲度可作为衡量廊道结构、物种迁移能耗的量化指标(吴榛等,2015)。通常,曲度值越大,表示生物迁移扩散的能耗越大,计算方式如公式4所示。

$$D_q=Q/L\tag{4}$$

式中, D_q 为廊道曲度, Q 为实际长度, L 为起点与终点间的直线距离。

1.2.4 生态网络结构评价与优化 生态源地与廊道是生态网络结构中最重要组分,本文以情景3下的生态廊道为最终规划廊道,借助重力模型定量计算各源地在廊道连通下的相互作用力强度,识别道路景观胁迫下全局生态连通中起重要作用的关键生境,为制定生态网络规划优化策略提供支撑。重力模型计算方式如公式5所示。

$$G_{ab}=\frac{N_aN_b}{D^{ab}}=\frac{\left[\frac{1}{P_a}\times\ln(S_a)\right]\left[\frac{1}{P_b}\times\ln(S_b)\right]}{\left(\frac{L_{ab}}{L_{max}}\right)^2}$$
$$=\frac{L_{max}^2\ln(S_aS_b)}{L_{ab}^2P_aP_b}\tag{5}$$

G_{ab} 表示斑块a和b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

各廊道阻力中的最大值(尹海伟等,2011)。

2 结果与分析

2.1 道路高密度区识别与源地选取结果

2.1.1 道路高密度区的识别 公路密度提取时,将带宽阈值设为 100~1500 m,间隔为 100 m,以此求取最佳带宽。如图 3a,随着带宽增大,道路密度值的变异系数逐渐减小,但核心区面积占比逐渐增大,原因为:带宽较小时,纳入计算的公路数量较少,带宽半径内与半径外的斑块密度差异较大,故密度水平分异显著;带宽增大后,同时纳入计算的道路数增多,形成了具有一定空间规模的、内部密度值水平呈梯度变化的局部高值区,故差异程度减小而核心区面积增大。经计算,当带宽为 700 m 时, P 与 C_v 值的乘积最大,表明该距离下公路形成了具有一定辐射

范围的胁迫缓冲区,且斑块的道路密度值差异较大,可较好地反映不同生境斑块受道路胁迫的差异化程度,故以 700 m 为公路核密度估计的理想带宽。

相较于公路,图 3b 中乡村道路的核心区面积占比在带宽为 900 m 时达到最低,此后才逐步增大,主要原因为:乡村道路数量多且分布密集,随着带宽增大,原先众多的局部核心区融合为新的核心区,覆盖范围减小,但随着带宽继续增大, P 值大小将逐步提高。经计算,当带宽为 1500 m 时, P 与 C_v 值的乘积最大,故以 1500 m 为乡村道路核密度估计的理想带宽,据此进行道路空间聚集度特征分析。

如图 4a 所示,公路在全域内整体分布稀疏,主要集中于城市中心和东部港口;乡村道路分布广泛,相较于城市中心区,以研究区东北部更加密集。将公路、乡村道路核密度估计结果叠加,结果如图 4b

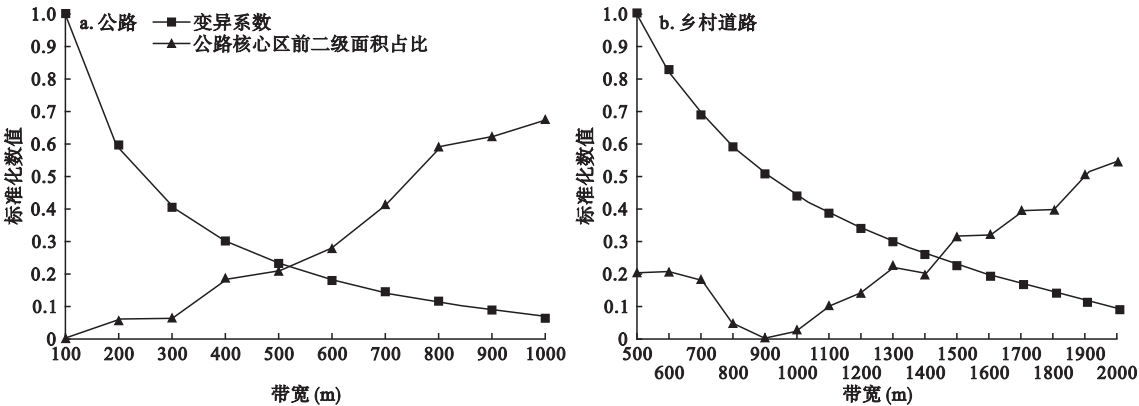


图 3 公路与乡村道路带宽选取确定
Fig.3 Selection and determination of belt width for road and country road

