

DOI: 10.5846/stxb202102090415

张盼月, 丁依冉, 蔡雅静, 张光明, 吴彦, 付川, 王洪杰. 河流生态廊道提取方法研究及其应用思路. 生态学报, 2022, 42(5): 2010-2021.

Zhang P Y, Ding Y R, Cai Y J, Zhang G M, Wu Y, Fu C, Wang H J. Research progress on methods of river ecological corridor extraction and their application. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(5): 2010-2021.

河流生态廊道提取方法研究及其应用思路

张盼月^{1,2,*}, 丁依冉¹, 蔡雅静¹, 张光明³, 吴彦², 付川², 王洪杰⁴

1 北京林业大学环境科学与工程学院, 北京 100083

2 重庆三峡学院环境与化学工程学院, 重庆 404632

3 河北工业大学能源与环境工程学院, 天津 300401

4 河北大学雄安生态研究院, 保定 071002

摘要: 随着交叉学科的发展和技术手段的进步, 将河流及其周边生态环境视为整体的理念和研究逐渐受到重视, 然而国内对河流生态廊道的研究较少。总结了河流生态廊道的基础理论和提取方法。河流生态廊道可以依据区域规划、通过实地观测等手段直接提取, 也可以采用“源地识别-阻力面构建-廊道提取”的框架间接提取。对直接和间接提取方法进行了详细的总结并分析了他们的优势和劣势, 发现间接提取方法更具实践意义, 且应用的流域面积更大。根据间接提取方式的特点, 提出白洋淀-大清河流域河流生态廊道提取的思路。结合区域流域协同治理理念, 逐步形成以白洋淀为中心、向周边辐射的河流生态廊道, 实现流域水质提升、生物多样性稳定等目标, 全面提升生态环境质量。在河流生态廊道提取科学性提升和提取过程中廊道宽度优化等薄弱环节提出未来研究方向。

关键词: 河流生态廊道; 源地识别; 廊道构建; 白洋淀-大清河流域

Research progress on methods of river ecological corridor extraction and their application

ZHANG Panyue^{1,2,*}, DING Yiran¹, CAI Yajing¹, ZHANG Guangming³, WU Yan², FU Chuan², WANG Hongjie⁴

1 College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

2 School of Environmental Chemical Engineering, Chongqing Three Gorges University, Chongqing 404632, China

3 School of Energy and Environmental Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China

4 Xiong'an Institute of Eco-Environment, Hebei University, Baoding 071002, China

Abstract: The over exploitation of natural sources leads to a huge burden on water, air, and other environment, among which the response of water environment is the most direct and rapid. With the interdisciplinary development and technology progress, more and more attention has been paid to rivers and their surrounding ecological environment as an integrated river ecological corridor, but there are few researches on river ecological corridor in China. This article summarizes the fundamental theory and extraction methods of river ecological corridor. The river ecological corridor can be defined as the river itself, the riparian vegetation zone along the river and all the related ecological elements, through which river network and ecological flow connect. The extraction methods of river ecological corridor can be classified to direct or indirect categories. The river ecological corridor can be directly extracted according to regional planning or field observation, or indirectly by the framework of “source identification-resistance surface construction-corridor extraction”. The patches with high ecosystem service value are often identified as the source area; the resistance surface is often constructed by different

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07110003); 国家自然科学基金(31670467)

收稿日期: 2021-02-09; **采用日期:** 2021-07-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: panyue_zhang@bjfu.edu.cn

environmental variables, such as land use type, elevation, slope, and others, and these environmental variables are given weight according to experience or expert consultation; then the ecological corridor is extracted by different models combining source area and resistance surface. In this paper, these two extraction methods are summarized in detail, and their advantages and disadvantages are discussed as well. The results show that the indirect extraction method has more practical significance, and can more clearly explain the connectivity between patches in a larger watershed. Meanwhile, the indirect extraction method is more time-saving and convenient with the help of RS and GIS technology. With the advantages of indirect extraction method, the extraction idea of river ecological corridor in Baiyangdian-Daqing River Basin is proposed. The area of Baiyangdian-Daqing River Basin is 45000 km², including Xiong'an New Area and Tianjin Binhai Industrial belt. Different industrial clusters drive the development of whole basin. Incorporated with the ideas of region and watershed collaborative management, a river ecological corridor radiating outwards from the core-Baiyangdian Wetland is gradually formed, thereby realizing the goal of water quality improvement and biodiversity stability in the river basin, and comprehensively improving the quality of regional ecological environment. At the end, future research directions are proposed in the weak links of scientific improvement of river ecological corridor extraction and width optimization of river ecological corridor.

Key Words: river ecological corridor; source identification; corridor construction framework; Baiyangdian-Daqing River Basin

人类的过度开发导致水体、空气等环境承受巨大负担,其中水环境的响应最为直接和迅速,也最早受到关注。水体生态环境治理逐步从单一的水质改善向河道综合治理迈进。河流生态廊道的提出为水体生态环境综合治理提供了优化的思路,多种生态要素结合、区域联合防治等均为水体生态环境治理提出了新要求。在河流生态廊道构建时,若只考虑河湖水系特征,可能会忽略区域之间的连通性,难以对整个生态系统进行优化。本文综述了河流生态廊道的基础理论,明确了河流生态廊道的基本概念,详细分析了河流生态廊道提取的直接和间接方法。最后将河流生态廊道间接提取方法“源地识别-阻力面构建-廊道提取”应用于白洋淀-大清河流域,为白洋淀-大清河流域河流生态廊道构建提供初步思路。

1 河流生态廊道的基础理论

1.1 河流生态廊道的概念

生态廊道是指在生态环境中线状或带状的景观生态空间系统^[1],起源于景观生态学中的岛屿生物平衡理论,用于促进物种在破碎化斑块中的移动,之后也用于揭示斑块间的基因交流和能量流动等^[2-3]。生态廊道能够沟通连接空间分布上较为孤立和分散的景观单元^[4],满足物种和信息的扩散、迁移和交换,是构建区域“山水林田湖草”完整生态系统的重要组成部分。参考生态廊道的概念,河流生态廊道可以定义为由河流联系在一起的河流本身及沿河流分布的植被带和相关的所有生态元素,通过廊道可以实现流域水系和生态流的连通。河流生态廊道概念包含多个组成部分,易与绿道、蓝道、河岸带等概念混淆,表1中列出了应用较多的相关概念以及它们与河流生态廊道的关系。其中,绿色河流廊道、河岸带、蓝道等均是河流生态廊道的组成部分,绿道的概念比河流生态廊道更广泛,绿道的中心可以是河流,和河流生态廊道相似,绿道的中心也可以无河流,只是自然植被带。

