DOI: 10.5846/stxb202003150550

吴健生,罗可雨,马洪坤,王振宇.基于生态系统服务与引力模型的珠三角生态安全与修复格局研究.生态学报,2020,40(23):8417-8429. Wu J S, Luo K Y, Ma H K, Wang Z Y.Ecological security and restoration pattern of Pearl River Delta, based on ecosystem service and gravity model.Acta Ecologica Sinica,2020,40(23):8417-8429.

基于生态系统服务与引力模型的珠三角生态安全与修 复格局研究

吴健生1,2,罗可雨1,马洪坤1,王振宇1,*

1 北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院,城市人居环境科学与技术重点实验室,深圳 518055
2 北京大学城市与环境学院,地表过程分析与模拟教育部重点实验室,北京 100871

摘要:随着我国城镇化的快速推进,大型城市群及周边区域的生态环境问题日益突显。为了促进区域生态保护、生态修复以及 精细化生态管理,空间尺度上的区域生态安全和修复格局的识别必不可少。选取珠三角地区为研究对象。首先,基于 InVEST 生态模型计算区域关键生态系统服务,并根据 SOFM 神经网络模型识别以林地为主的 36 个生态源地,约占区域总面积的 29.56%。其次,基于最小阻力路径模型识别 141 条关键生态廊道(1900 km),10 个承接生态流流动的生态节点以及 2776 km²处 于生态过渡地段的高优先级生态修复区。最后,依据引力模型判定的生态廊道重要性,将重要生态源地及其辐射区域整合形成 东北部、西北部、东南部、西部和南部 5 个生态区。由此,提出以生态源地为核心、以生态廊道为主轴、以生态节点为承接点、以 生态障碍点为修复区的珠三角区域生态安全和修复格局,并对各类别生态要素提出相应生态修复与管理措施,有利于解决大型 城市群跨区域的共性生态环境问题。

关键词:珠三角;引力模型;生态安全格局;生态系统服务;生态修复

Ecological security and restoration pattern of Pearl River Delta, based on ecosystem service and gravity model

WU Jiansheng^{1,2}, LUO Keyu¹, MA Hongkun¹, WANG Zhenyu^{1,*}

Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, China
Laboratory for Earth Surface Process, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

Abstract: With the rapid urbanization in China, ecosystems and relevant ecological issues of large metropolitan areas have increasingly become a source of concern. To promote ecological protection, restoration, and refined management, it is necessary to analyze and identify regional ecological security and restoration patterns. Here, we used the Pearl River Delta region as the study area. First, six key ecosystem services were quantitatively modeled and mapped based on the InVEST ecological tool. Some parts with high ecosystem services were identified as ecological sources according to the self-organization feature map (SOFM) neural network model. Second, a resistance surface of ecological flow was developed by integrating the factors of surface land cover, landscape connectivity, and human activities. Subsequently, the minimum cumulative path model was used to identify the basic trend of the regional ecological corridor and the spatial distribution of ecological nodes. Based on this analysis, the gravity model was applied to classify the importance of ecological zones and ecological sources, mainly forest land, were identified, which accounted for approximately 29.56% of the total area. In addition, based on the least resistance path model, we identified 141 key ecological corridors (1900 km), 10 ecological nodes connected with ecological flow, and 2776 km² high-priority ecological restoration area.

收稿日期:2020-03-15; 修订日期:2020-10-10

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFB2102000)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhenyu_wang@pku.edu.cn

Finally, the key ecological sources and their radiating areas were integrated to form five ecological zones in the northeast, northwest, southeast, west, and south, according to the importance level of the ecological corridors determined by the gravity model. Therefore, this study proposed a regional ecological security and restoration pattern of the Pearl River delta, which took ecological source as the core, ecological corridor as the main axis, ecological node as the connecting point, and ecological obstacle point as the restoration area. Corresponding ecological restoration and management measures were also put forward for various ecological elements, which would be beneficial for solving regional ecological issues in large metropolitan areas.

Key Words: Pearl River Delta region; gravity model; ecological security pattern; ecosystem services; ecological restoration

随着生态文明建设上升为国家战略,生态安全与保护修复格局的构建成为国土安全和国民安全的重要战略内容^[1]。因地制宜识别生态安全关键区域并加强生态保护、识别生态系统保护关键区域并推进修复和综合治理,将为国土空间的针对性生态保护修复与自然资源管理提供重要理论与技术方法^[2]。目前,以"山水林田湖草为生命共同体"为理念的生态保护修复工作已经在全国布局了 25 个保护修复试点工程,涉及到草原、沙漠、高原、山区森林、流域湿地和喀斯特地区等多种地貌类型,包括生物多样性、热带雨林、水土保持、水源补给和沙漠化防治等多种国家生态功能区^[1]。然而,当前研究在尺度上重局部而轻宏观,较少以生态系统整体性和连通性的视角对宏观尺度的生态保护修复进行研究。另外,研究对象上侧重于重要自然生态功能区和已破坏生态系统,而以城市圈及周围自然区域为整体的自然一人类社会复合系统的生态安全和保护修复格局研究、及相应精细化生态管理则处于相对滞后的阶段。但是,伴随着我国的快速城镇化过程,大型城市群日益涌现,区域的协调性不断增强,城市及周边区域尺度的生态安全与修复研究越来越紧迫。