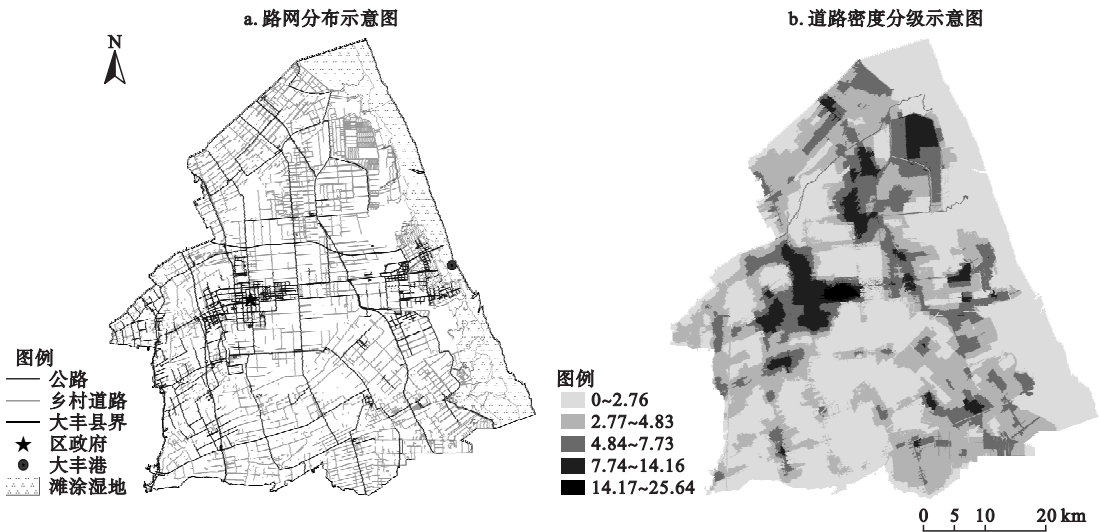


图 4 道路高密度区识别示意图
Fig.4 Identification of high density area of roads

所示。经统计,全域道路密度均值为 3.93,标准差为 2.61,城市中心区道路密度处于 7.34~25.64,道路胁迫干扰水平为全区最高;港口区道路密度值最高可达 9.58,由于该区路网紧邻中部滩涂湿地,频繁的人类活动使湿地景观的结构完整遭受威胁。将前 2 级道路密度高值区域作为道路高密度区,其主要分布于研究区中心城区、东北部及港口区,面积占全域比为 8.21%,以之作为情景 3 中阻力赋值修正的目标区域。

2.1.2 生态源地的选取 将区域内滩涂湿地、林地、草地等生境斑块按面积大小依次降序排序,从面积最大的生境斑块开始,逐次求取每新增一个斑块后面积的累加之和,进而计算其与生境总面积的比值,制得图 5a。其中,滩涂湿地在区域内面积规模最大,数值对应曲线中纵坐标截距,高达 39.01%;生境数量为 5 时,曲线到达拐点,此后斜率逐步减小,表明由生境数量增加带来的面积累积占比的增量并不显著,主要因为余下生境的面积规模较小,对生境总面积增幅的贡献水平相对较低。由于规划源地数量过多将导致廊道冗余、构建管理成本增大,故参考陈春娣等(2017)的研究,结合区域尺度,以 100 hm²为面积阈值,初步选取 22 个生境斑块作为备选源地,总面积为 445.53 km²,约占源地总面积的 80.85%。

将道路高密度区内的生境斑块从备选源地中剔除,筛选后源地空间分布如图 5b 所示,景观类型自东向西呈现出滩涂湿地向林地、草地的过渡;沿海滩涂湿地景观主要由斑块 15、17、18 组成,集中连片且规模较大;林草地分布离散,空间规模相当。数量组