1.2 河流生态廊道的组成

河流生态廊道由河道以及河道周围的护岸(河漫滩和边缘过渡带)组成^[11](图1)。河道位于整个系统的中心位置;河漫滩是指在洪水泛滥时,在河岸以外高度周期性变化的区域;离河道最远的边缘过渡带是指河漫滩与周围景观的过渡区域,通常由草地、林地、农田等组成,此区域较易受到人类活动的影响^[8]。城市河流生态廊道与自然河流生态廊道主要在护岸上有所不同,城市河流生态廊道的护岸范围更小,更容易受人类影响。

三个组成部分虽然相互独立,但也均通过水文流、物种流、物质流等交换流联系为一个整体。河流生态廊道内多个方向水流之间的动态作用对河流生态廊道的生态环境质量具有重要意义^[12]。

表 1 河流生态廊道的类似概念及关系

Table 1 Similar concepts and relationships of river ecological corridors			
相似概念 Similar concepts	具体内容 Specific contents	关系 Relationship	文献 References
绿色河流廊道/滨水植被带/植被缓冲带 Green river corridor/Riparian vegetation zone/Vegetation buffer zone	沿河流分布的、河流水环境外的绿色植被带。	是河流生态廊道的组成部分。	[4—6]
河岸带/河岸缓冲带/滨岸缓冲带 Riparian buffer zone	沿河流与陆地交界处的两侧,具有一定宽度、与周边基质有差异的区域,包括河漫滩、护岸和植被缓冲带,有时也包括部分岸边高地。河岸带/河岸缓冲带/滨岸缓冲带范围为影响河流营养条件、小气候等环境因素的区域,是陆地养分和河流之间的流动路径。	河岸带概念未包含河道本身,但体现出了河流对两侧区域的影响。河流生态廊道包含河道及周边系统,是考虑整个生态系统的综合性概念。	[7—9]
蓝道 Blueways	河道及河漫滩植被、周边防护林等,有时也指河道本身。我国城市规划中提出河道蓝线是用于城市水体的保护和控制的界线。	与河流生态廊道概念相似,以河道为核心,但水生态不突出。	[4]
绿道 Greenways	自然绿道 以河流或植被带为主、具有生态意义的的自然廊道和自然系统,能够维持生物多样性,并为野生动物栖息和迁徙提供条件。	自然绿道由植被或河流组成,比河流生态廊道的范围广,其中河流绿道是河流生态廊道。	[5—6]
	城市绿道 城市中以植物绿化为主的线状或带状要素,通常是与自然和交通走廊并排的线性绿色开放空间。	主要针对城市而言,包含城市河流生态廊道。	[4, 10]
	文化、休闲绿道 可提供历史遗产、文化价值或供人类休闲的廊道,在城市中较为常见。	从功能角度考虑,某些河流生态廊道也具有文化、休闲功能。	[6]

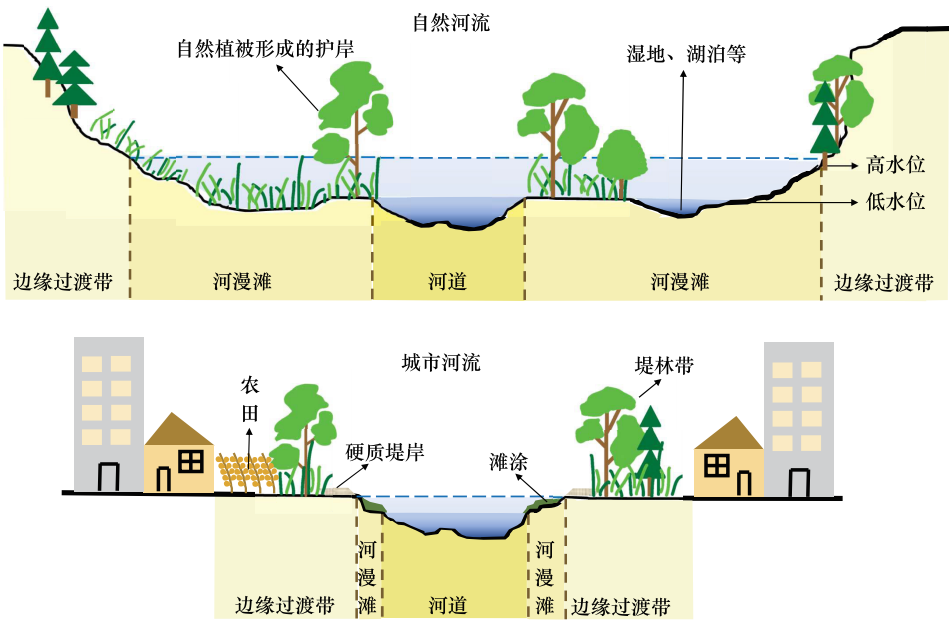


图 1 自然河流和城市河流生态廊道的组成

Fig.1 Ecological corridor components of natural river and urban river

1.3 河流生态廊道的功能

1.3.1 河流生态廊道的自然功能

将河流生态廊道作为一个整体时,可以从物理、化学和生物三方面分析其自然功能。

在物理方面,河流生态廊道主要发挥区域连通、污染物削减、微气候调节等功能。河流生态廊道通过其流域尺度景观上的线性特征,联系流域中散落的生态源地,促进流域内物质、能量的流动;不同水源地之间通过河流生态廊道的联系可提升水资源的合理时空分配和泥沙运移效率。河流生态廊道的纵向结构则可对能量、物质进行阻碍或过滤,如对水流的阻隔可以降低洪峰,进而削减洪水危害^[13]。河漫滩和边缘过渡带形成复杂的生态系统,并且通过吸附、过滤等改善河流水环境质量。另外,河流生态廊道通过水面蒸发、植物蒸腾等生态作用调节附近的微气候,为人类和动植物提供良好的生态环境。

在化学方面,河流生态廊道主要发挥水体污染削减、水环境质量提升的功能。河流生态廊道包含水体、植被、微生物等多种生态要素,多种要素的相互作用形成完整的生态系统,其中水体中的部分污染物可通过氧化还原、吸附、沉淀等化学反应发生降解和转化。

在生物方面,植物通过固定作用将河道底泥和土壤中的污染物转移到植物体内,后续通过植物收割将污染排除到河流生态系统外^[14]。微生物通过降解和转化作用改变污染物的形态或者将污染物矿化,大大削减水体污染负荷。另外,植物的净化和释氧功能也间接改善水体、土壤的环境条件^[15],促进生物多样性的保持和生态系统的健康发展,打造人与自然和谐共生的河流生态廊道环境。同时,河流生态廊道为动植物提供栖息地。河流生态廊道可为水中的动植物提供充足的营养或食物、生存和繁衍的场所以及生命生长发育的各种要素^[16]。植物的庇护有利于动物在破碎生境斑块中的运动^[17-18]。

