

DOI: 10.5846/stxb202101230245

陈万旭, 卞娇娇, 钟明星, 曾杰, 梁加乐, 曾源源. 交通通达度对生态系统健康的影响——以长江中游城市群为例. 生态学报, 2022, 42(14): 5721-5733.

Chen W X, Bian J J, Zhong M X, Zeng J, Liang J L, Zeng Y Y. Impact of traffic accessibility on ecosystem health: A case study of the middle reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 5721-5733.

交通通达度对生态系统健康的影响 ——以长江中游城市群为例

陈万旭^{1,2}, 卞娇娇¹, 钟明星³, 曾 杰^{1,*}, 梁加乐⁴, 曾源源⁵

1 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院, 武汉 430078

2 北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

3 信阳师范学院旅游学院, 信阳 464000

4 中国地质大学(武汉)公共管理学院, 武汉 430074

5 广东省城乡规划设计研究院有限责任公司, 广州 510290

摘要:完善的交通基础设施网络是形成高度同城化和高度一体化城市群的前提和基础,科学探测城市群地区交通通达度对生态系统健康状况的影响机理对城市群地区生态系统保护以及区域可持续发展具有重要实践意义和价值。基于多源数据分别测度了 1995—2015 年长江中游城市群交通通达度以及生态系统健康水平,并借助双变量空间自相关与空间回归模型从全局和局部的角度揭示了交通通达度对生态系统健康的影响机理。研究结果显示:(1)研究期间长江中游城市群生态系统健康状况总体呈现降低态势,山区生态系统健康水平显著高于平原地区;(2)双变量空间自相关分析结果显示交通通达度和生态系统健康水平之间存在显著的空间依赖性,二者之间主要的关系类型包括低交通通达度水平-低生态系统健康水平、高交通通达度水平-低生态系统健康水平和低交通通达度水平-高生态系统健康水平三种类型;(3)空间回归结果显示交通通达度的增加会导致生态系统健康状况的恶化,而且交通通达度对生态系统健康的影响具有显著的空间异质性。研究发现可以为长江中游城市群地区生态系统健康保护宏观调控政策制定以及差异化管控政策制定提供科学依据。

关键词:生态系统健康;交通通达度;双变量空间自相关;空间回归;长江中游城市群

Impact of traffic accessibility on ecosystem health: A case study of the middle reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations

CHEN Wanxu^{1,2}, BIAN Jiaojiao¹, ZHONG Mingxing³, ZENG Jie^{1,*}, LIANG Jiale⁴, ZENG Yuanyuan⁵

1 School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences (WUHAN), Wuhan 430078, China

2 State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

3 Tourism College, Xinyang Normal University, Xinyang 464000, China

4 School of Public Administration, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China

5 Guangdong Urban & Rural Planning and Design Institute CO., LTD, Guangzhou 510290, China

Abstract: The gradual improvement of traffic network in urban agglomeration plays an important role in the construction of national land development environment, construction of national land development structure, and optimization of functional space system. At the same time, it also causes serious disturbance to the structure and function of ecosystem and the health status of ecosystem, and seriously threatens the sustainable development of urban agglomeration. How to promote the high-

基金项目:国家自然科学基金项目(42001187, 42001231, 41701629);地表过程与资源生态国家重点实验室开放基金项目(2021-KF-03)

收稿日期:2021-01-23; **网络出版日期:**2022-03-23

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zengjie@cug.edu.cn

quality development of urban agglomerations and alleviate the disturbance and damage of urban agglomerations to ecosystem health has become an urgent problem to be answered and solved in the current development process of urban agglomerations. To scientifically reveal the spatial relationship between traffic accessibility and ecosystem health in urban agglomerations, and to clarify the impact mechanism of traffic accessibility on ecosystem health is an effective way to solve this issue. Based on multi-source data, this study measured the traffic accessibility and ecosystem health level in the middle reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations (MRYRUA) from 1995 to 2015, and estimated the influence mechanism of traffic accessibility on ecosystem health with bivariate spatial autocorrelation and an integrated spatial regression models from the global and local perspectives. The results showed that: (1) the overall ecosystem health in the MRYRUA exhibited a decreasing trend, and the ecosystem health level in the mountainous areas were significantly higher than those of the plain areas during the study period. (2) The bivariate spatial autocorrelation results showed that there was a significantly spatial dependence between traffic accessibility and ecosystem health. The spatial relationships between them mainly included low traffic accessibility-low ecosystem health level, high traffic accessibility-low ecosystem health level, and low traffic accessibility-high ecosystem health level. (3) The spatial regression results showed that traffic accessibility development would lead to the deterioration of ecosystem health. The impact of traffic accessibility on ecosystem health had significantly spatial heterogeneity. The results show that the ecosystem health is not only affected by the ecosystem elements of the local unit, but also by the health status of the surrounding units or distant units and other factors. Therefore, the trans-regional joint governance is particularly important in urban agglomeration. Secondly, the results show that the impact of traffic accessibility on ecosystem health has significant spatial heterogeneity, and local differentiated management and control measures for regional future traffic construction and ecosystem health protection are necessary for the sustainable development of urban agglomerations. The findings can provide a scientific basis for the formulation of macro-control policies for ecosystem health protection and differentiated control policies for urban agglomerations in the MRYRUA.

Key Words: ecosystem health; traffic accessibility; bivariate spatial autocorrelation analysis; spatial regression; the middle reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations

城市群地区交通网络的逐步完善,在国土开发环境的营造、国土开发结构的构建和功效空间体系的优化等方面发挥了重大作用^[1],同时也对生态系统结构和功能以及生态系统健康状况产生了严重干扰^[2-3],严重威胁了城市群的可持续发展^[4-5]。深入贯彻“五位一体”总体布局和新发展理念,坚持“尊重自然、顺应自然、保护自然”的发展方式是当前发展的重中之重。如何推进城市群的高质量发展,缓解城市群发展对生态系统健康的干扰和损害,成为当前城市群发展过程中迫切需要回答和解决的问题。科学揭示城市群地区交通通达水平与生态系统健康之间的空间关系,厘清交通通达度对生态系统健康影响机理是解决这一难题的有效方法和途径。

生态系统健康是指在一定时空范围内,不同类型生态系统空间镶嵌而成的地域综合体在维持各生态系统自身健康的前提下,提供丰富的生态系统服务的稳定性和可持续性^[6]。可以看出生态系统健康主要包括两个方面含义:生态系统自身健康和生态系统对于评价者而言是否健康,也就是生态系统服务能否满足人类需要,这是人类关注生态系统健康的实质^[7]。健康的生态系统除了强调生态系统自身健康以外,持续为人类提供丰富的生态系统服务的能力也是生态系统健康评价的重要方面^[7]。生态系统服务是生态系统健康评估的核心,可以很好地连接自然环境和人类福祉^[8]。关注人类福祉是生态系统健康新的研究指向,生态系统健康评估过程中纳入生态系统服务是明晰生态系统与人类福祉之间内在综合关联的有效途径^[9-10]。当前生态系统健康评估更加重视研究具体的生态过程,并侧重关注生态格局或过程造成的人类健康问题^[11]。而基于InVEST模型的生态系统服务评估可以很好地反映生态系统服务结构功能和生态过程,实现生态系统服务定量评估的空间化和动态化^[10,12]。但是,如何把基于InVEST模型的生态系统服务与传统的“生态系统活力-生