城市及其周边区域的生态系统的生态安全格局的内涵,从自然生态系统自身的稳定^[34]扩展延伸到了人 类社会系统的生态需求的稳定供给^[5]。该关键性空间格局不仅能保持区域健康协调发展^[6],也能为城市及 其居民享受生态系统服务提供基本保障^[7]。当前生态安全格局研究中,基于景观理论的"源地—节点—廊 道"研究范式遵循综合性、整体性、区域性和最优原则^[8],对于指导生态保护和生态修复具有重要参考意义。 但是,现有的生态安全格局的研究多侧重于生态组分的识别与空间组合,而对于其关联关系及相对重要性的 研究涉及较少。另外,在土地资源紧张的情况下,当前城市化进程中的生态修复问题应当纳入生态安全格局 构建之中。而对生态廊道重要性的划分,有利于合理取舍城镇化用地和重点修复区域,并维护区域生态安全 的整体性。

引力模型对于地理要素在空间中的集聚特征^[9]和关联关系^[10]的探究能够很好地表征事物联系的规律; 也可以量化个体层次上的群体特征,如人口和栖息地生物的流动^[11]。引力模型无论是在个体层次上、还是在 宏观视角上,都能够模拟和表征地理要素在空间上的流动特征以及不同要素之间的相互作用。因此,本文借 用该模型模拟生态流在不同生态源地之间的流动所产生的关联关系,定量表征承载这种关联关系的廊道的重 要性。

随着粵港澳大湾区重要战略的颁布与实施,珠三角区域一体化的推进和区域合作的加强,环境问题向周 边地区转移扩散,业已超出了城市所管辖的行政边界,区域尺度下的生态问题日益突出^[12]。构建区域生态安 全格局、识别重要生态修复区,不仅对于缓解区域社会经济发展的生态约束、有效应对城市化带来的环境问题 有重要意义,也对落实区域绿色、协调发展理念、可持续发展提供生态基础和空间支撑。因此,为了构建有利 于经济发展和生态保护协调共赢的生态安全和修复格局,本文以珠江三角洲区域作为研究区开展如下研究: (1)根据该区域生态基底的关键生态系统服务,进行综合生态系统服务重要性分析,使用 SOFM 网络模型识 别出对区域具有重要作用的生态源地;(2)综合景观连通性分析、土地覆被类型和人类活动强度构建生态阻 力面,通过最小阻力路径模型识别生态流流动廊道;(3)以生态系统服务总量和阻力系数表征质量和引力,用 引力模型模拟不同生态源地之间联系,从而划分不同生态分区和生态廊道的重要性;(4)识别珠三角区域的 边界限制的生态安全格局构建与生态保护修复的精细化管理提供科学建议。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

珠江三角洲地区(21.71°—24.39°N,111.36°—115.42°E)区域位于广东省南部(图1),包括九个地级市, 分别是广州市、深圳市、肇庆市、中山市、佛山市、珠海市、东莞市、惠州市、江门市,总面积约5.6万km²。珠三 角地区为我国经济最具活力地区之一,也是粤港澳大湾区战略的主要组成部分,是我国改革开放的最前沿地 区。该区域系珠江两大支流经过河流冲刷沉积形成的河流三角洲区域,三面环山,一面向海。属亚热带季风 气候,夏季多雨湿热,冬季温和湿润,全年均温22—23℃。从地域系统的角度来看,在地质地貌、气候和生物 群落特征上都呈现出整体性。

1.2 数据来源

本研究所用数据包括:(1)2015年中国土地利用现状栅格数据(中科院资源环境数据云平台),空间分辨 率为1km。该数据集将土地覆被类型分为六个一级类型,分别为耕地、林地、草地、水体、建设用地、未利用 地。(2)DEM 数据(地理空间数据云)为 STRM 数字高程模型数据,空间分辨率为 30 m。(3)2004—2015年 气象数据(中国气象数据网,http://data.cma.cn),包括风速、气温、降水数据等(4)2015年 NPP_VIIRS 夜间灯 光数据(https://www.noaa.gov/),空间分辨率 500 m。(5)2015年 MODIS MCD15A2 植被叶面积指数数据(地 理空间数据云),空间分辨率为1 km。(6)珠三角地区道路交通等基础矢量数据(www.openstreetmap.org)。



图 1 珠三角地区位置及土地利用 Fig.1 Location and land use in the Pearl River delta region

2 研究方法

2.1 生态源地识别

2.1.1 生态系统服务模拟

生态系统服务是生态系统提供给人类的惠益^[13]。生态系统服务既能表征自然生态系统的供给,又能指向人类社会的生态需求,故能够反映复合系统在空间上的优先保护次序。本研究生态源地的识别依据多种生

态系统服务及其服务总量的综合分析。依据联合国千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, MA)^[14]的生态系统服务分类方案,选择基本涵盖了与水文、土壤、气候、生物地理要素相关的人类需求的6种关键服务(表1),以揭示研究区域关键生态系统服务的空间格局。