1.3.2 河流生态廊道的社会功能

随着人类对美好生活的向往,河流生态廊道衍生出景观、文化、经济等多方面的社会功能。中国于 2016 年明确了“城市双修”概念,即生态修复和城市修补,其中生态修复利用再生态的理念,修复城市中被破坏的自然环境和地形地貌,改善生态环境质量。基于以上理念,依托传统城市河流可规划建设森林公园或滨河公园,建立慢行游憩系统,满足城市居民的休闲需求。河流生态廊道也是重要的文化和遗产廊道,如京杭大运河悠久的历史及其工程示范作用,形成重要的水文化景观,其中扬州段于 2014 年被列入《世界遗产名录》。另外,有些河流生态廊道也体现出经济功能,通过航运、旅游等发展带动河岸地区甚至城市的经济增长。

2 河流生态廊道的提取方法

河流生态廊道的提取是区域规划、流域河湖生态治理的基础工作,尤其是在区域、流域等大尺度进行廊道提取意义重大。河流生态廊道的提取方法可以总结为直接提取和基于“源地识别-阻力面构建-廊道提取”框架的间接提取。

2.1 廊道直接提取

实地观察和测量是自然科学中常用的手段之一,廊道直接提取通过河流类型、河流结构、河床坡度、土壤类型等野外调查识别河流生态廊道,但该方法人力和物力耗费较大,大型河流操作起来更为困难。地理信息技术的发展为研究人员提供了更为快捷和便利的手段,根据土地利用类型、遥感影像数据可以进行河流生态廊道的提取。河流生态廊道要素较易从以上两种数据中分离,河流两侧的植被范围可通过遥感影像解译得到^[19];廊道宽度可通过分析河流两侧的土地利用结构变化获得^[20-21]。另外,还可以结合主河道及两侧洪水淹没范围^[22]、当地植被数据库数据^[23],以及相关水文模型确定河流生态廊道的范围。

河流生态廊道也可以根据国家和地区的规划进行粗略提取。近年来,我国各地的城市规划中常会采用点(核、心)、线(轴、带、廊)、面(区、板块、片)要素形成区域结构发展规划。河流是主要的线性景观要素,通过查询地区发展规划可以明确河流的基础定位,提取河流生态廊道。如河北省邢台市提出“一核六廊、双心五区”的发展结构,其中“六廊”中有三条廊道为河流生态廊道。规划目标、尺度不同,河流生态廊道的宽度也会

随之变化。Boisjolie 等^[24]总结了美国俄勒冈州政策目标、河流性质、监管方法、管理标准四方面的差异性,制定出适用于当地的 25 种 0—152 m 的河流生态廊道的宽度标准。

2.2 源地识别-阻力面构建-廊道提取

2.2.1 源地识别

源地的识别是廊道构建过程中的重要步骤。源地识别方法的多样性,有利于研究人员根据研究目的和研究区特点进行选择,表 2 为常用的源地识别方法及特点。

(1)直接识别方法。直接识别是目前源地识别研究中最受欢迎的方法。直接识别一般将生态服务功能高的地块识别为源地^[26],源地景观一般为湖泊、水库、滩涂、生物重要栖息地等。根据研究目的的不同,源地种类可能更为丰富。如考虑廊道文化功能时,可将重要的风景名胜、水文化景观作为源地^[27]。也可以通过不同面积阈值、生物活动范围设定源地识别标准,受源地选取标准、土地利用情况等因素影响,源地数量一般为 10—25 个^[21,26]。在廊道建立过程中,源地数量过少可能导致流域廊道构建不完整;源地数量过多则可能导致流域破碎化。

表 2 源地识别的方法及特点
Table 2 Methods and characteristics of source identification

方法 Methods	介绍 Description	优点 Advantages	缺点 Disadvantages
直接识别 Direct identification	基于源的概念和源—汇理论,结合研究区的规划目标和特征,主观识别源地	无需借助模型,操作简单,且识别出的源地为人们较为熟悉的景观	主观性较强,选取的景观一般为研究区内独立、单一的斑块,流域内连通性作用较弱
基于 MSPA 识别 Identification by MSPA	在数学形态学原理基础上,应用 Guidos 软件对栅格图像空间格局进行度量、识别和分割 ^[25] ,通过对数据的重新分类识别源地	注重研究区的整体联系,体现出物质、能量的流动。所需数据少,来源广泛(仅需土地利用类型数据)	影响因素较多、需进行不同参数的设置
指标识别 Identification by index	以生态系统服务功能、生态适宜性等评价为目的,应用 InVEST、RUSLE 等模型计算生态系统服务价值,构建相应指标体系,识别源地	综合考虑多种因素,能够全面、完整地研究区进行评价,结果有理论价值和实际意义	评价方面较多,所需数据种类和数据量较大,计算较烦琐

MSPA:形态学空间格局分析 Morphological Spatial Pattern Analysis

(2)基于形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA)的识别方法。基于 MSPA 的识别方法通过降低人为选择的主观性,更加科学地识别生态源地。该方法首先在景观格局评价、绿色景观连通性等^[28]方面广泛应用,近些年被用于源地的识别。MSPA 根据前景、背景的不同选择,通过图像处理对研究区土地利用类型进行重新分类。前景为生态效益较高的土地利用类型,如水域、林地、草地及三者的组合^[29—30]较受欢迎,背景则与其他土地利用类型。图像处理结果呈现为 7 类景观类型,分别是核心区、桥接区、环道区、支线、边缘区、孔隙和岛状板块(图 2)。结合 Vogt 等^[32]对 7 种景观类型的定义,具体研究根据研究目的可以为景观类型赋予实际的生态学意义。核心区可直接被识别为生态源地,但大部分研究者通常结合

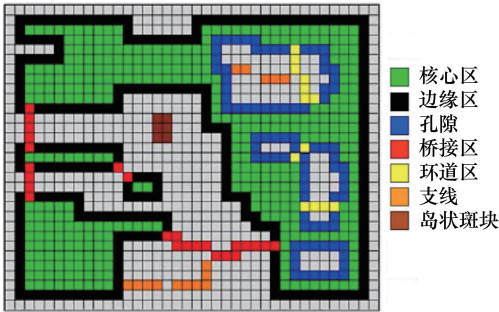


图 2 形态学空间格局分析(MSPA)分类^[31]