态系统组织力-生态系统弹性”逻辑关系有机衔接需要进一步探索。

交通基础设施的完善是城市群一体化、连通性以及网络互动关系等方面的重要纽带和通道,可以有效促进城市扩张、经济发展、人口流通和人口集聚,以及重塑区域城镇化、产业结构、经济发展格局以及生态系统服务供需格局^[13-18]。当前,交通系统对生态环境影响的研究主要集中在对生物多样性^[19-21]、局部理化环境^[20,22-23]、自然景观格局^[24-26]的影响等方面,但是以往研究仅在宏观尺度上探索了交通系统影响下的生物多样性变化特征、自然景观格局演变规律,缺乏探索满足人类可持续发展需要的交通系统与生态系统健康的协调发展。本研究探索城市群地区交通通达度对生态系统健康的影响机理,可为解决区域发展过程中人类所必需的生态系统与交通系统发展不匹配问题提供思路。科学探索城市群地区交通通达度对生态系统健康影响特征以及规律是揭示人地关系协同发展的一个重要切入点^[27]。由于地理过程的复杂性,生态系统健康和驱动因子通常都存在显著的空间依赖性和空间异质性,传统的统计分析方法无法量化驱动因子之间的空间相互作用及其对生态系统健康的综合影响^[28]。一个单元内生态系统健康水平不仅受到本单元生态系统健康水平的影响而且受到相邻单元或更远单元的生态系统健康水平以及其他因素的影响^[13,29-30]。综合考虑空间依赖性和空间异质性才能更好地解释交通通达度对生态系统健康的影响机理。这就需要借助空间回归模型来深入剖析和解释交通通达度和生态系统健康之间的相互作用机理。此外,当前中国城镇化正进入以城市群为主体形态的加速发展阶段^[31],城市群地区是人地关系作用最强烈、矛盾最突出、可持续发展风险与挑战最为严峻的典型区域^[32]。系统分析城市群地区交通通达度对生态系统健康的影响,厘清交通通达度对生态系统健康驱动机理,有助于提出区域生态系统健康保护的宏观调控策略以及局部差异化管控措施。

综上所述,以往学者采用多种方法对生态系统健康评估以及驱动机理分析进行了多尺度大量实证研究,并且在研究理论、方法和内容方面取得了阶段性成果。为生态系统健康评估以及驱动机理探索提供了丰富的方法、尺度、内容和范式参考。但是在交通通达度对生态系统健康驱动机理研究内容方面仍存在薄弱环节。另外,以城市群为研究对象,探索交通通达度对生态系统健康的影响机理研究较为少见,难以对城市群地区交通建设和生态系统保护政策制定提供科学精准化指导。鉴于此,本研究基于多源数据测度了1995—2015年长江中游城市群生态系统健康和交通通达度时空分布特征,结合空间回归模型综合分析了交通通达度对生态系统健康的影响机理,以期待为长江中游城市群生态系统保护的宏观调控策略和差异化管控措施提供科学参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

长江中游城市群位于长江三角洲城市群、珠江三角洲城市群、京津冀城市群和成渝城市群等国家城市群的中心位置,是国家批复的首个跨区域城市群(图1)。长江中游城市群地处“长江之腰”,在“长江经济带”战略中占据着重要的地位,在长江经济带生态文明建设和绿色发展进程中具有重要地位。长江中游城市群以平原为主,鄱阳湖平原、江汉平原和洞庭湖平原分布其间。长江中游城市群交通便利,是全国重要的交通枢纽,基本形成了集水、陆、空于一体的立体化现代交通网络。其中京广线、京九线、浙赣线、湘黔线、焦柳线以及密集的高速和国道等构成了四通八达的陆路运输,航空网络连接国内外主要城市,长江及其支流组成了纵横交错水路运输网络。因此,系统研究长江中游城市群地区交通通达度对生态系统健康状况的驱动机理对城市群地区的可持续发展具有重要理论和实践意义。

1.2 数据来源

本研究涉及的自然地理数据包括土地利用、交通、DEM高程、气象、土壤和植被覆盖数据;社会经济数据包括粮食产量、中国人口空间分布公里网格数据集。其中30 m×30 m分辨率土地利用/覆被变化数据、1 km分辨率年平均气温和植被覆盖指数以及中国人口空间分布公里网格数据集均来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)。DEM高程数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云

系统(<http://www.gscloud.cn>)。年均潜在蒸散量来源于全球干旱和潜在蒸散数据库(<http://www.cgiar-csi.org/data/global-aridity-and-pet-database>)。土壤数据源于“黑河计划数据管理中心”(<http://westdc.westgis.ac.cn>)。2015 年交通数据源于国家基础地理信息中心(<http://ngcc.sbsm.gov.cn/>), 1995 年和 2005 年交通数据通过最新版交通图矢量化获取。社会经济数据来源于 1996、2006、2016 年湖北省、湖南省和江西省统计年鉴。

2 研究方法

2.1 生态系统健康评估

以往的研究从不同的角度定义了生态系统健康^[33-34], 生态系统健康评价没有统一的标准, 这在很大程度上是由于生态系统健康评价涉及众多因素^[35]。本研究对 Costanza 等^[35]提出的生态系统健康评估框架“生态系统活力-生态系统组织力-生态系统弹性”评估框架进行了丰富和拓展, 创新地把基于 InVEST 模型测度的生态系统服务纳入了生态系统健康评估理论框架, 构建了基于“生态系统活力-生态系统组织力-生态系统弹性-生态系统服务”的生态系统健康评估框架体系^[36]。本研究中生态系统健康主要通过两个方面进行评估: 生态系统自然健康和综合生态系统服务指数(公式 1)。其中生态系统自然健康包括生态系统活力、生态系统组织力和生态系统弹性(公式 2)。具体计算过程参考陈万旭等^[36]。计算公式如下:

$$EHI_{it} = \sqrt{PH_{it} \times CESI_{it}} \quad (1)$$

$$PH_{it} = \sqrt[3]{V_{it} \times O_{it} \times R_{it}} \quad (2)$$

式中, EHI_{it} 是第 i 个单元 t 时刻的生态系统健康指数; PH_{it} 是第 i 个单元 t 时刻的生态系统自然健康指数; $CESI_{it}$ 是第 i 个单元 t 时刻的综合生态系统服务指数; V_{it} 、 O_{it} 和 R_{it} 分别是第 i 个单元 t 时刻的生态系统活力、生态系统组织力和生态系统弹性。