成方面,湿地面积为 398.88 km²,形成了全域生态网络的核心骨架,为保障区域生态服务功能提供了重要支撑;林草地面积共计 40.95 km²,丰富了生态网络中源地的景观组成结构。

2.2 道路不同胁迫情景下的廊道模拟与比选结果

如图 6 所示,情景 1 生态阻力面中,城市中心与东部港口为阻力高值区,与滩涂湿地紧邻的内侧景观阻力值较高,阻碍了湿地与内部林草地、耕地等景观间的连通。情景 2 中,经比例尺转换后的图上道路缓冲距离较短,影响范围不易直接辨识;经统计,基于道路缓冲区构建的阻力修正致使区域平均阻力较情景 1 提升 9.3%。情景 3 中,城市中心区阻力面因道路高密度区内景观阻力值调整而更加平滑,阻力值向非人工景观梯度递减,区域平均阻力较情景 1、2 分别提升了 20.46%、10.25%。

为进一步理解道路景观对区域生态过程的胁迫影响,对比分析各情境下生态廊道在空间分布格局、形态、景观组分上的差异。空间分布方面,相比于情景 1,情景 3 中 2 号源地与 13 号源地间因阻力增大不利于迁移,由原先的直接连通变更为经城中心东侧源地间接连接;位于城市中心与东部港口附近的 8、9 号源地,通过与南部的 7 号发生连接,加强了迁移阻力高值区、低值区间的生态过程联系。廊道形态方面,经曲度指数计算,3 种情景下廊道曲度平均值分别为:1.17、1.22、1.32,表现为情景 3 中 12~13 号、13~16 号源地间廊道的弯曲程度显著大于前 2 种情景下的结果,物种迁移时因规避人类活动干扰而耗费更多的能量。组成结构方面,如表 2,农田、水体、森林与草地是主要的景观类型,基于道路景观