Fig.2 Classification of MSPA

MSPA:形态学空间格局分析 Morphological Spatial Pattern Analysis

整体连通性(Integral Index of Connectivity, IIC)、可能连通性(Probability of Connectivity, PC)等指数和斑块面积确定最终的源地。与景观相关连通性指数的结合能够更好地展示研究区源地之间的连通关系,将研究区考

虑为整体而不是分散的斑块。但需要注意,景观研究尺度的选择^[25]、边缘宽度的设定^[33]、土地利用数据的精确度等因素可对 MSPA 的结果产生一定影响。

(3) 指标识别方法。指标识别方法通常与生态系统服务功能相关。生态系统服务功能是指人类从生态系统、生态过程中获得的有利于环境发展的效益^[34],一般包括水源涵养、物种多样性维持、水土保持等。通过对研究区生态系统服务功能定量评估和空间叠加,将综合生态服务价值(Ecosystem Services Value, ESV)较高的斑块识别为源地。针对不同研究区可以选择适合的生态系统服务指标及对应的计算方法。张亮等^[35]基于城市生态斑块的复合属性特征,建立了一套适用于杭州市源地识别的体系。也有学者建立 ESV 与生态敏感性^[36]、景观连通性指数^[37]耦合的指标体系识别生态源地。

(4) 其他识别方法。为了更好地进行源地识别,Wanghe 等^[38]运用内置生态系统服务价值和景观连通性指数的 PANDORA 模型,识别了北京市通州区某区域内的多个中心节点,结合研究区实际情况,将中心节点所在的公园识别为生态源地。Liang 等^[39]运用 Zonation 软件进行中国超大型景观的生态优先区域识别,考虑生物多样性特征分布和权重条件下反复筛选,逐步删除不重要的斑块,剩余的斑块被视为生态源地。Guo 等^[40]认为高植被覆盖率地区的生态服务功能更高,将归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)具有增长趋势的像元用闭合曲线连接,形成生态源地(适用于没有水域的地区)。Li 等^[41]综合考虑土地利用类型、生态系统服务功能、以及景观连通性,将 MSPA 和指标识别方法结合,更加全面科学地进行生态源地的识别。

2.2.2 阻力面构建

阻力面是指信息流、物质流、物种流等从源头向外扩散时需要克服的障碍等值面,可通过与源地结合构建研究区域内的廊道。阻力值可以反应信息、物质和物种在经过不同土地利用类型时的困难程度,也可表现生态过程中景观异质性对信息、物质和物种的影响,是阻力面构建的重要参数,国内外研究中多用赋值法确定。

根据研究内容的不同,阻力因子的选择也存在区别。阻力因子的选择和赋值方法均可影响到阻力面构建的精确程度,进一步影响廊道构建的结果。阻力因子的选择需能够全面表征廊道内信息、物质和物种流动时可能遇到的障碍。因地制宜选择合适的阻力因子指标和方法有利于对区域进行准确研究(图 3)。近五年相关文献统计表明(共 180 篇),土地利用类型为最常用的阻力因子。除了土地利用类型,坡度、高程、地形也常被选择为阻力因子(图 3),其中 39 篇文章结合了高程和坡度两种因子。只选一种阻力因子时,绝大多数学者首选土地利用类型(69 篇)。Adriaensen 等^[42]认为尽可能不要将土地利用分成较多层级或类别,避免一些小类别信息的丢失和阻力值赋值时的繁杂工作。也有较多学者选择三个阻力因子构建阻力面,通常为土地利用类型、地形以及一个与研究内容密切相关的阻力因子。也有学者认为,区域内的阻力来源于自然因素、人为干扰、经济因素等不同方面,从而选择 2—3 个方面,每个方面选 2—3 个阻力因子。丰富的阻力因子可以更加全面地反映研究区的具体情况,但从图 3 可知,并不会有太多学者选择多于 6 个阻力因子构建阻力面。研究区域内道路常交错纵横,交通因子也受到较多研究者的重视,Huang 等^[43]在构建区域绿色基础设施时选择了三种道路阻力因子,分别为距离主要道路、次要道路和三级公路的距离。

为了方便计算,阻力因子一般被赋予权重和阻力值。研究者一般参考相关文献、相似案例以及咨询该领域专家的意见,降低赋值过程中主观性。对于没有前人经验的阻力因子也可以根据其概念、研究区实际情况、国家标准、地方标准等进行赋值。也有研究者将这些阻力因子进行系统的整理,采用层次分析法(A analytical Hierarchy Process, AHP)赋予权重和设定阻力值^[30]。还有研究者^[44—45]将统计学与 GIS 技术结合,运用空间主成分分析(Spatial Principal Component Analysis, SPCA)方法计算阻力因子的权重,不仅客观性强,而且能够减少数据种类和数据量。

此外,Li 等^[41]引入地表干旱指数、景观生态风险指数等作为修正参数进行阻力面构建。也可以考虑相同土地利用的内部差异采用由土地利用类型插值得到的隐性阻力面^[46],或者考虑人为干扰等因素,利用表征人类活动的夜光灯数据进行修正^[47]。Wang 等^[48]和毛诚瑞等^[49]利用 ESV 识别源地后,以 ESV 的倒数作为阻力

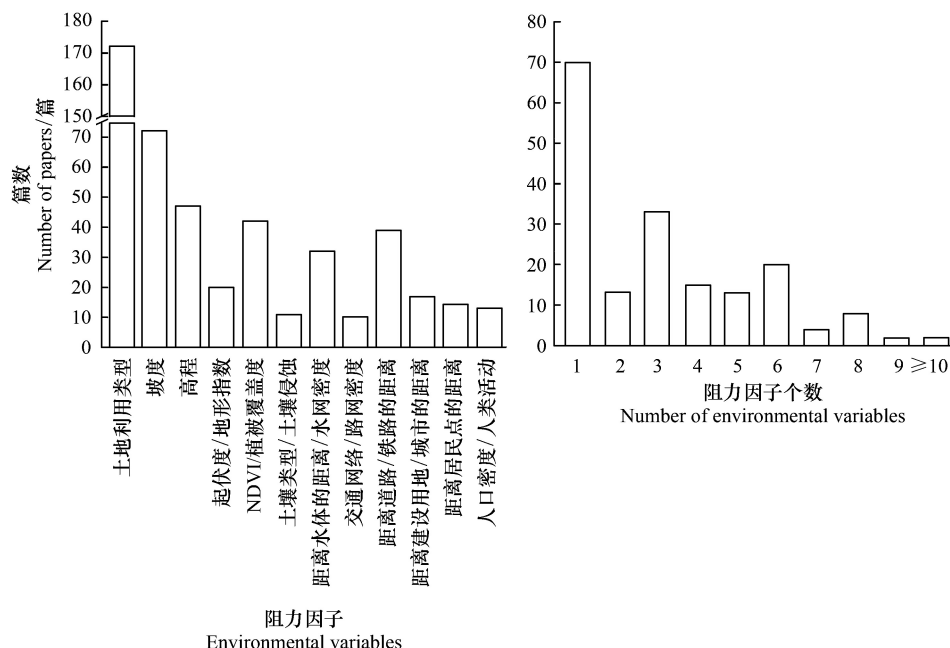


图3 近五年相关文献中阻力因子选择与阻力因子数量选择

Fig.3 Environmental variable selection and environmental variable number selection in the published paper in recent five years