其中生态系统服务包括基于 InVEST 模型测度长江中游城市群地区的粮食生产力^[29]、产水量^[37]、碳储存^[38]、土壤保持^[39]、水净化^[37]、生物多样性^[40]和文化服务供给能力^[13]等方面生态系统服务供给能力。不同的生态系统服务侧重于衡量生态系统供给能力的不同方面, 为了测度综合生态系统服务, 本研究采用极差法进行标准化。基于标准化后的生态系统服务, 采用层次分析方法进行权重赋值^[41], 然后采用综合得分法计算综合生态系统服务指数, 具体计算公式参考陈万旭等^[42]。生态系统自然健康通常通过生态系统活力、生态系统组织力和生态系统弹性来表征。具体地, 依据《生态环境状况评价技术规范》(HJ 192—2015), 通过计算不同土地利用类别的比例来计算植被覆盖度指数来反映生态系统的活力, 具体计算公式参考 Meng 等^[43]。生态系统组织力主要通过景观空间异质性和景观连通性相关的景观格局指数来表征^[2]。参考以往研究, 本研究拟选择 Shannon 多样性指数 (SHDI) 和面积加权平均斑块分形指数 (AWMPFD) 来表征景观空间异质性特征^[2,44]。Shannon 多样性指数 (SHDI) 越大, 景观多样性指数越大, 景观异质性越大; 面积加权平均斑块分形指数 (AWMPFD) 越大, 斑块形状越复杂, 景观异质性也越大。另外区域的景观连通性通常由整个景观和主要生境的连通性共同决定, 景观蔓延度指数 (CONTAG) 和景观聚合度指数 (COHESION) 可以用来表征景观中优势斑块的连通性程度和斑块的聚集程度。本研究具体地通过景观破碎化指数 (FN) 和景观蔓延度指数 (CONTAG) 来表征整个景观的连通性, 通过主要生境 (林地、水域、湿地) 的破碎化指数和景观聚合度指数

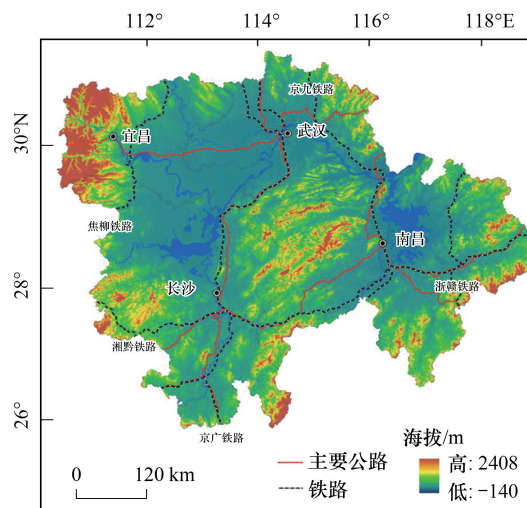


图 1 长江中游城市群区位图

Fig. 1 Location of the Middle Reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations

(COHESION)来表征生境连通性。最后基于专家打分法对不同景观格局指数进行权重赋值,计算得出区域生态系统组织力水平,具体计算公式参考欧维新等^[2]和 Peng 等^[44]。生态系统弹性测度是基于专家知识以及以往研究,对不同土地利用类型进行弹性系数赋值,最后基于土地利用类型面积加权法,计算得出区域生态系统弹性指数,具体计算公式参考 Peng 等和 Zheng 等^[44—45]。

2.2 交通通达度测度

为了表征长江中游城市群交通通达度,本研究参考封志明等^[46]构建的交通通达度计算模型,结合铁路、公路、国道、河流、主枢纽港、一般港口、干线机场和一般机场等道路数据,从交通密度(MD)和交通便捷度(BD)两个方面来测度长江中游城市群的交通通达度(TA)^[14]。其中交通密度从公路密度(RM)、铁路密度(TM)以及通航河流密度(HLM)三个方面来测度,用来表征自身交通设施保障程度;交通便捷度从离公路距离(RL)、离铁路距离(TL)、离城市中心距离(UL)、离机场距离(AL)和离码头距离(WL)五个方面来测度,用来表征与外界交流联系的便利程度。各分项指标采用分级赋值的方法,具体等级划分和临界值参考曾源源等^[14]。公式如下:

$$TA = \frac{1}{2} \times (MD + BD) \quad (3)$$

$$MD = \frac{1}{3} \times (RM + TM + HLM) \quad (4)$$

$$BD = \frac{1}{5} \times (RL + TL + UL + AL + WL) \quad (5)$$

2.3 空间回归分析

为了探索交通通达度对生态系统健康的影响,本研究首先采用双变量空间自相关模型检验交通通达度和生态系统健康之间的空间关系^[47]。并且采用一系列空间回归模型来探索交通通达度对生态系统健康的影响机理。其中普通最小二乘法(OLS)、空间滞后模型(SLM)、空间误差模型(SEM)以及加入空间滞后项的空间误差模型(SEMLD)用来从全局的角度来探测交通通达度对生态系统健康的影响;地理加权回归模型则用来探测交通通达度对生态系统健康影响的局部特征^[28,47—48]。标准的线性回归模型假设模型随机误差项是独立且呈正态分布,可以通过模型诊断判断是否满足模型假设,OLS模型综合考虑自变量对因变量的重要性,不考虑邻域单元的影响。SLM模型假设空间自相关发生在因变量中,强调邻域效应,并考虑地理单位之间因变量的空间扩散现象。SEM模型假设空间依赖性存在于扰动误差项之中,度量相邻地理单元因变量的误差冲击对本地区观察值的影响程度。空间滞后模型和空间误差模型过于简单化,可能会排除其他可能的空间自相关机理,如同时存在空间滞后和误差自相关。SEMLD模型包括空间滞后模型和空间误差模型,是通过增加空间滞后因变量而增强的空间自回归模型。以上模型从全局的视角揭示了交通通达度对生态系统健康的影响,但是如果交通通达度对生态系统健康的影响在局部表现出显著的空间异质性,分析结果则是有偏差的。在这种情况下应该将数据集划分为更多的亚区域以揭示更多空间异质性信息。GWR模型可以用来解决这一问题,GWR模型是线性回归的一种局部形式,用于对空间变化关系进行建模。本研究使用GWR模型来测度交通通达度对生态系统健康影响的空间异质性特征,揭示隐藏在全局回归中的局部特征。

本研究中解释变量是交通通达度,被解释变量是生态系统健康,控制变量包括土地利用程度、林地面积比重、年均降雨量、平均海拔和人口密度。土地利用程度和林地面积比重用来表征土地利用活动对生态系统健康产生的压力,其中土地利用程度计算方法借鉴刘纪远等提出的计算方法进行计算^[49]。平均海拔和年均降雨量分别用来表征地形和气候因子对生态系统健康的影响,通过填洼处理后的DEM在ArcGIS 10.3中使用Zonal Statistic工具提取^[50]。人口密度用来表征人类活动强度对生态系统健康的干扰程度,人口密度通过ArcGIS 10.3的ArcToolbox/Spatial Analyst Tools/Zonal/Zonal Statistics工具提取^[13,51]。通过ArcGIS 10.3的Join功能将上述分析得到的Excel数据导入本研究中2670个乡镇研究单元,实现解释变量、被解释变量以及控制变量的定量化和空间化。

3 结果与分析

3.1 1995—2015 年长江中游城市群生态系统健康水平时空分布特征

1995 年、2005 年和 2015 年长江中游城市群生态系统健康水平的均值分别为 0.526、0.521 和 0.520, 总体上有所降低。在空间分布方面, 可以发现长江中游城市群的生态系统健康水平具有显著的空间异质性(图 2)。山区生态系统健康水平显著低于平原地区。具体地, 江汉平原和洞庭湖平原地区生态系统健康指数多低于 0.35, 特别是武汉、长沙、南昌周边的生态系统健康指数显著低于 0.35。周边山区生态健康指数多在 0.65 以上。主要交通干线沿线生态系统健康指数也相对较低。可以得出结论, 地形条件、交通通达状况、位置条件与生态系统健康是密切相关的。