	Table 1	Key ecosystem services and calculation methods
服务类型	生态系统服务	基本原理
Service type	Ecosystem services	Basic principle
供给服务 Supply service	产水量	计算依托于所处的某一流域的特定像元的产水量来估算区域内所有像元的产水量而得 到区域整体的产水量空间分布情况。对于特定像元的产水量的影响因子主要有气候因 子、地形因子、土壤状况、下渗率等。降雨和气温等气候因子以及土壤质地值的设定参考 相关研究 ^[15-16] 地形因子包括坡度、坡向以及地势,土壤饱和导水率使用 Neuro Theta 软 件 ^[17] 中计算。
调节服务 Regulating services	碳固定	$C_{\text{total}} = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{dead}} + C_{\text{soil}}$,式中, C_{total} 为整个研究区域的总含碳量; C_{above} 为地上碳库 固碳量; C_{below} 为地下部分碳库固碳量; C_{soil} 为该区内土壤碳库的固碳总量。以上各碳库的 单位均为 t/km^2 。参考研究 ^[18] 设置各碳库的碳密度。
	水质净化	首先,构建输出系数确定地类的污染物的输出负荷 ^[16] ,并将该种负荷在像元尺度上进行 修正。其次,计算像元 <i>i</i> 的污染物输出转移能力。 $PM_{max} = F \times A \times T \times (1 - R)$, $F = V_i \times C \times 3600$,式中, PM_{max} ,为单位面积内的植被
	植被滞尘	有效滞尘量($\mu g/m^3$); <i>F</i> 为研究时段内, 增位面积污染物的吸附量($\mu g m^{-2}h^{-1}$), 与风速和 污染物浓度有关; <i>A</i> 叶面积指数(m_{plant}^2/m_{ground}^2); <i>T</i> 为评估时长; <i>R</i> 为植被滞尘同时向空气
支持服务 Supporting services	生境支持	中的返还率; V_d 为植被叶表面对污染物的吸附速率(m/s); C 为 PM _{2.5} 浓度(μ g/m ³) ¹⁹]。 耕、林、草、水作为保护较好的生境。为排除威胁源重叠效应 ^[20] ,将威胁源分为人类定居 点为主的建成区和连接人类定居点的区域性交通道路 ^[21-22] 两大类。
	土壤保持	模型算法在以美国农业部所研发的通用土壤流失方程的基础上进行整合和优化,计算土 壤的年侵蚀量或流失量。这一方法由 Borselli 等 ^[23] 提出,并逐渐在许多地区推广试用并 取得一定的效果 ^[24-26] 。

表1 关键生态系统服务与计算方法

其一,供给服务选取产水服务。区域的水资源安全对于区域内的人类社会系统与自然生态系统的稳定发 挥着重要的作用^[6]。水资源在时间和空间上的稳定供给不仅保证生产生活的安定有序进行,更维系生态系 统自身生态活动的正常运行。其二,调节服务包括碳固定、水质净化和植被滞尘。珠三角作为一个完整的地 域系统,其内部存在着相对完善且独立的物质循环系统^[15]。区域的固碳能力影响区域参与全球碳循环进而 影响该区域的整体生态系统服务效益^[27],因此对固碳能力的有效识别和观测对区域的生态系统服务具有重 要作用。生态系统的自我净化能力对于一个区域的整体生态系统的稳定具有重要作用,例如水质净化生态系 统服务可以截留与降解污染物生态系统,植被通过吸纳滞留悬浮颗粒物提供重要生态系统服务^[28]。其三,支 持服务分为生境支持和土壤保持。生境是人类社会系统和自然生态系统交互作用的结果^[29],自然生态系统 本身的生境质量高低与其所处空间位置距离威胁源远近有关^[30]。珠三角区域降水丰沛集中,土壤侵蚀流失 严重破坏景观质量的稳定性,同时还导致下游河道的泥沙淤积和水质恶化^[31]。土壤状态的稳定对维持生态 系统稳定具有基础性作用,土壤保持能够较好的刻画生态系统对自身水土稳定的保持能力。具体模拟与计算 过程采用 InVEST 综合分析工具中的相应生态模型^[32]。

2.1.2 SOFM 网络聚类

神经网络是一种以网络拓扑知识为原理的运算模型,凭借其智能化的自适应学习能力和高度非线性的逻辑操作而广泛应用于各学科领域,例如生态和土地利用规划等^[33]。自组织特征映射网(Self-Organization Feature Map,SOFM)是一种无外部教师或评判指令下、仅以输入数据学习的无监督分类分类。SOFM 网络共有两层,即输入层和竞争层。竞争层的每一个网格节点都是输出节点,它们之和相邻的其他节点相连,每个神经元的外部输入一致^[34]。由输入层到输出层的映射,不仅仅是单纯的数据压缩,更是一种规律发现。

生态源地是区域内综合生态系统服务较高,斑块面积较大,对维持区域的生态系统稳定以及为人类社会

(1)

提供生态系统服务的主要区域。本研究在模拟得到各生态系统服务的基础上,使用 MATLA 2019a 进行 SOFM 网络聚类,提取具有较高生态系统服务的重要生态源地。与传统的自然断点法提取生态源地相比,使用神经 网络的方法能将高维属性特征有序地映射在两维输出平面上,使得相似的样本栅格在 SOFM 网输出平面上位 置相近。考虑到生态安全格局的主要景观要素具有一定的规模性和空间连片特征,且零碎小斑块的对生态安全格局影响小、对生态流流动的联通作用差,因此本文剔除了不具规模的零碎小斑块,合并了空间聚集的 斑块^[35]。

2.2 生态廊道识别

生态廊道作为连接不同生态源地之间的桥梁与纽带,在促进源地间物质、能量和信息流动中发挥了不可 替代的作用^[36-37]。廊道具有较高的生境质量,相较狭长^[38]。生态流的通过阻碍受到三个方面的影响:第一, 像元在该点的土地覆被类型为根本因素,参考其他研究^[6-7]对不同土地利用类型的生态阻力赋值;第二,景观 连通性指标从景观结构的角度丰富对土地类型的考量,可以在空间连通结构和生态流传输功能上对不同的土 地覆被类型的阻力值进行修正;第三,人类活动强度反应去自然化的程度,使得生态阻力面的构建更符合现实 人类活动干扰下的生态流的流动的实际情况^[39]。因此,本文综合土地覆被类型、景观连通性以及人类活动强 度,构建生态耗费阻力表面。