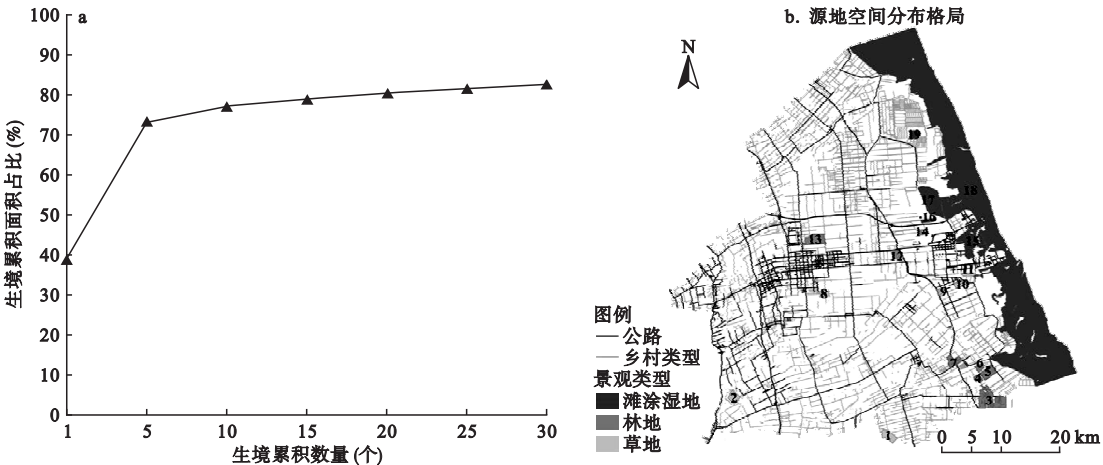


图 5 生态源地选取示意图
Fig.5 Selection of ecological sources

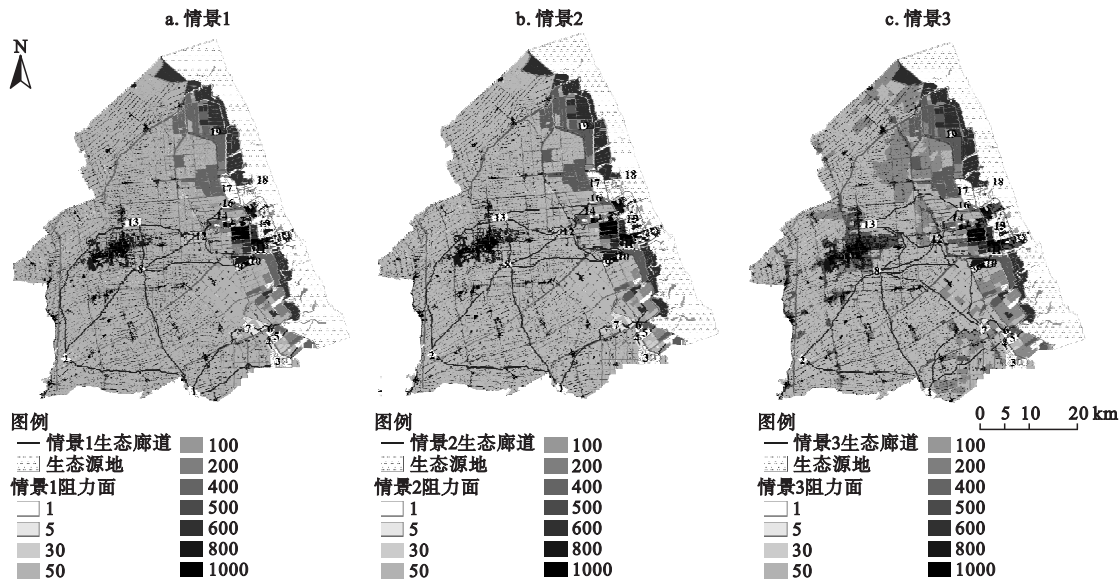


图 6 不同情景下生态廊道模拟
Fig.6 Simulation of ecological corridors under different scenarios

影响修正阻力后,林地组分占比由 8.75%减少至 3.11%,而水域占比由 26.36%增加至 35.07%,表明道路景观胁迫将引起周边自然生境服务功能的降低,间接影响生态系统中生物迁移、物质流动等过程。由上可知,情景 3 下生态廊道的空间格局、形态、组分变化更能够综合反映道路胁迫情景对滩涂湿地生态过程的影响。经比选,本文以生态源地、情景 3 生态廊道作为生态网络规划的主要组分。

2.3 生态网络结构评价与优化结果

2.3.1 生态网络结构评价 借助重力模型测算各源地在廊道连通下的相互作用强度,可帮助识别生态网络连通中的关键生境与廊道。如表 3,斑块间平均相互作用强度自东向西逐渐减小,其中,以沿海湿地(18 号源斑块)的平均作用强度为最大,西部林地(2 号源斑块)强度最低。在与 18 号湿地斑块密切连通的生境斑块中,11 号斑块的面积小于 15、17 号湿地斑块,但作用强度却为三者中的最大值,主要因为:15、17 号源地处于港口道路高密度区的辐射范围,生态廊道的累积阻力相对于 11 号较大,致使作用强度较小。此外,东南部 3 号林地斑块与沿

海地区 11、15、16、17 等湿地斑块虽然空间距离较远,但作用强度较强,维持在 10.71~38.04,主要因为:18 号湿地斑块为长条带状且阻力值低,为生物避开道路等人工景观,实现远距离源地间迁移扩散提供了天然通道,对维持生态系统结构功能完整具有重要意义。在中西部地区,1、2、8 号林地斑块与其他斑块间的相互作用力普遍较低,这与其空间距离较远、周边人为干扰强度较大有关。由上可知,沿海湿地在生态网络中与其他生境作用最强,与之相连的廊道为生境间生物流动发挥了重要连通作用。

2.3.2 生态网络优化对策

1) 基于源地功能提升的关键生境保护
沿海湿地作为区域关键生境,不仅可作为源地供生物栖息繁衍,还在保障物种流、物质流等生态过程中发挥着重要的廊道作用。随着东部沿海向城市内部过渡,区域生境由大型湿地逐步向中小型林草地更替,湿地西侧与城市东侧间的源地间虽有多种连通方式,但根据最小阻力路径选取原则,借助滩涂湿地实现远距离生物迁移扩散通常是累积阻力最小

表 2 不同情景下生态廊道的景观类型面积占比(%)
Table 2 Proportion of landscape types of ecological corridors under different scenarios

景观类型	农田	森林	草地	水体	滩涂	建设	未利用地
情景 1	41.78	8.75	14.03	26.36	0.96	8.12	0.00
情景 2	42.15	7.94	12.90	27.72	1.24	8.01	0.04
情景 3	41.66	3.11	12.66	35.07	0.57	6.93	0.00