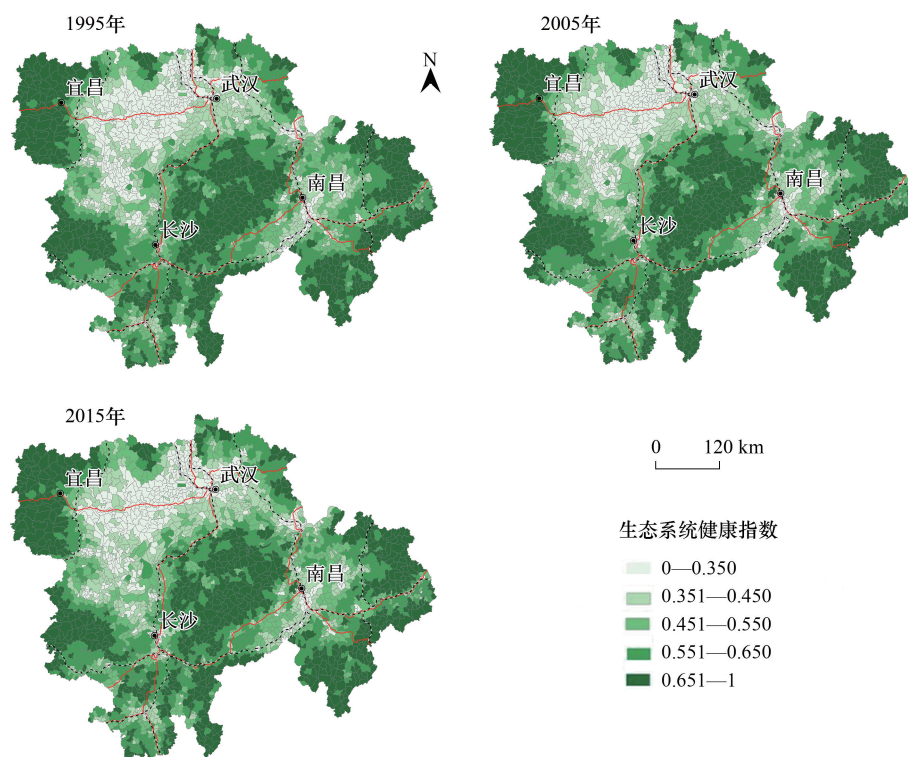


图 2 长江中游城市群生态系统健康指数时空分布

Fig.2 Spatiotemporal distribution patterns of ecosystem health index in the Middle Reaches of the Yangtze River Urban Agglomerations (MRURUA)

3.2 1995—2015 年长江中游城市群交通通达度时空分布特征

研究期间长江中游城市群的交通通达度呈现出明显上升的趋势, 由 1995 年稀疏的交通网络逐渐形成 2015 年纵横交错的交通网络。交通通达水平较高的乡镇主要分布在长江中游城市群的核心区, 特别是宜昌、武汉、长沙、南昌周边的乡镇, 呈现出从中心向外围递减的趋势, 主要道路沿线的乡镇交通通达水平相对较高(图 3)。总体而言, 江汉平原、洞庭湖平原和鄱阳湖平原交通通达水平明显高于周边山区以及江西省与湖南省之间的罗霄山脉。长江中游城市群交通通达水平较高单元总体呈现出“点-线-面”的空间分布特征。具体地, 主要地级市周边高水平交通通达度的乡镇呈现“点”状分布, 沿主要交通路线高水平交通通达度乡镇呈现“线”状分布, 四个小城市群的高水平交通通达度乡镇呈现“面”状分布。在“长江经济带战略”、“中部崛起计划”、“中部三角”战略的带动下, 长江中游城市群交通通达水平明显增加, 促使长江中游城市群地区生态系统健康状况发生了深刻变化。