以生态源地的几何中心为生态源点,基于生态阻力面,以生态源点作为生态流的"源"和"汇",利用最小 累计阻力模型识别生态廊道的基本走向和空间位置。为了便于模拟,参考 Forman 对廊道的分类^[22],将其简 化为线状廊道。现实廊道的走向是规避人类活动及人类胁迫的结果,因此存在一定程度的弯曲,这种弯曲度 用阻力系数表示。在本研究中用廊道间的实际长度比上该廊道所连接的两源地的直线距离的比值作为生态 流在两源地间流动的阻力系数,计算方法如下:

式中,r代表阻力系数;d为两源地间廊道实际长度;l为两源地源点的直线距离。阻力系数越大,说明两个源地之间在最短距离上进行生态联系所要克服的空间障碍就越大。

r = d/l

2.3 生态节点和生态障碍点识别

在本研究中,将生态节点和生态障碍点识别为生态修复区。首先,生态节点作为生态安全格局的交通枢 纽,可以节省生态流流动所受的阻力、促进生态流向多方向流动、对接区域和城市绿地同生态源地。生态节点 的空间位置和作用决定了在生态安全格局构建中的关键地位,其对提高局部特别是建成区等阻力较大片区的 生态连通性尤为重要,然而该部位规模小且薄弱、对外在干扰的恢复力弱、面临较大的生态退化风险^[4041]。 节点的损失会极大地损害景观连通性和生态流流动,因而需要加以保护和修复。将生态节点纳入生态修复的 优先选择,有利于促进针对性生态保护。

其次,生态障碍点是生态系统中对于提高生态源地之间的边际连接效果具有关键作用的部位,该部位可 以严重影响区域生态源地连通性,因此具有优先保护和修复的重要性。具体方法是通过设置移动窗口搜索半 径,基于生态阻力面对窗口内阻力值重新赋值,采用新阻力面重新计算最小成本距离。然后通过对比生态修 复前后的最小成本距离改进百分比,来代表区域生态修复后对源地连通性的提升效果,提升效果越大,则对区 域采取生态修复措施的优先级就越高。该过程使用 ArcGIS 和 Linkage Mapper 工具识别。

2.4 引力模型

当前人类社会与自然生态系统的互动产生诸多生态安全问题,例如侵占生态廊道等,应将当前城市化进 程中的生态修复问题纳入生态安全格局构建之中。生态廊道的重要性是对生态功能重要性、连接的网络中心 的重要性、自身条件(物种多样性、土地利用结构、生态阻力)、开发风险(周边人类活动的干扰或保护)等方面 的综合评价^[42]。在前文阻力面和景观要素基础上,利用引力模型着重补充生态廊道的生态功能和网络连接 重要性。具体来说,第一,生态廊道作为承载源地之间交流的通道存在空间上的重叠,即承担越多生态流的流 动廊道路径其重要性越高;第二,较大源地之间的生态廊道所承载的生态流的量越大,其重要性越高。由此, 基于引力模型计算生态源地间的相互作用,以此确定联系比较紧密的生态源地和重要生态廊道。两源地间的 引力越大说明连接两源地的生态廊道所承载的生态流的流动量越多、其重要性也越高。在本研究中,引力模 型计算公式如下:

$$F = G \frac{M_i M_j}{d^r} \tag{2}$$

式中, F表示源地之间的引力大小; M_i、M_j表示等权重叠加后源地 i, j 的生态系统服务总量; d 为两源地间的 直线距离; l 为生态流在两源地间的实际流动的最小距离, 即廊道的长度; r 为阻力系数, 上文已求得; G 为常 数。本研究中应用及相关变量的计算方法如表 2 所示, 基于以上数据处理计算源地间关联关系。

	表 2 引力模型相天变量		
T	able 2 Correlation variables of gravity	model	
参数 Parameters	指标 Indicators	计算方法 Calculation method	
生态系统服务总量 Total ecosystem services	产水量	无量纲处理后等权重叠加	
	水质净化		
	生境质量		
	植被降尘		
	碳储存		
	土壤保持		
阻力系数 Resistance coefficient	源地间实际距离	实际距离/直线距离	
	源地间直线距离		
引力常数 Gravitational constant	常数	常数	

2.5 技术路线

依照本文主要研究内容,结合对应的技术方法,设定本论文的技术路线如图2所示。



图 2 技术路线 Fig.2 Technical route

3 结果与分析

3.1 生态系统服务空间布局

通过生态系统服务的模拟与计算,并经过归一化处理,得到不同生态系统服务的空间布局,以及珠三角地 区的综合生态系统服务空间分布(图3)。珠三角地区的综合生态系统服务高值区域主要分布在以林地、草地