NDVI:归一化植被指数 Normalized Difference Vegetation Index

面,即生态系统价值高的地方阻力小。

2.2.3 廊道提取

考虑斑块、廊道、基质之间的关系^[50],结合源地和阻力面构建廊道的方法在研究中较为常用。其本质是根据于景观生态学中的源—汇理论,探求景观格局和生态过程之间的双向影响,解决景观生态学的核心问题^[40]。廊道提取的具体方法主要基于图谱理论,但不是简单的欧几里得距离,而是考虑成本和权重的加权距离^[51—52]。基于地理信息技术,通过点线面规划,选择代表两个源地区域之间最小阻力和最短距离的组合,模拟最可能的廊道。

廊道构建方法可分为最小耗费距离 (Least Cost Distance, LCD) 方法、最小耗费路径 (Least Cost Path, LCP) 方法、最小累积阻力 (Minimum Cumulative Resistance, MCR) 模型方法。这些方法与 GIS 技术结合,涵盖了地形、地貌、人类影响等多种因素,能够科学客观地模拟廊道的位置和格局,模拟结果可以实现廊道的可视化。

三种廊道构建方法的本质和目的相同,只是在概念和操作上存在一定差别。LCD 是一个源地到另一个源地间物种的可能路线,可以表明源地的可达性^[21, 53]。LCP 是一个源地到另一个源地最小成本的唯一路径,在 LCD 的基础上进一步采用 LCP 方法识别的最小耗费路径即为潜在生态廊道^[40]。MCR 模型方法将源地之间的距离概化为正相关的函数关系,如公式(1)所示:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (1)$$

式中, i 表示某一景观单元; j 表示某一源地; R_i 表示 i 在某方向运动时的阻力系数; D_{ij} 表示物种或能量从 j 扩散到 i 穿过的距离; $\min$ 表示 i 到 j 产生的累积阻力最小值; f 是一个反映空间某点的最小阻力到源地的距离和景观类型特征的正相关函数。

通过以上方法可以初步构建区域的生态廊道。在剔除重复廊道后,通过对研究区廊道景观构成进行统计或与数字河网进行对比,可以进一步识别研究区的河流生态廊道。但是也存在一些问题:1) 不能区分廊道的

重要性,2)没有考虑廊道宽度的影响,3)忽略了源地本身存在的差异。基于这些问题,研究者给出了一些解决方法。如通过重力模型、图谱理论^[50-51]等方法结合景观指数,将廊道划分为不同等级,从而提取出更为重要的廊道。通过对研究区的系统分析^[51],可以沿河道向两侧扩展一定距离的缓冲区,将宽度因素融入廊道构建中。但也有研究者指出,根据经验沿河道外延形成的缓冲区在人类发展和生态保护中存在矛盾^[35]。廊道宽度问题值得研究者进一步深入研究,找到合适的方法提升廊道宽度选择的科学性和客观性。为了区分源地之间的差异,Li 等^[41]考虑了源地面积和类型等因素,将 MCR 模型进行修正为公式(2):

$$\text{MCRE} = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i \times \frac{1}{E_j}) \quad (2)$$

式中, E_j 表示 j 的相对潜力,数值越大代表生态潜力越高。

另外,在阻力面构建后,也有研究者基于电路理论通过 Circuitscape 软件构建生态廊道。与上述方法不同,电路理论认为两源地之间物种迁移是随机的,这种随机迁移更符合物种运动的实际情况,但不一定遵循最优路径。电路理论用电阻代表景观阻力^[54],用电流表示景观单元节点间的物种扩散通量^[53],通过模拟得出多条可能路径^[55]。LaPoint 等^[52]利用 LCD 方法和基于电路理论的 RD (Resistance Distance) 方法提取了生态廊道,并与实际廊道进行了对比,两种方法均表现不佳,仅识别出不到 1/4 的实际使用廊道,后续应结合生物实际运动数据进行改善。

2.3 廊道直接提取和间接提取的比较

廊道直接提取方法最为简单,适用于单条河道,通过大量的实地调查等能够细致、精确地表现河流生态廊道的特征。当研究区域内河网发达、河流数量众多时,直接提取方法较难确定河流之间的关系,较难解释流域内的联系,难以构建完整的生态廊道系统。

间接提取方法基于“源地识别-阻力面构建-廊道提取”框架进行河流生态廊道的提取,可以利用遥感影像、土壤和植被数据库等多种可获得的数据,使河流生态廊道的提取可在室内完成大部分工作,省时省力。间接提取方法尤其适用大尺度流域河流生态廊道的提取,在近五年的相关文献中,86%的文章中研究区面积均超过了 1000 km²。与实地考察相比,恰当运用遥感和 GIS 技术能够在保障数据质量的基础下提高工作效率、节约人力和物力。但廊道间接提取方法不能细致到某一条河流的研究,所构建的廊道细节不足。

通过文献总结和方法比较可知,在大尺度流域框架下,可以结合河流生态廊道的基础理论,采用“源地识别-阻力面构建-廊道提取”的间接方法提取流域内的河流生态廊道。

3 白洋淀-大清河流域河流生态廊道构建思路

3.1 研究区概况

白洋淀-大清河流域位于海河流域的中部,跨越山西、河北、北京、天津四个省市,总面积约 4.5 万 km²。流域地势呈现西北高东南低的趋势,海拔高度最高 2782 m 左右,坡度在 1/500—1/10000 之间^[56],山区地形变化显著,平原地区起伏较小。流域内有多条河流,漕河、府河、孝义河等九条河流汇入大清河流域中心区域的白洋淀,其中仅府河和孝义河没有断流^[57]。白洋淀通过东侧的赵王新河汇入大清河,然后向东注入渤海。流域中广泛分布着白洋淀、团泊洼等大型洼地,西大洋、王快、北大港等水库(图 4)。流域地处温带大陆性季风气候区。大部分地区四季分明,多年平均降水量 575 mm。流域内广泛分布褐土、棕壤、粗骨土、潮土等,山区土地利用类型以草地和林地为主,平原区城市及农村与耕地相间分布。