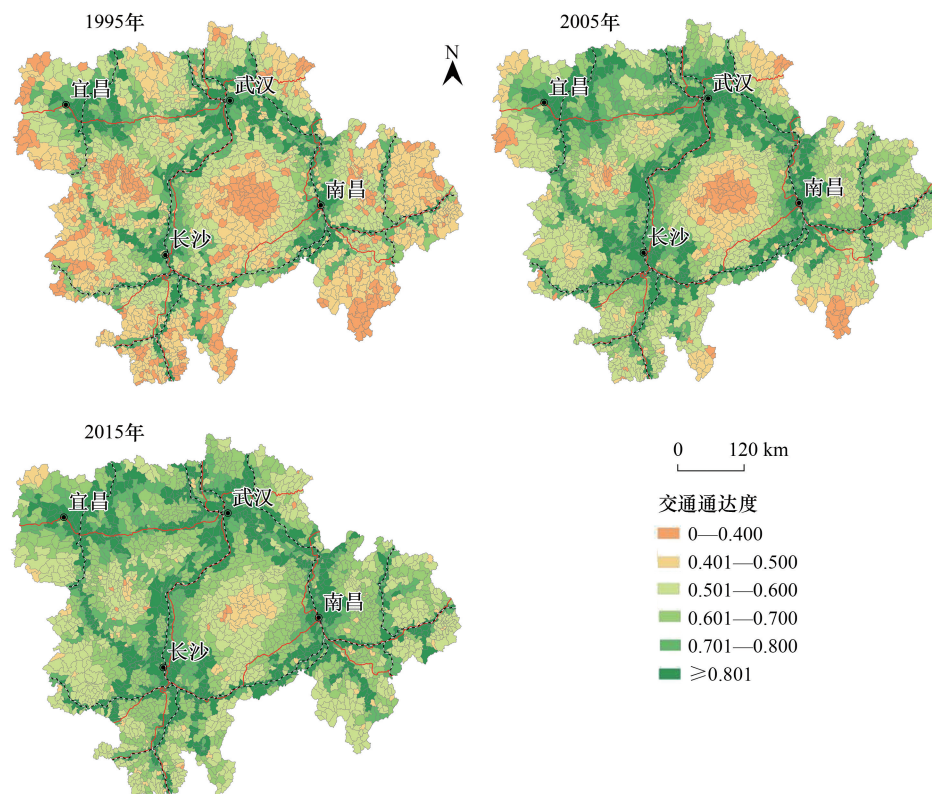


图3 长江中游城市群交通通达度时空分布特征

Fig.3 Spatial distribution pattern of traffic accessibility in the MRURUA

3.3 1995—2015 年长江中游城市群生态系统健康和交通通达度空间关系分析

1995 年、2005 年和 2015 年全球双变量 Moran's I 指数分别为 -0.329 、 -0.344 和 -0.342 。全局双变量空间自相关结果显示,所有的 Moran's I 指数均小于 0,且在 0.001 水平上显著,这有力地证明了长江中游城市群地区交通通达水平的提高会导致生态系统健康的恶化。局部双变量空间自相关分析结果显示,研究期间长江中游城市群交通通达水平和生态系统健康之间的主要关系类型为 LH 型(低交通通达水平和高生态系统健康指数)、HL 型(高交通通达水平和低生态系统健康指数)和 LL 型(低交通通达水平和低生态系统健康指数)(图 4)。具体来说,LH 型主要位于周围的山区(湖北省西部的巫山,湖南省中西部的雪峰山以及南部的南岭,江西省东部的武夷山以及湖南省和江西省之间的罗霄山脉),原因主要是该部分地区地形复杂导致交通基础设施建设成本高,交通通达水平较低。同时,地形限制下的低强度人类活动对生态环境的干扰较小,生态系统健康指数较高。而 HL 型主要分布在平原地区(江汉平原、鄱阳湖平原以及洞庭湖平原)、主要地级市周边的乡镇和主要交通干线沿线的乡镇,主要是因为该部分地区地形平坦,交通基础设施完善,交通通达水平较高,经济发展水平较高,高水平交通通达度与优越的自然地理条件的结合所带来的城市扩张、土地资源开发等高强度人类活动对生态系统产生剧烈影响,导致生态系统服务功能退化,生态系统健康指数较低,这种类型属于进退两难型。LL 型零星的分布在江汉平原和洞庭湖平原地区,独特的地形地貌和位置条件是导致该部分区域空间零星分布的主要原因,这种类型属于不可持续型。长江中游城市群地区也存在少量的 HH 型(高交通通达水平和高生态系统健康指数),主要是由于该部分区域既注重高质量经济发展对交通基础设施的要求,又保证可持续发展对生态环境的需要,合理的规划政策实现了完善的交通基础设施建设与高质量生态环境的良性结合,这种类型属于是双赢型。HH 型的出现说明高交通通达水平并不一定意味着会导致生态系统健康水平降低,交通通达水平与生态系统保护协调发展是减少交通通达水平对生态系统健康干扰的前提。

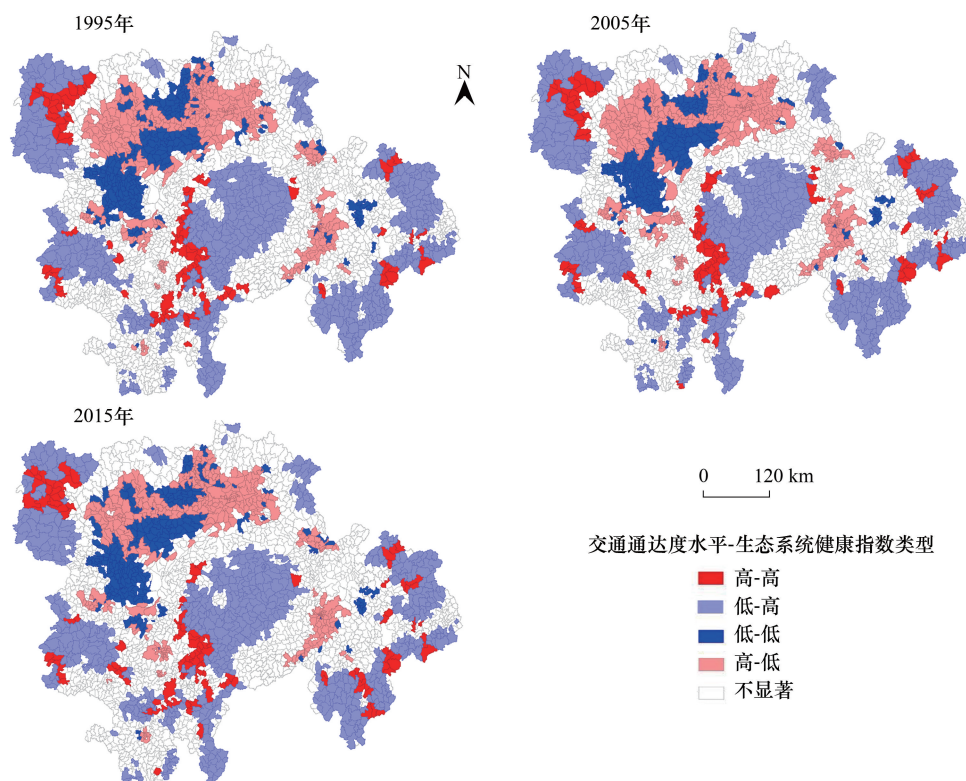


图 4 长江中游城市群交通通达度和生态系统健康之间的双变量空间自相关

Fig.4 Bivariate LISA cluster maps between traffic accessibility level and ecosystem health in the MR YRUA

3.4 1995—2015 年长江中游城市群交通通达度对生态系统健康的影响分析

全局空间回归分析。双变量空间自相关分析表明,交通通达水平与生态系统健康之间存在显著的空间依赖性,需要采用空间计量模型对二者之间的关系进行空间估计和验证。然而,应该选择哪种空间回归模型来更好地拟合数据是一个问题。通过空间依赖关系检验来确定选择哪种模型是常规的做法。其判据如下:若 LM (log) 的统计显著性强于 LM (err),且 Robust LM (lag) 显著,Robust LM (err) 不显著,空间滞后模型更合适;相反,空间误差模型可为合适的模型。如果两者都不显著,则 OLS 模型更有效。此外,还可以利用 Log-likelihood (LogL)、Akaike information criterion (AIC) 和 Schwartz criterion (SC) 来判定模型的适合度。LogL 值越大,AIC 和 SC 值越小,模型拟合越好。

OLS 残差检验结果显示,1995 年、2005 年和 2015 年残差的 Moran's I 指数分别为 0.275、0.294 和 0.322, P 值在 0.001 水平上显著,说明模型残差存在很强的空间自相关。OLS 模型的空间依赖诊断进一步证明模型残差中存在有统计学意义的空间滞后和空间误差项(表 1)。OLS 模型估计在不考虑空间自相关的情况下,在模型估计中可能存在误差。考虑空间滞后和空间误差项的影响后,SLM、SEM 和 SEMLD 的拟合优度有一定程度的提高。比较三种模型的 LogL、AIC 和 SC 值,可以发现 SEMLD 模型的 LogL 值较大,AIC 和 SC 值较小,说明 SEMLD 具有较强的解释能力。为了准确地选择模型,本研究将这四个回归模型的所有结果列在表 2 中。OLS 和 SLM 模型中交通通达度的回归系数都是显著的,只有 1995 年和 2005 年的 SEM 和 SEMLD 模型不显著。交通通达度的回归系数小于 0,表征交通通达度的增加会导致生态系统健康的退化。交通通达度的增加必然伴随着一定程度的城市扩张、土地资源开发、人口增长、基础设施需求增加,而此类高强度人类活动的增加必然会干扰生态系统稳定,降低生态系统服务供给能力,导致生态环境恶化,生态系统功能退化,生态系统健康水平降低。此外,在所有的模型中都可以发现交通通达度的回归系数都有所降低,表明交通通达度对生态系统

表 1 1995 年、2005 年和 2015 年长江中游城市群空间回归结果
Table 1 Results of spatial regression in the MYRRUA in 1995, 2005, and 2015