表 3 基于重力模型计算的生境斑块间相互作用矩阵
Table 3 Matrix of patch interaction based on the gravity model

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	4	1	4	13	0
2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0
3			0	327610	96	3	4	0	0	1	38	1	1	0	38	11	27	488	0
4				0	45	1	1	0	0	0	8	0	0	0	23	2	18	377	0
5					0	8	1	0	0	0	3	0	0	0	7	1	4	133	0
6						0	1	0	0	0	1	0	0	0	4	0	3	64	0
7							0	1	0	0	5	1	0	0	10	2	7	33	0
8								0	0	0	1	1	1	0	3	1	3	5	0
9									0	0	1	0	0	0	4	0	2	17	0
10										0	9	0	0	0	10	1	5	76	0
11											0	1	3	1	1090	31	350	189876	2
12												0	1	0	7	2	9	17	0
13													0	0	7	5	9	15	0
14														0	9	24	54	55	0
15															0	408	1461	66229	18
16																0	5210	3355	2
17																	0	21528	13
18																		0	548
19																			0

的理想路径。例如,位于港口附近的 12、14、16 号等源斑块,通过沿海湿地与 4、5、6 等源斑块发生间接连通可实现迁移阻力最小化。因此,在道路景观胁迫下,维护沿海滩涂湿地的结构完整,提升源地服务功能,对连通全局生境、维持区域生态安全具有重要意义。

2) 基于廊道连通性优化的暂栖地布设

暂栖地是物种在远距离迁移、扩散过程中可供暂时栖息的小型生境斑块,暂栖地的建设将对生物

迁移路径的选择、迁移频率、成功率等产生重要影响,进而影响生态系统的安全与稳定(孔繁花等, 2008)。目前研究中,根据路网与生态网络间的交叉断裂点设置暂栖地较为常见,但对路网密度、廊道累计阻力等因素考虑不足。因此,本研究在根据断裂点设置暂栖地的基础上,增设 2 种廊道易断裂情景补充加密布设暂栖地:①廊道与道路高密度区叠合;②廊道自身累积阻力较大。据此,将道路密度分级图与规划廊道叠加,识别叠合段廊道,并根据累积阻力值分级选取前 2 级廊道。考虑到布设点越多,管理成本越大(张远景等,2016),故选取上述廊道的中心点加密布设暂栖地,提升生态廊道的结构稳定性,为道路胁迫下生物的迁移扩散提供更具针对性的保障,规划结果如图 7 所示。

3 结论与讨论

3.1 结论

本研究以盐城市大丰区为例,基于 GIS、Conefor Sensinode 等软件平台,借助核密度估计识别道路高密度聚集区,完成了道路胁迫下沿海滩涂地区生态源地的筛选、多情景阻力面赋值与修正、生态网络构建与优化,得到如下主要结论:

(1) 中心城区、港口区等道路高密度区面积占全域比约为 8.21%,该高密度区范围内的自然生境面临更高的道路景观胁迫风险。

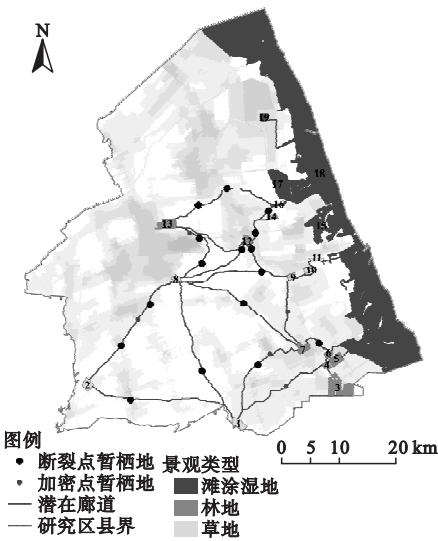


图 7 生态暂栖地空间分布
Fig.7 Spatial distribution of ecological stepping stones

(2) 路网胁迫情景下,潜在廊道曲度均值提升12.82%,廊道中绿地组分减少7.40%,表明道路景观胁迫致使生物迁移能耗显著提升,进而影响了生态系统中关键生态过程的空间格局。