3.2 白洋淀-大清河流域河流生态廊道构建思路

白洋淀-大清河流域河网复杂,河流众多,采用基于 GIS 的“源地识别-阻力面构建-廊道提取”间接提取河流生态廊道更为科学(图 5)。如图 4 所示,白洋淀既是重要的生态源地,又是连接大清河流域的关键节点。采用考虑生态系统连通性的 MSPA 方法识别重要的生态源地。在廊道构建时,可适当提高白洋淀的源地等级,进而形成以白洋淀为核心的辐射型河流生态廊道及多河道交织的复杂河流生态廊道网络。通过河流生态

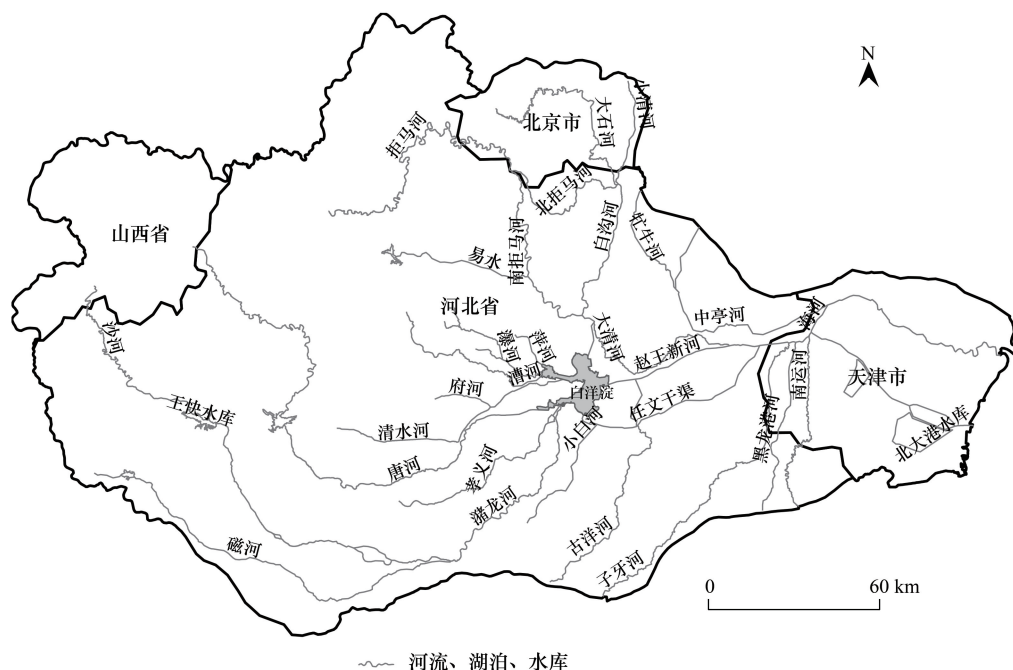


图4 大清河流域水系图

Fig.4 River network of the Daqing River basin

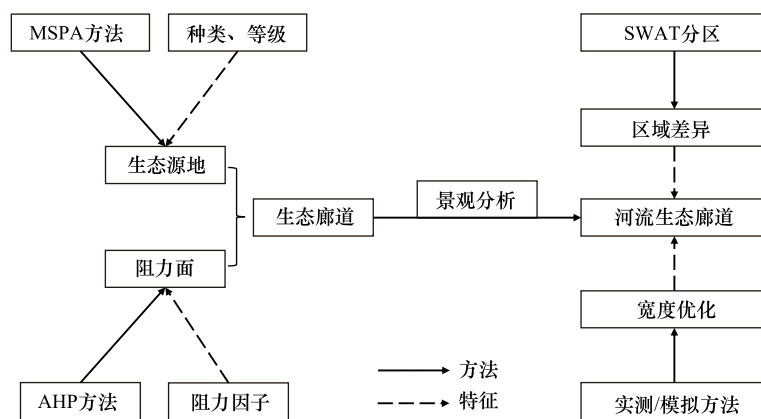


图5 白洋淀-大清河流域河流生态廊道构建思路

Fig.5 Idea of river ecological corridor construction in Baiyangdian-Daqing River basin

SWAT:土壤和水评估工具 Soil and Water Assessment Tool; AHP:层次分析法 Analytical Hierarchy Process

廊道的构建,增强流域内部连通,充分发挥白洋淀湿地对区域生态环境提升的作用,打造绿色、健康的流域生态环境。

(1)生态源地识别。采用 MSPA 方法,通过 Guidos 软件对生态源地进行识别,选用水体、林地和草地作为前景,其他土地利用类型作为背景,得到 7 类景观,结合前人的研究和大清河流域的实际情况赋予 7 类景观的具体生态学意义。结合景观指数和斑块面积进行连通性评价,筛选出更为重要且数量适宜的生态源地。为了便于后期对源地进行管理,可以结合实际情况与斑块所在的保护区、水库、林地等景观进行对比,如果由 MSPA 方法识别的源地与实际景观面积相近,可将源地斑块进行微调至实际景观。将调整后的生态源地划分为不同类型,如水源地、森林源地等,并根据源地的类型、面积、区位等要素将源地划分为不同等级。

(2)阻力面构建。阻力面构建的前提是选择合适的阻力因子,优先选用土地利用类型,并结合其他廊道生态过程可能遇到的阻力,如高程、植被覆盖度、与道路之间的距离等因子。通过层次分析法结合领域专家意见、相关研究结果,对各阻力因子进行分级并设定阻力值和权重。将多个单独的阻力因子在 ArcGIS 中进行处理,得到综合景观阻力面。

(3)河流生态廊道提取。结合源地和阻力面,应用修正后加入源地等级的 MCR 模型生成各景观单元到综合景观阻力面上最近源地的累积阻力距离的最小值。运用 ArcGIS 中空间分析(Spatial Analyst)工具箱中的 Cost Path 工具提取流域内的生态廊道,对重复的廊道进行剔除后得到廊道网络。对识别后的廊道进行景观组成分析,结合白洋淀-大清河流域的水系、路网等,分析河流生态廊道在区域内的重要性。

(4)河流生态廊道优化。河流生态廊道作用的发挥受到宽度、水系连通情况等因素的影响^[58],合理规划适当的廊道宽度能够促进河流生态廊道效益的最大化。考虑到白洋淀-大清河流域面积较大,通过土壤和水评估工具(Soil and Water Assessment Tool, SWAT)模型,以白洋淀为中心将流域划分为若干小区域。位于大清河流域中央的白洋淀不仅具有重要生态价值,还是国家级雄安新区重要的水资源保障和生态景观基地。结合每个区域河流生态廊道的作用、土地利用类型等因素,通过实地观测、模型模拟、专家咨询、缓冲区土地类型分析等方法合理规划河流生态廊道的宽度。