变量 Variables	1995				2005				2015			
	OLS	SLM	SEM	SEMLD	OLS	SLM	SEM	SEMLD	OLS	SLM	SEM	SEMLD
解释变量 Explanatory variables												
交通通达度 Transportation accessibility	-0.005** (0.002)	-0.005** (0.002)	-0.001 (0.002)	-0.001 (0.002)	-0.007*** (0.002)	-0.006* (0.002)	0.002 (0.003)	0.003 (0.003)	-0.021*** (0.002)	-0.019*** (0.002)	-0.007*** (0.003)	-0.007*** (0.003)
控制变量 Control variables												
土地利用程度 Land use intensity	-0.442*** (0.004)	-0.435*** (0.005)	-0.442*** (0.005)	-0.442*** (0.005)	-0.470*** (0.005)	-0.454*** (0.005)	-0.458*** (0.005)	-0.457*** (0.005)	-0.473*** (0.005)	-0.461*** (0.005)	-0.460*** (0.005)	-0.461*** (0.005)
林地面积比重 Share of forest land area	0.236*** (0.003)	0.224*** (0.003)	0.235*** (0.003)	0.233*** (0.004)	0.224*** (0.003)	0.204*** (0.003)	0.227*** (0.004)	0.218*** (0.004)	0.224*** (0.003)	0.205*** (0.003)	0.231*** (0.004)	0.224*** (0.004)
年均降雨量 Average annual rainfall	0.019*** (0.002)	0.016*** (0.002)	0.019*** (0.003)	0.018*** (0.003)	0.028*** (0.003)	0.020*** (0.003)	0.030*** (0.005)	0.022*** (0.005)	0.028*** (0.002)	0.023*** (0.002)	0.029*** (0.004)	0.025*** (0.004)
海拔 Altitude	0.006 (0.004)	0.0007 (0.004)	0.008 (0.005)	0.006 (0.006)	0.005 (0.005)	-0.003 (0.005)	0.011 (0.007)	0.004 (0.006)	0.001 (0.005)	-0.008 (0.005)	0.006 (0.007)	-0.002 (0.007)
人口密度 Population density	-0.187*** (0.006)	-0.172*** (0.007)	-0.182*** (0.009)	-0.179*** (0.010)	-0.183*** (0.006)	-0.156*** (0.007)	-0.180*** (0.009)	-0.164*** (0.009)	-0.171*** (0.006)	-0.148*** (0.006)	-0.155*** (0.009)	-0.144*** (0.009)
空间滞后项 Spatial lag term	—	0.046*** (0.007)	—	0.011*** (0.007)	—	0.081*** (0.007)	—	0.046*** (0.008)	—	0.071*** (0.007)	—	0.035*** (0.008)
空间误差项 Spatial error term	—	—	0.522*** (0.023)	0.515*** (0.023)	—	—	0.563*** (0.022)	0.531 (0.023)	—	—	0.613*** (0.020)	0.593*** (0.021)
常数项 Constant term	0.584*** (0.003)	0.563*** (0.004)	0.581*** (0.004)	0.576*** (0.005)	0.597*** (0.003)	0.559*** (0.005)	0.583*** (0.004)	0.566*** (0.005)	0.609*** (0.003)	0.577*** (0.005)	0.589*** (0.004)	0.577*** (0.005)
空间依赖性诊断 Diagnostics for spatial dependence												
Moran's <i>I</i> (error)	0.275***				0.294***				0.322***			
LM (lag)	41.942***				119.194***				92.891***			
Robust LM (lag)	1.362				26.224***				11.151***			
LM (error)	549.237***				629.313***				750.981***			
Robust LM (error)	508.658***				536.343***				669.241***			
LM (lag and error)	550.600***				655.537***				762.132***			
适宜性体验 Measures of fit												
<i>R</i> ²	0.986	0.986	0.989	0.989	0.985	0.986	0.988	0.988	0.985	0.986	0.989	0.989
对数似然值 Log likelihood	6963.590	6984.420	7178.148	7179.253	6781.290	6841.290	7032.083	7048.432	6768.550	6815.410	7074.345	7084.275
阿凯克信息准则 AIC	-13913.200	-13952.800	-14342.300	-14342.500	-13548.600	-13666.600	-14050.200	-14080.900	-13523.100	-13614.800	-14134.700	-14152.500
施瓦兹准则 SC	-13871.900	-13905.700	-14301.100	-14295.400	-13507.300	-13619.500	-14008.900	-14033.700	-13481.900	-13567.700	-14093.500	-14105.400
<i>N</i>	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670	2670

本研究采用 queen's contiguity 构建空间矩阵。* * * $P \leq 0.001$, * $P \leq 0.01$, * * $P \leq 0.05$; 括号内是标准差。LM: 拉格朗日乘数 Lagrange multiplier; AIC: Akaike 信息准则 Akaike information criterion; SC: 施瓦兹准则 Schwarz criterion; OLS: 普通最小二乘法 Ordinary least square; SLM: 空间滞后模型 Spatial lag model; SEM: 空间误差模型 Spatial error model; SEMLD: 加入空间滞后项的空间误差模型 Spatial error model with lagged dependence

健康的干扰越来越强烈。随着经济发展水平的提高和科技投入的增加,同一水平交通通达度所能带来的社会经济活动更加频繁和复杂,导致其对生态系统健康的干扰越来越剧烈,而且生态系统稳定性持续降低、生态系统功能退化等特征也导致生态系统健康对交通通达度带来的同一水平的社会经济活动的敏感性提高。另外土地利用程度和人口密度与生态系统健康之间表现出显著的负相关,而林地面积比重和年均降雨量与生态系统健康之间表现出显著的正相关。

SEMLD 模型的空间滞后项在所有的模型中都是显著的,说明长江中游城市群地区生态系统健康的空间溢出效应较为普遍。平均地,1995—2015 年周边生态系统健康水平每增加 10%,各单元生态系统健康水平分别增加 0.11%、0.46%和 0.35%。生态系统健康的这种增长并非来自“自身”增长,而是作为“礼物”从邻近单元获得^[47]。此现象较为普遍的原因主要是生态系统健康水平反映的是一个区域生态系统的活力、组织力和弹性的综合特征,是一个复杂综合的整体。一个单元生态系统的向好发展必然会对邻近单元的生态系统产生积极影响,会在一定程度上促进其生态系统服务能力的增强和生态系统健康水平的提高。一个单元的生态系统健康不仅与自身因素(自然和社会经济因素)密切相关,还与其他邻域因素(相邻单元的生态系统健康水平)密切相关。此外,所有模型的空间误差项均在 0.001 水平上显著,说明长江中游城市群的生态系统健康水平不仅受到交通通达度的影响,还受到其他因素的影响。

局部空间回归分析。OLS、SLM、SEM 和 SEMLD 模型从全局的角度揭示了交通通达度对生态系统健康的影响,为了揭示隐藏在全局回归结果中的局部特征,本研究采用地理加权回归模型进一步探测了交通通达度对生态系统健康影响的局部特征(图 5)。回归结果显示,地理加权回归模型具有更好的数据拟合效果,可以发现研究期间长江中游城市群交通通达度对生态系统健康的影响存在显著的空间异质性。总体可以发现平原地区交通通达度的回归系数显著低于周边山区以及中部的罗霄山脉,说明平原地区生态系统健康状况更容易受到交通通达水平的影响。另外可以发现,交通通达水平的提高并不一定完全导致生态系统健康状况的恶化,在相当一部分地方交通通达度的增加反而会促进生态系统健康的改善,这主要是由于城市群地区交通网