图 3 综合生态系统服务空间分布 Fig. 3 Spatial distribution of integrated ecosystem services

为主的区域,建成区的综合生态系统服务值普遍偏低。具体空间分布特征包含以下几点:(1)珠三角区域整体生境质量较好,生境质量高值区域和林地分布呈现一致性。生境质量较高的区域所占面积超过 50%,分布在西北和东北部区域,这些区域坐落在惠州、肇庆市;低值区域主要聚集分布于珠三角近入海口处的城市建成圈。(2)珠三角地区的水质净化服务总体较好,其中珠三角外围圈层尤甚,包括肇庆、惠州、江门、广州、深圳 六市。城市化地区的氨氮输出量较、水质净化服务较低,主要分布在珠三角中部地区(包括东莞、佛山、中 山);水质净化服务以林地主要地类的区域,氨氮总量输出量整体贡献最低、水质净化能力越高;耕地和草地 对氨氮等营养负荷的截留效果次之。(3)碳储存服务在总量上的空间分布上呈现两极分化趋势,滩涂湿地和 林地的碳储存量较高。部分山区城镇居民点的分布使得高值区域的整体性降低。低值区域的分布基本位于 城市建成区。(4)植被滞尘服务植被滞尘服务较好的区域主要分布在植被覆盖度较好的山区,例如莞交界山 区以及深圳大鹏半岛地区、中山珠海交界山区;植被滞尘服务较差的区域主要为中部平原三角洲人口较为稠 密地区,包括东莞、中山、佛山、珠海、深圳等。(5)土壤保持整服务整体状况不佳,空间分布上有明显的高低 分异,低值区域主要分布在土地覆被状况较差的中部城市建成区。西北和东北(肇庆市、惠州市)的水土保持 服务能力低值区域的面积均在 30%左右,其他区域有超过各 50%以上的土壤具有低和较低级别的水土保持 服务能力低值区域的面积均在 30%左右,其他区域有超过各 50%以上的土壤具有低和较低级别的水土保持 更多能力低值区域的面积均在 30%左右,其他区域有超过各 50%以上的土壤具有低和较低级别的水土保持 服务能力低值区域的面积均在 30%左右,其他区域有超过各 50%以上的土壤具有低和较低级别的水土保持 无能力低值区域的面积均在 30%左右,其他区域有超过各 50%以上的土壤具有低和较低级别的水土保持 无常变。中部区域(东莞和中山)整体处于河流下游,产水量较低,水源涵养功能较差,面临自然降水蓄积的严重 不足的考验。

3.2 景观要素识别

所识别的生态要素如图 4 所示:(1)通过 SOFM 神经网络聚类,本研究将约 15968.14 km²的综合生态系统 服务较高的区域划分为 36 个生态源地,约占珠三角区域总面积的 29.56%。生态源地 97.3%为林地,2.1%为 林地和草地。从空间分布上来看,面积较大的生态源地主要分布在珠三角西北、东北和西南区域;东南沿海区 域和莞深交界处,分布有面积较小的生态源地。(2)通过构建阻力面和最小阻力路径法,计算识别生态廊道 141 条,总长度为 1900 km;主要分布在生境质量较高、阻力系数较低西北、北部、东北、西南的非建成区。(3) 生态节点既属于生态源地,又是生态流流动起承接作用的廊道交点;综合考虑生态节点所具备的结构和功能 特征,本研究识别生态节点共 10 个。这些生态节点均位于生态源地内部,区域内北部、西南和东部分别分布 2、3、5 个生态节点,呈现三角形顶点空间部分形态。



Fig.4 Spatial distribution of ecological elements

3.3 基于引力模型的生态安全格局

3.3.1 生态分区

本研究根据引力大小判定重要生态源地的辐射区域,以此来进行生态分区的划分。对于重要生态源地的 选取原则,首先是区域内规模较大的生态源地;其次,选取的重要生态源地之间须有较大的建成区隔离以保证 辐射范围界限。根据以上两个选取原则,共选取5个重要生态源地,并根据引力模型计算结果划分生态分区 (表3)。重要生态源地包含1、9、13、28、31五个,连同辐射生态源地分别组成西北、东北、东南、西南和南部生 态功能区。例如,由于1号生态源地对3、6、8、14、15号生态源地有较强的关联作用而划分为西北部生态功能区。从图5可知,西北部和东北部生态功能区的团聚程度和规模较优,重要源地与辐射源地之间的关联作用可以用于保护生态功能区连接的完整性;东南部、西部和南部生态功能区团聚程度和规模均较差,需对连接同一生态功能区中受损的生态廊道进行生态修复,以维护生态功能区的互联互通。

Table 3 Ecological function partition table					
生态分区 Ecological zoning	重要生态源地编号 No. of important ecological habitats	辐射生态源地 Radiation ecological source			
西北部 Northwest area	1	3 6 8 14 15			
东北部 Northeast area	9	2 \4 \5 \7 \10 \11 \12			
东南部生态功能区 Southwest area	13	16,17,20,21,22,23,24			
西部生态功能区 West area	28	18,25,26,30			
南部生态功能区 South area	31	32 \33 \34 \35 \36			

表 3 生态功能分区表 Fable 3 Ecological function partition table

3.3.2 生态廊道的重要性探究

本研究以廊道过境次数和廊道承载能力来综合表征珠三角区域的生态廊道的重要性(图4),首先,较为 重要的廊道主要分布在珠三角北部地区,其重要性在于连接了西北和东北部量大重要生态源地和生态区,对 于维系珠三角区域东西向生态流的流动具有重要作用;其次,次重要廊道作为重要廊道的延伸,连接西北部和 西南部生态源地、东北部和东南部生态源地,其在空间上的延伸有利于东南部和西南部生态源地同保存较好、 生境较高的西北和东北部生态源地的联系,进而维护区域的生态系统的整体性。另外,分布在珠三角区域东 南部和西南部之间的生态源地间的阻力系数较大,珠江入海口的空间阻隔使得两地间的生态联系较低。生态 廊道作为源地间生态流流动的基本载体,其形状和弯曲程度对于生态流流动具有一定的影响。也因此说明, 在珠三角东南部区域的生态源地同珠三角西南部的生态源地之间,进行生态流流动需要克服巨大的阻力才能 实现关联。

3.3.3 生态安全和生态保护修复

图 5 显示了基于引力模型构建的"源地—廊道—节点"生态安全格局。在关键生态要素识别的基础上, 对生态源地进行提取和定量表征;利用最小阻力路径模型识别珠三角生态廊道共 141 条;根据廊道的交点确 定的生态节点共有 10 个。这些关键生态要素广泛分布在东北、西北、南部的山区,构成了生态安全的基本骨 架和生态主轴。该生态主轴在空间上的分布,呈现对建设用地的半包围态势。从整体上来看,这种景观生态 要素的空间分布能够较好的保持珠三角区域的生态系统整体性以及生态结构的稳定,一方面,这种分布态势 可以较好的阻隔域外的不利环境因素对珠三角区域的破坏和干扰,起到较好的屏障作用;另一方面,该区域内 的负面生态环境问题能够较好的稳定控制在本区域内,因而不能扩散到区域以外。