4 河流生态廊道提取研究展望

4.1 河流生态廊道提取科学性的提升

河流生态廊道间接提取方法依托于遥感影像、气象、人口等数据,用 GIS 技术结合模型对廊道进行提取,不仅效率高,而且适用于大尺度河流生态廊道。但是,阻力面构建过程中阻力因子选择和阻力值赋值较为主观,是廊道构建过程中的薄弱环节。虽然研究者针对这种主观性进行了一定的修正,如考虑土地利用类型对物质和能量流动的阻力等^[59]。但目前尚未比较不同赋值方法对阻力面构建的影响,不能有效评价不同赋值方法的优劣。未来阻力面构建可重点关注阻力值赋值的科学性,如结合模型对阻力因子赋予权重,明确不同阻力因子间的逻辑关系,提升相同阻力因子内及不同阻力因子间赋值的科学性等;也可以结合廊道的实际功能进行阻力面修正等,提升河流生态廊道提取的科学性。

4.2 河流生态廊道提取过程中廊道宽度的优化

宽度不仅是河流生态廊道发挥功能的重要特征之一,也是河流生态廊道构建的重要参数。直接提取方法通过野外调查确定河流生态廊道的宽度,但测量^[60]、目视估计^[61]等方法得到的廊道宽度,难以考虑河流、河漫滩、边缘过渡带三者之间的关系,并且在大尺度范围很难实现。“源地识别-阻力面构建-廊道提取方法”间接提取方法则不能确定河流生态廊道的宽度。未来需运用 3S(遥感技术、地理信息系统和全球定位系统的统称)技术,结合相关数学模型或者建立经验公式等,对间接提取的河流生态廊道宽度进行模拟计算;也可采用直接提取和间接提取相结合的方法,在研究区划分多个典型的小流域,通过野外调查确定河流生态廊道的宽度,用 AI+GIS 技术将廊道宽度推及到相似区域内。

参考文献(References):

- [1] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [2] 吕海燕, 李政海, 李建东, 宋国宝. 廊道研究进展与主要研究方法. 安徽农业科学, 2007, 35(15): 4480-4482, 4484-4484.
- [3] Damschen E I, Haddad N M, Orrock J L, Tewksbury J J, Levey D J. Corridors increase plant species richness at large scales. Science, 2006, 313(5791): 1284-1286.
- [4] 杨楠, 王丽丹, 刘笑. 基于生态修复的河流廊道规划研究与实践//2018 城市发展与规划论文集. 苏州: 北京邦蒂会务有限公司, 2018.
- [5] 宗跃光. 廊道效应与城市景观结构. 城市环境与城市生态, 1996, 9(3): 21-25.
- [6] Fabos J G. Introduction and overview: the greenway movement, uses and potentials of greenways. Landscape and Urban Planning, 1995, 33(1/3): 1-13.
- [7] 岳隽, 王仰麟. 国内外河岸带研究的进展与展望. 地理科学进展, 2005, 24(5): 33-40.

- [8] 诸葛亦斯, 刘德富, 黄钰铃. 生态河流缓冲带构建技术初探. 水资源与水工程学报, 2006, 17(2): 63-67.
- [9] Baker M E, Weller D E, Jordan T E. Effects of stream map resolution on measures of riparian buffer distribution and nutrient retention potential. *Landscape Ecology*, 2007, 22(7): 973-992.
- [10] Liu Z, Lin Y L, De Meulder B, Wang S F. Can greenways perform as a new planning strategy in the Pearl River Delta, China? *Landscape and Urban Planning*, 2019, 187: 81-95.
- [11] Tomsett C, Leyland J. Remote sensing of river corridors: a review of current trends and future directions. *River Research and Applications*, 2019, 35(7): 779-803.
- [12] Harvey J, Gooseff M. River corridor science: hydrologic exchange and ecological consequences from bedforms to basins. *Water Resources Research*, 2015, 51(9): 6893-6922.
- [13] Zedler J B, Kercher S. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 2005, 30: 39-74.
- [14] 陈天, 包宁颖, 杜崇宣, 刘云根, 张慧娟, 王妍. 重金属污染河流生态修复区挺水植物对重金属的吸收特性. *环境科学研究*, 2020, 33(9): 2110-2117.
- [15] 姜明, 武海涛, 吕宪国, 朱宝光. 湿地生态廊道设计的理论、模式及实践——以三江平原浓江河湿地生态廊道为例. *湿地科学*, 2009, 7(2): 99-105.
- [16] 王紫琦, 张娜, 孙威, 王鲜鲜. 北京永定河河岸带生态修复对河流水质的影响. *中国科学院大学学报*, 2015, 32(4): 498-505.
- [17] Carlier J, Moran J. Landscape typology and ecological connectivity assessment to inform Greenway design. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 3241-3252.
- [18] Teng M J, Wu C G, Zhou Z X, Lord E, Zheng Z M. Multipurpose greenway planning for changing cities: a framework integrating priorities and a least-cost path model. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 103(1): 1-14.
- [19] 梁雄伟, 王立, 马放, 李哲, 汪根, 姜晓峰. 阿什河流域绿色河流廊道景观格局解析及功能评价. *中国给水排水*, 2017, 33(11): 49-55.
- [20] 赵晓萌. 吉林市生活区河流廊道土地利用生态管理研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2013.
- [21] 徐威杰, 陈晨, 张哲, 邵晓龙, 张晓惠, 张彦. 基于重要生态节点独流减河流域生态廊道构建. *环境科学研究*, 2018, 31(5): 805-813.
- [22] 韩琪, 赵进勇, 徐征和, 王琦, 张晶, 彭文启. 洪泛河流动态生态廊道宽度界定研究——以永定河泛区廊坊段为例. *水利水电技术*, 2020, 51(11): 171-180.
- [23] 刘赢男, 杨帆, 韩辉, 曲艺. 阿什河流域河岸植被缓冲带宽度规划. *国土与自然资源研究*, 2018, (6): 46-48.
- [24] Boisjolie B A, Santelmann M V, Flitcroft R L, Duncan S L. Legal ecotones: a comparative analysis of riparian policy protection in the Oregon Coast Range, USA. *Journal of Environmental Management*, 2017, 197: 206-220.
- [25] Ostapowicz K, Vogt P, Riitters K H, Kozak J, Estreguil C. Impact of scale on morphological spatial pattern of forest. *Landscape Ecology*, 2008, 23(9): 1107-1117.
- [26] Zhang Z Z, Meerow S, Newell J P, Lindquist M. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 38: 305-317.
- [27] 俞孔坚, 王春连, 李迪华, 袁弘, 李文豪, 洪敏. 水生态空间红线概念、划定方法及实证研究. *生态学报*, 2019, 39(16): 5911-5921.
- [28] 曹翊坤, 付梅臣, 谢苗苗, 高云, 姚思瑶. 基于 LSMM 与 MSPA 的深圳市绿色景观连通性研究. *生态学报*, 2015, 35(2): 526-536.
- [29] Guo S Y, Saito K, Yin W D, Su C. Landscape connectivity as a tool in green space evaluation and optimization of the Haidan District, Beijing. *Sustainability*, 2018, 10(6): 1979.
- [30] Ye H, Yang Z P, Xu X L. Ecological corridors analysis based on MSPA and MCR model—a case study of the tomur world natural heritage region. *Sustainability*, 2020, 12(3): 959.
- [31] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 2009, 30(4): 456-459.
- [32] Vogt P, Riitters K H, Iwanowski M, Estreguil C, Kozak J, Soille P. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 2007, 7(2): 481-488.
- [33] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 徐建刚. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建. *生态学报*, 2015, 35(19): 6425-6434.
- [34] 张继平, 乔青, 刘春兰, 王海华, 裴厦. 基于最小累积阻力模型的北京市生态用地规划研究. *生态学报*, 2017, 37(19): 6313-6321.
- [35] 张亮, 岳文泽, 陈阳. 基于斑块复合属性特征的城市生态安全格局构建——以杭州市为例. *生态学报*, 2021, 41(11): 4632-4640.
- [36] 王浩, 马星, 杜勇. 基于生态系统服务重要性和生态敏感性的广东省生态安全格局构建. *生态学报*, 2021, 41(5): 1705-1715.
- [37] 张玥, 许端阳, 李霞, 张晓宇, 王小博, 王绍强. 中-老交通走廊核心区生态廊道构建与关键节点识别. *生态学报*, 2020, 40(6): 1933-1943.
- [38] Wanghe K Y, Guo X L, Wang M, Zhuang H F, Ahmad S, Khan T U, Xiao Y Q, Luan X F, Li K. Gravity model toolbox: an automated and open-source ArcGIS tool to build and prioritize ecological corridors in urban landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 22: e01012.
- [39] Liang J, He X Y, Zeng G M, Zhong M Z, Gao X, Li X, Li X D, Wu H P, Feng C T, Xing W L, Fang Y L, Mo D. Integrating priority areas and