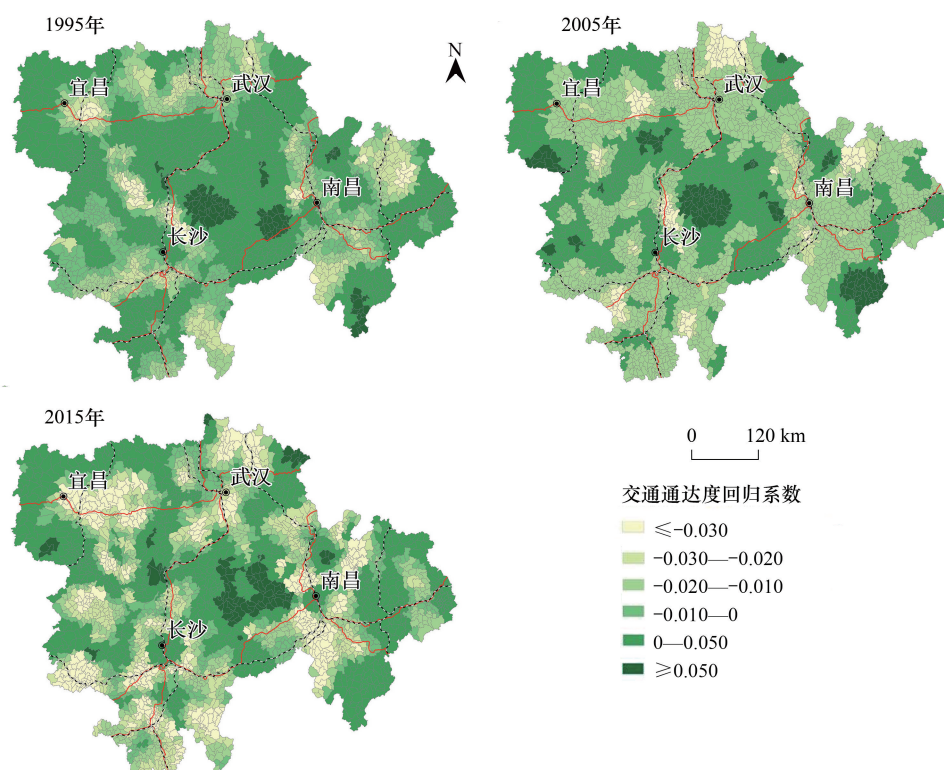


图 5 1995 年、2005 年和 2015 年长江中游城市群交通通达度回归系数空间分布

Fig.5 Spatial distribution of the regression coefficient of traffic accessibility in the MRYRUA in 1995, 2005, and 2015

络逐步完善,这对生态系统服务供给和需求的特征和空间匹配产生显著的影响,在一定程度上可以缓解局部地区过度的人类活动对生态系统造成的影响。另外交通通达水平在城市扩张、土地利用、产业布局等方面同样扮演重要角色,同样会对区域生态系统健康格局产生重要影响。

4 讨论与结论

4.1 讨论

城市群地区交通网络的逐步完善,是城市群形成和发展的重要标志。交通通达状况在生态系统服务供需的匹配过程中扮演着重要角色,交通作为生态系统服务流的重要载体之一,承载着生态系统中能量流动的主体^[52],对于生态系统服务供需空间格局和结构的重塑起到关键作用。交通基础设施的完善可以有效地促进城市扩张、经济发展、人口流通和人口集聚,可以重塑区域产业、经济发展格局以及生态系统服务供需格局^[13-15,18]。交通道路为实现城市空间扩张进程提供了必不可少的基础设施网络,交通成本的降低也可以引发城市用地的持续扩张^[17],这显然会导致生态系统服务供给能力的降低以及生态系统服务需求能力的增加。交通通达度的增加必然导致建设用地的扩张和生态保护用地的侵占,对生态系统健康构成严重挑战。交通通达度并不是生态系统健康恶化的直接原因,而是通过促进城市扩张、人口增长和基础设施建设的增长,进而对生态系统健康产生影响。科学揭示交通通达度对生态系统健康影响机理有助于深入透视交通通达度和生态系统健康之间的复杂关系,对缓解当前我国城市群地区面临的无序扩张、资源约束趋紧以及生态系统功能退化等问题具有重要的实践意义和价值。研究结果表明生态系统健康不仅受到本单元要素的影响,而且受到周边单元或者更远单元生态系统健康状况以及其他要素的影响,因此跨区域联合治理在城市群地区尤为重要。其次,研究结果表明交通通达度对生态系统健康的影响具有显著的空间异质性,区域未来交通建设以及生态系统健康保护的局部差异化管控措施对于城市群的可持续发展十分必要。

4.2 结论

本研究把基于 InVEST 模型测度的生态系统服务融入了生态系统健康评估理论框架,构建了基于“生态系统活力-生态系统组织力-生态系统弹性-生态系统服务”的生态系统健康评估框架体系。并且结合多源数据对长江中游城市群生态系统健康以及交通通达水平进行了定量测度,采用一系列的空间回归模型从全局和局部的角度对长江中游城市群地区交通通达度对生态系统健康的影响进行分析。研究结果显示:

(1) 长江中游城市群地区生态系统健康状况总体有所恶化,山区生态系统健康状况明显优于平原地区;

(2) 长江中游城市群交通通达度较高单元的空间分布特征呈现出“点-线-面”特征。主要地级市周边高交通通达水平地区乡镇呈现“点”状分布,沿主要交通路线的乡镇呈现“线”状分布,四个小城市群地区呈现“面”状分布;

(3) 双变量空间自相关分析显示研究期间长江中游城市群交通通达度和生态系统健康之间存在显著的空间依赖性,二者之间主要关系类型为 LH 型(低交通通达水平和高生态系统健康指数)、HL 型(高交通通达水平和低生态系统健康指数)和 LL 型(低交通通达水平和低生态系统健康指数);

(4) 空间回归模型明显优于普通最小二乘法,可以更好地解释交通通达度对生态系统健康的影响,地理加权回归模型表现最优。总体可以发现交通通达度的增加会导致生态系统健康的恶化,但是局部地区交通通达度的增加也会促进生态系统健康的改善。另外可以发现研究期间交通通达度对生态系统健康的干扰逐渐加强。

参考文献(References):

- [1] 金凤君,陈卓. 1978 年改革开放以来中国交通地理格局演变与规律. 地理学报, 2019, 74(10): 1941-1961.
- [2] 欧维新,张伦嘉,陶宇,郭杰. 基于土地利用变化的长三角生态系统健康时空动态研究. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(5): 84-92.
- [3] Chen W, Chi G. 2022. Urbanization and ecosystem services: The multi-scale spatial spillover effects and spatial variations. Land Use Policy 114, 105964.