图 6 呈现了通过 Barrier Map 识别出的优先生态修复区,面积总共 36059 km²,其中高优先级区域占 7.7%, 中优先级区域占 26.0%,低优先级占 20.3%。深圳市、东莞市和惠州市有高优先级生态保护与修复区珠三角 区域东部 7 处,在珠三角北部分佛山市、广州市和肇庆市有 4 处,在西南部的江门、珠海和中山市有 5 处。这 些优先修复区均处于高阻力值与低阻力值之间的过渡处,成为生态源地与城市用地之间的桥梁和枢纽。从土 地利用来看,待修复区域主要为耕地和建设用地,可以实施部分低质量耕地退耕还林,在城市建设用地增强公 共绿地、风景林地、防护绿地、行道树及干道绿化带的绿化。此外,加强对重要生态廊道、生态节点和高优先级 生态修复区的保护和修复,进而提高珠三角的生态稳定性和抗干扰力,有利于发挥该区域不受外部环境负面 干扰的屏障作用,同时也保证了珠三角区域的生态系统服务稳定供给。



4 讨论

4.1 珠三角生态系统服务的空间差异性

由结果分析部分可知,珠三角的不同生态系统服务以及综合叠加结果,均显示具有明显的空间差异性。 造成这种结果的主要原因在于,首先是人类活动的影响,农村居民点对生态源地造成空间分割,高值生境斑块 呈现破碎化趋势;城镇居民点对生境的负面影响相对较大,城镇区域扩大将会使整体生境质量进一步降低。 其次,西北部和东北部山区生境质量优于中部建成区,具有较优的植被滞尘和水质净化生态系统服务。这种 分布主要是由于山区既能有效降低空气中的颗粒物含量、也可以起到阻隔跨区域的污染物,维持珠三角区域 的空气质量稳定。另外上游产水量经过地表径流汇集保证了下游城市地区的水源供给,但河流上游地区的山 谷和城镇地区氨氮输出总量较大,水质净化能力较低,对水质安全有较大负面影响。再者,大量不透水面降低 了水流渗透和蓄积作用^[43],导致城市建成区土壤保持和水源含量功能较差,水土流失相关的生态问题较为广 泛,提升水土保持生态系统服务应得到各地市的普遍重视。总体而言,珠三角区域人类活动强度与生态系统 服务功能强度呈现负向关系,未开发地区提供区域内部主要的生态系统服务。

生态系统服务空间模拟是景观要素识别的基础,其结果的准确性与可靠性对于所构建的生态安全格局至 关重要,因此本研究所应用的方法均为学界较为常用的模拟手段。由于缺少实地的观测和实验室的模拟,因 此基于经验和模型的生态系统服务的空间模拟可能存在一定的误差^[44]。此外,在本研究中,对于多种生态系 统服务的处理均采用同一种尺度,忽略了不同生态系统服务的尺度依存效应^[45-45]。

4.2 珠三角生态安全和修复格局的重要性

在现有景观生态安全格局中,以生态源地为核心、以生态廊道为主轴、以生态节点为承接点、以生态障碍 点为修复区,构成了珠三角区域内生态网络。其中,生态源地主要分布在除中部建成区以外的西北部、东北 部、东南部、西南部山地丘陵的地区,由林地构成了维系珠三角区域生态安全的基础。同时,生态廊道连接了 生态源地之间生态流流动的最佳路径,生态主轴将各景观要素在空间分布和功能上整合,维持了区域生态系 统的整体性^[38]。此外,生态节点可以节省生态流阻力并提高系统韧性,为生态流在该点向区域多方向流动提 供了可能,故而任何一个节点受到破坏都不会影响生态源地之间建立联系。进一步,生态障碍点的修复可以 提升生态源地的连通性并获得更加健康的生态流网络。由此可知,以上关键生态要素维护着该地区生态稳定 和生态服务整体性,对域外生态威胁起到较好的屏蔽作用。因此,应以上述生态要素为抓手进行生态保护和

向研究

8427

修复,从而对生态格局的关键部位进行精细化管理和保护。

本文在前人研究基础上有进一步的推进。其一,在生态要素的识别中提出使用 SOFM 神经网络对区域关 键生态系统服务聚类分析提取生态源地,既能够避免传统阈值选择方法中的主观划分,也可以消除量纲影响, 方法科学可行。其二,基于生态系统服务量和生态流阻力系数的定量表征,引力模型计算得到的廊道的重要 性,反应两个源地之间潜在的关联性和互动程度的大小。由于生态廊道将各生态要素联系成一个整体,在功 能上促进了生态系统服务沿生态廊道在空间上的扩展便于人类利用,为区域的生态安全提供了空间支撑^[26]。 因此,将引力模型用于重要廊道的识别有利于维持生态源地间的联系程度,通过连接城市内部以及城市边缘 的绿地维护整个区域生态结构和功能。进一步地,本文综合人类需求和自然生态要求,从区域视角整合自然 生态系统与人类社会生态系统、从生态稳定视角联系生态修复与生态安全格局,优先保护和修复关键生态要 素,有助于完善生态安全格局的现实应用价值,并加深人类对自然生态系统和人类社会生态系统互动关系的 认识。

4.3 珠三角生态修复与管控建议

生态安全格局为"被动修复"向"主动适应"的国土空间修复提供了重要的空间优化途径^[47],保护和修复 所得关键生态要素和生态障碍点,可以提升区域整体的生态系统服务供给和流动能力。根据以上研究结论及 珠三角实际情况,本研究提出相关生态修复和管控建议:

首先,控制城区合理扩张,摒弃一味的"摊大饼"的建设模式,重视城镇及农村居民点周边的环境保护,避 免面积扩张所带来的区域生境质量的整体性降低。其次,加强对重要生态源地为核心的生态功能区进行管理 和保护。其中,破碎化程度较高、规模较小的南部、西部和东南部生态功能区(图 5)具有较高的生态退化风 险,应着重加强生物多样性功能保护区建设,并修复区内受损生态廊道以维持生态源地的互联互通。对于完 整性较好的西北部和东北部林地和山地可以作为绿心建设,采取生态空间圈层控制^[2],保障自然保护区内居 民经济利益和正常生活。再者,严格保护承担生态主轴角色的中、高等重要性生态廊道和关键生态节点(图 4),并提高区域生态系统整体性。例如,进行入河排污综合整治,以沿河绿道、南粤古驿道作为维持珠三角东 西两翼生态区的联通与互动的纽带。最后,从生态修复视角出发,科学合理地依次对高、中、低三级生态修复 区进行修复。实施部分低质量耕地退耕还林还湖、加强基本农田整治工程;在建设用地增强公共绿地、风景林 地、防护绿地、行道树及干道绿化带的绿化;进行湿地修复、湿地绿化、清污截污、污水处理等水体的修复。通 过修复生态障碍点可以提升周边生态功能区的源地规模,并形成更有效的潜在生态廊道。同时,构建环境监 测网络、红树林保护区水鸟监测体系,建设智慧生态城市,面向公众服务并促进提供公众生态环境保护意识。

总体上,通过加强对重要生态廊道、生态节点和高优先级生态修复区的保护和修复进而提高珠三角的生态稳定性和抗干扰力,有利于发挥该区域不受外部环境负面干扰的屏障作用,同时也保证了珠三角区域的生态系统服务稳定供给。

5 结论

本研究以经历快速城市化过程的珠三角为研究区,围绕"生态系统服务模拟—生态源地识别与综合生态 系统服务量计算—廊道识别与阻力系数计算—生态区划分和廊道重要性探究—生态修复区"研究主线,构建 基于"生态源地—生态廊道—生态节点—生态障碍点"的珠三角生态安全和修复格局。本文识别 36 个具有 较高生态系统服务的生态源地、141 生态廊道和 10 个重要生态节等关键景观要素,以及 2776 km²处于生态过 渡地段的高优先级生态保护修复区。通过引力模型划分出重要生态源地的辐射区域,形成东北部生态区、西 北部生态区、东南部生态区、西部生态区,南部生态区;并以廊道重要性判定关键生态廊道,构成了生态主轴的 骨架,串联珠三角主要的生态要素。由此,以生态源地为核心、以生态廊道为主轴、以生态节点为承接点、以生 态障碍点为修复区,构成了珠三角区域的生态网络。本文从自然—人类复合区域生态系统整体性和系统性人 手,识别研究区内的突出的景观生态问题,建立区域协调性的生态安全和修复格局,为粤港澳大湾区生态文明 建设提供了提供了理论与方法,为大型城市群的精细化生态管理提供了科学思路。

同时,本研究仍存在部分有待改进之处。其一,尽管廊道的识别遵循了客观的方法,但破除行政边界的限制,在适宜尺度下或许存在更优的路径。其二,本文将廊道简化为线状要素,而廊道的现实存在可能会因景观 异质性出现形状和宽度的改变,下一步研究中可以对廊道宽度的识别进行完善。其三,生态过程的复杂动态 过程对分析结果产生不确定性,今后研究中可以构造模型对生态过程进行动态模拟和情景假设,以便于分析 不同政策和生态修复手段下的生态状况。

参考文献(References):

- [1] 吴钢,赵萌,王辰星.山水林田湖草生态保护修复的理论支撑体系研究.生态学报,2019,39(23):8685-8691.
- [2] 倪庆琳,侯湖平,丁忠义,李艺博,李金融.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.自然资源学报, 2020,35(1):204-216.
- [3] Li Y F, Sun X, Zhu X D, Cao H H. An early warning method of landscape ecological security in rapid urbanizing coastal areas and its application in Xiamen, China. Ecological Modelling, 2010, 221(19): 2251-2260.
- [4] Liu D, Chang Q. Ecological security research progress in China. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(5): 111-121.
- [5] 陈利顶, 景永才, 孙然好. 城市生态安全格局构建: 目标、原则和基本框架. 生态学报, 2018, 38(12): 4101-4108.
- [6] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 杜悦悦. 区域水安全格局构建: 研究进展及概念框架. 生态学报, 2016, 36(11): 3137-3145.
- [7] 吴健生, 马洪坤, 彭建. 基于"功能节点—关键廊道"的城市生态安全格局构建——以深圳市为例. 地理科学进展, 2018, 37(12): 1663-1671.
- [8] Ostrom E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science, 2009, 325(5939): 419-422.
- [9] 贾敦新. 基于重力模型的重庆及周边城市群关系研究. 地理空间信息, 2019, 17(2): 48-50.
- [10] 张吉岗,杨红娟. 滇中城市群均衡发展与空间联系的动态演化趋势研究. 生态经济, 2019, 35(5): 105-110.
- [11] Linehan J, Gross M, Finn J. Greenway planning: Developing a landscape ecological network approach. Landscape and Urban Planning, 1995, 33 (1/3): 179-193.
- [12] Jia X Q, Fu B J, Feng X M, Hou G H, Liu Y, Wang X F. The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shaanxi, China. Ecological Indicators, 2014, 43: 103-111.
- [13] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [14] Leemans R, Groot R S. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. London: Island Press, 2003; 67-68.
- [15] 李扬, 汤青. 中国人地关系及人地关系地域系统研究方法述评. 地理研究, 2018, 37(8): 1655-1670.
- [16] Frank D, Reichstein M, Bahn M, Beer C, Ciais P, Mahecha M, Seneviratne S I, Smith P, Van Oijen M, Walz A. Climate extremes and the carbon cycle-a review using an integrated approach with regional examples for forests & native ecosystems//EGU General Assembly 2012. Vienna, Austria: EGU, 2012.
- [17] Prusty B A K, Mishra P C, Azeez P A. Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 60(2); 228-235.
- [18] 吴健生,曹祺文,石淑芹,黄秀兰,卢志强.基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变.应用生态学报,2015,26(11):3457-3466.
- [19] Li J, Zhou Z X. Coupled analysis on landscape pattern and hydrological processes in Yanhe watershed of China. Science of the Total Environment, 2015, 505; 927-938.
- [20] Marques M J, Bienes R, Pérez-Rodríguez R, Jiménez L. Soil degradation in Central Spain due to sheet water erosion by low-intensity rainfall events. Earth Surface Processes and Landforms, 2008, 33(3): 414-423.
- [21] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T. InVEST VISION 3.3.3 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, 2015.
- [22] McBratney A B, Santos M L M, Minasny B. On digital soil mapping. Geoderma, 2003, 117(1/2): 3-52.
- [23] 方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 我国森林植被的生物量和净生产量. 生态学报, 1996, 16(5): 497-508.
- [24] Hou Y, Li B, Müller F, Chen W P. Ecosystem services of human-dominated watersheds and land use influences: a case study from the Dianchi Lake watershed in China. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(12): 652. [25] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban Forestry & Urban Greening, 2006, 4(3/4): 115-123.