(3) 生态网络中源斑块相互作用强度自沿海向内陆逐渐减小,其中沿海湿地与其他源地间作用力最强,可为远离道路高密度区的生物迁移提供天然通道。保护关键生境并参考道路聚集度合理布设暂栖地有助于提升源地服务功能、优化廊道连通。

(4) 生态网络规划过程中,结合道路密度等重要生态敏感性因子,量化其对阻力面赋值、生态网络组分与结构的影响,有助于识别人为干扰对生态过程的影响,理解景观格局变化的驱动机制,为区域生态安全格局构建提供有效支撑。

3.2 讨论

生态网络研究中,由于不同景观的阻力赋值缺少统一标准,且生态阻力因子复杂多样,模拟结果的有效性因此受到限制(陈春娣,2017),如何优化阻力面赋值进而优化生态网络规划结果受到了诸多学者的广泛关注。陈春娣等(2015b)基于控制变量法的思想,通过设计基于阻力赋值方式、景观粒度和景观整体破碎度的3因素分析实验,研究不同的景观格局下,阻力赋值方式对连接模拟的影响;彭建等(2017a)在自然灾害频发区结合地形坡度等生态敏感因子进行阻力修正;陈昕等(2017)在高速城市化区利用夜间灯光数据表征人为活动对生物迁移的干扰程度;孔繁花等(2011)通过设置多种阻力情景,完成廊道的差异化模拟与比选。本研究中,沿海滩涂区生态基底条件良好,地形坡度等自然敏感性因子作用相对局限,而交通路网既是城市扩张机制中重要的驱动因子(杨俊,2013),同时又是严重威胁生态系统的功能多样性与结构完整性的敏感性因子(周圆,2014),故结合道路生态学相关理论,以道路聚集度作为阻力面修正因子,构建单一道路缓冲区、道路高密度区2种干扰情景,与基本阻力面情景做模拟对比。该赋值优化方式与研究尺度相适应,可细化反映景观的阻力差异,尤其是同一景观内部的阻力分异水平,避免因根据地类统一赋值的方式忽视实际情况中同类型景观的阻力差异,进而更加科学有效地揭示人为活动对生态过程的干扰,理解景观格局变化的驱动机制。

生态网络规划可为区域生态安全格局的构建与优化提供支撑。目前,保护性规划多仅以服务功能

重要性或敏感性为关注点划定保护区,对重要景观连通性用地关注较少。以《江苏省生态红线区域保护规划(2013)》为例,生物多样性保护地、水源水质保护区、森林公园等大型功能性斑块为主要红线保护对象,但承担重要连通作用的生境斑块却因保护力度不足,面临着生态服务功能不断削弱甚至完全丧失的风险,例如沿海开发战略升级背景下,部分草地被开发成鱼塘和养殖池,后因水体污染,最终抛荒后转为未利用地(许凤娇,2018)。因此,以道路聚集度表征人为活动影响,构建沿海滩涂地区生态网络,有助于识别区域内承载关键生态过程的生境斑块,补充现有规划保护地,优化区域生态安全格局。

本研究基于景观生态学、道路生态学理论,基于控制变量法的思想设置多种阻力情景开展生态网络模拟,有效地展现了生态过程在道路景观胁迫下的空间格局变化。然而,生态迁移阻力的提升并不是道路景观胁迫的唯一结果,生境的结构完整性与功能多元性亦可能遭到破坏,进而影响规划中源地选取的有效性。本研究仅对道路高密度区内小规模生境斑块做剔除处理,对其受胁迫的风险等级识别较不足,据此探究人为干扰下关键生态过程变化规律可能会有一定的局限;未来可加入生境纳入保护性源地的适宜性评价等,建立多源地选取方式、多阻力情景构建模式的模拟实验探究,为区域生态安全格局的识别、构建与优化提供支撑与借鉴。