- [4] 陈万旭, 李江风, 朱丽君. 长江中游地区生态系统服务价值空间分异及敏感性分析. 自然资源学报, 2019, 34(2): 325-337.
- [5] 方创琳, 周成虎, 顾朝林, 陈利顶, 李双成. 特大城市群地区城镇化与生态环境交互耦合效应解析的理论框架及技术路径. 地理学报, 2016, 71(4): 531-550.
- [6] 彭建, 王仰麟, 吴健生, 张玉清. 区域生态系统健康评价——研究方法与进展. 生态学报, 2007, 27(11): 4877-4885.
- [7] Rapport D J. Ecosystem services and management options as blanket indicators of ecosystem health. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 1995, 4(2): 97-105.
- [8] 赵文武, 刘月, 冯强, 王亚萍, 杨思琪. 人地系统耦合框架下的生态系统服务. 地理科学进展, 2018, 37(1): 139-151.
- [9] Rapport D J, Maffi L. Eco-cultural health, global health, and sustainability. Ecological Research, 2011, 26(6): 1039-1049.
- [10] 刘焱序, 徐光, 姜洪源, 胡晓旭, 彭建, 宋治清, 王仰麟. 东北林区生态系统服务与健康协同分析. 地理科学进展, 2015, 34(6): 761-771.
- [11] 酆天昶, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 陈昕. 基于集对分析的区域生态文化健康评价——以云南省大理白族自治州为例. 地理科学进展, 2017, 36(10): 1270-1280.
- [12] 戴尔阜, 王亚慧. 横断山区产水服务空间异质性及归因分析. 地理学报, 2020, 75(3): 607-619.
- [13] Chen W, Chi G Q, Li J F. The spatial aspect of ecosystem services balance and its determinants. Land Use Policy, 2020, 90: 104263.
- [14] 曾源源, 胡守庚, 瞿诗进. 长江中游经济带交通区位条件变化与建设用地扩张时空耦合规律. 长江流域资源与环境, 2018, 27(12): 2651-2662.
- [15] 崔学刚, 方创琳, 张蕾. 山东半岛城市群高速交通优势度与土地利用效率的空间关系. 地理学报, 2018, 73(6): 1149-1161.
- [16] 卢毅, 刘福平, 肖湘恩, 李理. 新型城镇化与公共交通的协调发展研究——以湖南省各市州、代表县为例. 经济地理, 2019, 39(12): 62-69.
- [17] 谭章智, 李少英, 黎夏, 刘小平, 陈逸敏, 李威贤. 城市轨道交通对土地利用变化的时空效应. 地理学报, 2017, 72(5): 850-862.
- [18] 王璐, 黄晓燕, 曹小曙, 范虹. 贫困山区不同层级可达性及其经济效应——以秦巴山区为例. 经济地理, 2016, 36(1): 156-164.
- [19] Mech L D, Fritts S H, Radde G L, Paul W J. Wolf distribution and road density in Minnesota. Wildlife Society Bulletin, 1988, 16(1): 85-87.
- [20] 李月辉, 胡远满, 李秀珍, 肖笃宁. 道路生态研究进展. 应用生态学报, 2003, 14(3): 447-452.
- [21] Forman R T T, Alexander L E. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics, 1998, 29: 207-231.
- [22] 张科利, 徐宪利, 罗丽芳. 国内外道路侵蚀研究回顾与展望. 地理科学, 2008, 28(1): 119-123.
- [23] Siromlya T I. Influence of traffic pollution on ecological state of *Plantago major* L. Contemporary Problems of Ecology, 2011, 4(5): 499-507.
- [24] 张德铨, 阎建忠, 刘林山, 摆万奇, 李双成, 郑度. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例. 地理学报, 2002, 57(3): 253-266.
- [25] 刘佳妮, 李伟强, 包志毅. 道路网络理论在景观破碎化效应研究中的运用——以浙江省公路网络为例. 生态学报, 2008, 28(9): 4352-4362.
- [26] Liu S L, Dong Y H, Deng L, Liu Q, Zhao H D, Dong S K. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: a case study in the Lancang River valley. Ecological Indicators, 2014, 36: 160-168.
- [27] 高兴川, 曹小曙, 李涛, 吕敏娟. 1976-2016 年青藏高原地区通达性空间格局演变. 地理学报, 2019, 74(6): 1190-1204.
- [28] Chen W X, Chi G Q, Li J F. The spatial association of ecosystem services with land use and land cover change at the county level in China, 1995-2015. Science of the Total Environment, 2019, 669: 459-470.
- [29] Chen W X, Ye X Y, Li J F, Fan X, Liu Q S, Dong W C. Analyzing requisition-compensation balance of farmland policy in China through telecoupling: a case study in the middle reaches of Yangtze River Urban Agglomerations. Land Use Policy, 2019, 83: 134-146.
- [30] 马恩朴, 蔡建明, 韩燕, 廖柳文, 林静. 人地系统远程耦合的研究进展与展望. 地理科学进展, 2020, 39(2): 310-326.
- [31] 方创琳. 改革开放 40 年来中国城镇化与城市群取得的重要进展与展望. 经济地理, 2018, 38(9): 1-9.
- [32] 任宇飞, 方创琳, 李广东, 孙思奥, 鲍超, 刘若文. 城镇化与生态环境近远程耦合关系研究进展. 地理学报, 2020, 75(3): 589-606.
- [33] Rapport D J, Böhm G, Buckingham D, Cairns Jr J, Costanza R, Karr J R, De Kruijff H A M, Levins R, McMichael A J, Nielsen N O, Whitford W G. Ecosystem health: the concept, the ISEH, and the important tasks ahead. Ecosystem Health, 1999, 5(2): 82-90.
- [34] Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. Assessing ecosystem health. Trends in Ecology & Evolution, 1998, 13(10): 397-402.
- [35] Costanza R, Norton B, Haskell B. Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management. Washington: Island Press, 1992.
- [36] 陈万旭, 赵雪莲, 钟明星, 李江风, 曾杰. 长江中游城市群生态系统健康时空演变特征分析. 生态学报, 2022, (1): 138-149.
- [37] Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., Douglass, J., 2016. InVEST+

- VERSION+User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- [38] Sun X, Crittenden J C, Li F, Lu Z M, Dou X L. Urban expansion simulation and the spatio-temporal changes of ecosystem services, a case study in Atlanta Metropolitan area, USA. *Science of the Total Environment*, 2018, 622-623: 974-987.
- [39] Wischmeier W, Smith D. *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. Washington: United States Department of Agriculture, 1978.
- [40] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352 (6292): 1455-1459.
- [41] Saaty T L. Analytic Hierarchy Process. In *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 2014 (eds N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Ruggeri and J.L. Teugels). <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat05310>
- [42] 陈万旭. 长江中游城市群生态系统健康时空演变及其城镇化驱动机制研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2019.
- [43] Meng L R, Huang J, Dong J H. Assessment of rural ecosystem health and type classification in Jiangsu province, China. *Science of the Total Environment*, 2018, 615: 1218-1228.
- [44] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health; a case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [45] Zheng W W, Ke X L, Zhou T, Yang B H. Trade-offs between cropland quality and ecosystem services of marginal compensated cropland-a case study in Wuhan, China. *Ecological Indicators*, 2019, 105: 613-620.
- [46] 封志明, 刘东, 杨艳昭. 中国交通通达度评价: 从分县到分省. *地理研究*, 2009, 28(2): 419-429.
- [47] 陈万旭, 李江风, 冉端. 长江中游城市群土地利用转型和城镇化之间的空间关系. *长江流域资源与环境*, 2019, 28(5): 1036-1048.
- [48] Chi G Q. The impacts of highway expansion on population change: an integrated spatial approach. *Rural Sociology*, 2010, 75(1): 58-89.
- [49] 刘纪远等. 西藏自治区土地利用. 北京: 科学出版社, 1992.
- [50] 陈万旭, 李江风, 曾杰, 冉端, 杨斌. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理. *地理研究*, 2019, 38(9): 2173-2187.
- [51] He J H, Pan Z Z, Liu D F, Guo X N. Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China. *Science of the Total Environment*, 2019, 673: 553-564.
- [52] Johnson G W, Bagstad K J, Snapp R R, Villa F. Service path attribution networks (SPANs): a network flow approach to ecosystem service assessment. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, 2012, 3(2): 54-71.