- [26] Mo W B, Wang Y, Zhang Y X, Zhuang D F. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing. Science of the Total Environment, 2017, 574: 1000-1011.
- [27] Karlson M, Mörtberg U, Balfors B. Road ecology in environmental impact assessment. Environmental Impact Assessment Review, 2014, 48: 10-19.
- [28] Forman R T T, Alexander L E. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics, 1998, 29: 207-231.
- [29] Borselli L, Cassi P, Torri D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. CATENA, 2008, 75(3): 268-277.
- [30] Cavalli M, Trevisani S, Comiti F, Marchi L. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. Geomorphology, 2013, 188: 31-41.
- [31] López-Vicente M, Poesen J, Navas A, Gaspar L. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. Catena, 2013, 102: 62-73.
- [32] Sougnez N, Van Wesemael B, Vanacker V. Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain. CATENA, 2011, 84(1/2): 1-11. [33] 张刘俊. 基于 BP 神经网络的广汕铁路对广东海丰鸟类省级自然保护区生态影响综合评价. 湖南林业科技, 2019, 46(6): 91-96.
- [34] 冯喆, 吴健生, 高阳, 彭建, 宗敏丽, 王政. 基于 SOFM 网络的景观功能分类——以北京及周边地区为例. 地球信息科学学报, 2012, 14 (6): 800-806.
- [35] 彭建,李慧蕾,刘焱序,胡熠娜,杨旸. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710.
- [36] 邓金杰,陈柳新,杨成韫,徐志博.高度城市化地区生态廊道重要性评价探索——以深圳为例.地理研究, 2017, 36(3): 573-582.
- [37] Hepcan ÇC, Özkan M B. Establishing ecological networks for habitat conservation in the case of Çeşme-Urla Peninsula, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 174(1/4): 157-170.
- [38] Zhao C, Sander H A. Assessing the sensitivity of urban ecosystem service maps to input spatial data resolution and method choice. Landscape and Urban Planning, 2018, 175: 11-22.
- [39] Dickson B G, Albano C M, McRae B H, Anderson J J, Theobald D M, Zachmann L J, Sisk T D, Dombeck M P. Informing strategic efforts to expand and connect protected areas using a model of ecological flow, with application to the Western United States. Conservation Letters, 2017, 10 (5): 564-571.
- [40] 张远景, 俞滨洋. 城市生态网络空间评价及其格局优化. 生态学报, 2016, 36(21): 6969-6984.
- [41] 许文雯,孙翔,朱晓东,宗跃光,李杨帆.基于生态网络分析的南京主城区重要生态斑块识别.生态学报,2012,32(4):1264-1272.
- [42] 邓金杰,陈柳新,杨成韫,徐志博. 高度城市化地区生态廊道重要性评价探索——以深圳为例. 地理研究, 2017, 36(3): 573-582.
- [43] Schneider A, Friedl M A, Potere D. Mapping global urban areas using MODIS 500-m data: new methods and datasets based on 'urban ecoregions'. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(8): 1733-1746.
- [44] Bagstad K J, Cohen E, Ancona Z H, McNulty S G, Sun G. The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution. Applied Geography, 2018, 93: 25-36.
- [45] Andersson E, McPhearson T, Kremer P, Gomez-Baggethun E, Haase D, Tuvendal M, Wurster D. Scale and context dependence of ecosystem service providing units. Ecosystem Services, 2015, 12: 157-164.
- [46] Grafius D R, Corstanje R, Warren P H, Evans K L, Hancock S, Harris J A. The impact of land use/land cover scale on modelling urban ecosystem services. Landscape Ecology, 2016, 31(7): 1509-1522.
- [47] 彭建,吕丹娜,董建权,刘焱序,刘前媛,李冰.过程耦合与空间集成:国土空间生态修复的景观生态学认知.自然资源学报,2020,35 (1):3-13.