参考文献

- 蔡雪娇,吴志峰,程 炯. 2012. 基于核密度估算的路网格局与景观破碎化分析. 生态学杂志, **31**(1): 158-164.
- 陈春娣, Colin MD, Maria IE, 等. 2015a. 城市生态网络功能性连接辨识方法. 生态学报, **35**(19): 6414-6424.
- 陈春娣, 吴胜军, Colin MD, 等. 2015b. 阻力赋值对景观连接模拟的影响. 生态学报, **35**(22): 7367-7376.
- 陈春娣, 贾振毅, 吴胜军, 等. 2017. 基于文献计量法的中国景观连接度应用研究进展. 生态学报, **37**(10): 3243-3255.
- 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. 地理研究, **36**(3): 471-484.
- 邓 羽, 蔡建明, 杨振山, 等. 2012. 北京城区交通时间可达性测度及其空间特征分析. 地理学报, **67**(2): 169-178.
- 傅 强, 顾朝林. 2017. 基于生态网络的生态安全格局评价. 应用生态学报, **28**(3): 1021-1029.
- 古 璠, 黄义雄, 陈传明, 等. 2017. 福建省自然保护区生态网络的构建与优化. 应用生态学报, **28**(3): 1013-1020.

- 贾振毅, 陈春娣, 童笑笑, 等. 2017. 三峡沿库城镇生态网络构建与优化——以重庆开州新城为例. *生态学杂志*, **36**(3): 782-791.
- 孔繁花, 尹海伟. 2008. 济南城市绿地生态网络构建. *生态学报*, **28**(4): 1711-1719.
- 刘常富, 周 彬, 何兴元, 等. 2010. 沈阳城市森林景观连接度距离阈值选择. *应用生态学报*, **21**(10): 2508-2516.
- 刘世梁, 温敏霞, 崔保山, 等. 2008. 基于网络特征的道路生态干扰——以澜沧江流域为例. *生态学报*, **28**(4): 1672-1680.
- 彭 建, 郭小楠, 胡熠娜, 等. 2017a. 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. *应用生态学报*, **28**(2): 627-635.
- 彭 建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 2017b. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. *地理研究*, **36**(3): 407-419.
- 吴健生, 刘洪萌, 黄秀兰, 等. 2012. 深圳市生态用地景观连通性动态评价. *应用生态学报*, **23**(9): 2543-2549.
- 吴 榛, 王 浩. 2015. 扬州市绿地生态网络构建与优化. *生态学杂志*, **34**(7): 1976-1985.
- 肖 琛, 陈 雯, 袁 丰, 等. 2013. 大城市内部连锁超市空间分布格局及其区位选择——以南京市苏果超市为例. *地理研究*, **32**(3): 465-475.
- 谢慧玮, 周年兴, 关 健. 2014. 江苏省自然遗产地生态网络的构建与优化. *生态学报*, **34**(22): 6692-6700.
- 许凤娇, 吕 晓. 2018. 基于土地利用变化的江苏沿海地区生态风险格局. *生态学报*, **38**(20): 1-14.
- 杨 俊, 席建超, 解 鹏, 等. 2013. 基于CA模型的旅游小镇增长的时空模拟与应用——以河北三坡镇为例. *地理研究*, **32**(5): 915-923.
- 尹海伟, 孔繁花, 祈 毅, 等. 2011. 湖南省城市群生态网络构建与优化. *生态学报*, **31**(10): 2863-2874.
- 张远景, 俞滨洋. 2016. 城市生态网络空间评价及其格局优化. *生态学报*, **36**(21): 6969-6984.
- 周 圆, 张青年. 2014. 道路网络对物种迁移及景观连通性的影响. *生态学杂志*, **33**(2): 440-446.
- Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **29**: 207-231.
- Ascensão F, Lucas PS, Costa A, *et al.* 2017. The effect of roads on edge permeability and movement patterns for small mammals: A case study with Montane Akodont. *Landscape Ecology*, **32**: 781-790.
- Coffin AW. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, **15**: 396-406.
- Forman RTT. 1998. Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, **13**: III-V.
- Liu Y, Wang H, Jiao L, *et al.* 2015. Road centrality and landscape spatial patterns in Wuhan Metropolitan Area, China. *Chinese Geographical Science*, **25**: 511-522.
- Miller JR, Joyce LA, Knight RL, *et al.* 1996. Forest roads and landscape structure in the southern Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, **11**: 115-127.
- Muñoz PT, Torres FP, Megías AG. 2015. Effects of roads on insects: A review. *Biodiversity & Conservation*, **24**: 659-682.
-
- 作者简介 刘瑞程,男,1994年生,硕士研究生,研究方向为土地覆盖与变化。E-mail: lrcshining@163.com
- 责任编辑 张 敏
-