- ecological corridors into national network for conservation planning in China. *Science of the Total Environment*, 2018, 626: 22-29.
- [40] Guo X Y, Zhang X Q, Du S X, Li C, Siu Y L, Rong Y J, Yang H. The impact of onshore wind power projects on ecological corridors and landscape connectivity in Shanxi, China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 254: 120075.
- [41] Li S C, Xiao W, Zhao Y L, Lv X J. Incorporating ecological risk index in the multi-process MCRE model to optimize the ecological security pattern in a semi-arid area with intensive coal mining: a case study in northern China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 247: 119143.
- [42] Adriaensen F, Chardon J P, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 64(4): 233-247.
- [43] Huang H, Zhang M H, Yu K Y, Gao Y L, Liu J. Construction of complex network of green infrastructure in smart city under spatial differentiation of landscape. *Computer Communications*, 2020, 154: 380-389.
- [44] 潘竞虎, 刘晓. 基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化——以张掖市甘州区为例. *应用生态学报*, 2015, 26(10): 3126-3136.
- [45] 王琦, 付梦娣, 魏来, 韩煜, 史娜娜, 李俊生, 全占军. 基于源-汇理论和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建——以安徽省宁国市为例. *环境科学学报*, 2016, 36(12): 4546-4554.
- [46] Li S C, Xiao W, Zhao Y L, Xu J F, Da H Z, Lv X J. Quantitative analysis of the ecological security pattern for regional sustainable development: case study of Chaohu basin in eastern China. *Journal of Urban Planning and Development*, 2019, 145(3): 04019009.
- [47] 吴平, 林浩曦, 田璐. 基于生态系统服务供需的雄安新区生态安全格局构建. *中国安全生产科学技术*, 2018, 14(9): 5-11.
- [48] Wang Y, Pan J H. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: a case study in Ganzhou District, NW China. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 241: 118337.
- [49] 毛诚瑞, 代力民, 齐麟, 王炎, 周旺明, 周莉, 于大炮, 赵福强. 基于生态系统服务的流域生态安全格局构建——以辽宁省辽河流域为例. *生态学报*, 2020, 40(18): 6486-6494.
- [50] 陈剑阳, 尹海伟, 孔繁花, 玄贵鹏. 环太湖复合型生态网络构建. *生态学报*, 2015, 35(9): 3113-3123.
- [51] Kong F H, Yin H W, Nakagoshi N, Zong Y G. Urban green space network development for biodiversity conservation: identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 95(1/2): 16-27.
- [52] LaPoint S, Gallery P, Wikelski M, Kays R. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, 2013, 28(8): 1615-1630.
- [53] Avon C, Bergès L. Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances. *Landscape Ecology*, 2016, 31(7): 1551-1565.
- [54] McRae B H, Dickson B G, Keitt T H, Shah V B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 2008, 89(10): 2712-2724.
- [55] Dickson B G, Albano C M, Anantharaman R, Beier P, Fargione J, Graves T A, Gray M E, Hall K R, Lawler J J, Leonard P B, Littlefield C E, McClure M L, Novembre J, Schloss C A, Schumaker N H, Shah V B, Theobald D M. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, 2019, 33(2): 239-249.
- [56] 赵文廷, 王树涛, 许皞. 基于雄安新区水源涵养的山水林田湖草综合治理措施构想. *林业与生态科学*, 2019, 34(1): 1-14.
- [57] Zhou L, Sun W C, Han Q, Chen H Y, Chen H, Jin Y L, Tong R Z, Tian Z F. Assessment of spatial variation in river water quality of the baiyangdian basin (China) during environmental water release period of upstream reservoirs. *Water*, 2020, 12(3): 688.
- [58] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. *生态学报*, 2005, 25(9): 2406-2412.
- [59] Fu Y J, Shi X Y, He J, Yuan Y, Qu L L. Identification and optimization strategy of county ecological security pattern: a case study in the Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106030.
- [60] 黄沈发, 唐浩, 鄢忠纯, 熊丽君, 吴建强. 3 种草皮缓冲带对农田径流污染物的净化效果及其最佳宽度研究. *环境污染与防治*, 2009, 31(6): 53-57.
- [61] Johansen K, Phinn S, Witte C. Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(11): 2679-2691.