

DOI: 10.5846/stxb201910092099

梁鑫源, 金晓斌, 朱凤武, 何杰, 张晓琳, 张孟真, 樊应凭, 胡静, 周寅康. 长江中下游平原区生态保护红线的划定——以江苏省为例. 生态学报, 2020, 40(17): 5968-5979.

Liang X Y, Jin X B, Zhu F W, He J, Zhang X L, Zhang M Z, Fan Y P, Hu J, Zhou Y K. Reflection on delimiting ecological protection red line (EPRL) in Middle-Lower Yangtze Plain: A case study of Jiangsu Province. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(17): 5968-5979.

长江中下游平原区生态保护红线的划定 ——以江苏省为例

梁鑫源¹, 金晓斌^{1,3,4,*}, 朱凤武^{2,3}, 何杰¹, 张晓琳¹, 张孟真¹, 樊应凭¹, 胡静⁵, 周寅康^{1,3,4}

1 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

2 江苏省土地勘测规划院, 南京 210024

3 国土资源部海岸带开发与保护重点实验室, 南京 210023

4 江苏省土地开发整理技术工程中心, 南京 210023

5 重庆市农村土地整治中心, 重庆 401121

摘要:科学划定生态保护红线(Ecological Protection Red Line, EPRL)并严格保护是中国政府建设生态文明建设的重要战略举措,对国土空间可持续发展具有重要意义。通过解析生态保护红线制度的内涵、目标与划定标准提出生态保护红线的4项基础性问题。针对长江中下游平原面临的生物多样性减少、生境斑块破碎化以及农业与生态空间冲突等问题,考虑生态保护红线的区域差异性,以江苏省为研究区,结合区域特征利用生境维持、气候调节、水源涵养、粮食供给、土壤保持5项生态系统服务功能,基于生态安全格局研究框架探讨了相应的生态保护红线划定方法。研究结果表明:①江苏省生态源地主要由区域内河流、湖泊、滩涂与林地构成,各项生态系统服务功能空间格局差异化显著,限于农田覆盖范围广泛与水系网络结构发达,源地斑块破碎化现象严重。②江苏生态保护红线主要由湿地、林草地、农用地等地类构成,红线核心区以湿地为主,廊道与节点则以农用地为主。生态保护红线可根据源地景观规模分为3级,其中I级EPRL占比达72.87%,可基本代表核心红线图斑。③生态廊道与生态节点的设置有助于提高生境图斑的连通性,江苏省生态廊道共47条,包括33条关键生态廊道与14条潜在生态廊道,总长度分别为1296.27km、1726.33km。研究结果可为长江中下游平原的生态保护红线划定创新思路,并希冀对生态保护红线制度约束下的国土空间管控与管制制度改革具有借鉴价值。

关键词:生态保护红线;国土空间管控;生态安全;长江中下游;江苏省

Reflection on delimiting ecological protection red line (EPRL) in Middle-Lower Yangtze Plain: A case study of Jiangsu Province

LIANG Xinyuan¹, JIN Xiaobin^{1,3,4,*}, ZHU Fengwu^{2,3}, HE Jie¹, ZHANG Xiaolin¹, ZHANG Mengzhen¹, FAN Yingping¹, HU Jing⁵, ZHOU Yinkang^{1,3,4}

1 School of Geographic and Oceanographic Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

2 Institute of Land Surveying and Planning of Jiangsu, Nanjing 210024, China

3 Key Laboratory of Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Land and Resource, Nanjing 210023, China

4 Jiangsu Land Development and Consolidation Technology Engineering Center, Nanjing 210023, China

5 Chongqing Land Consolidation and Rehabilitation Center, Chongqing 401121, China

基金项目:国家自然科学基金项目(41971234, 41971235)

收稿日期:2019-10-09; **网络出版日期:**2020-07-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jinxb@nju.edu.cn

Abstract: Scientifically delineating and strictly protecting the ecological protection red line (EPRL) are essential strategic measures for the Chinese government to construct ecological civilization. It is of considerable significance to promote the sustainable development of land space. This paper puts forward four fundamental issues of the EPRL by analyzing the connotation, objectives, and delimitation criteria of the EPRL system. Aiming at the problems of biodiversity reduction, habitat patch fragmentation, and conflict between agriculture and ecological space in Middle-Lower Yangtze Plain, the regional differences of the EPRL are considered. Taking Jiangsu Province as the study area, this paper discussed the corresponding EPRL delimitation method based on the framework of ecological security pattern, considering five ecosystem service functions of habitat maintenance, climate regulation, water conservation, food supply, and soil conservation. The results show that 1) eco-source areas in Jiangsu Province mainly compose of rivers, lakes, tidal flats and woodlands, and the spatial patterns of ecosystem services are significantly different. Limited by the extensive coverage of farmland and the developed network structure of the river system, the source patches are severely fragmented. 2) Jiangsu EPRLs are mainly composed of wetland, forest, and grassland, agricultural land, etc. The core area of the EPRL is mainly wetland, while the corridors and nodes are mainly agricultural lands. The EPRL can be divided into three levels according to the landscape size of eco-source, of which grade I EPRL accounts for 72.87% and can basically represent the core EPRL patches. 3) The establishment of ecological corridors and ecological nodes helps to improve the connectivity of habitat patches. There are 47 ecological corridors in Jiangsu Province, including 33 critical ecological corridors and 14 potential ecological corridors, with total lengths of 1296.27 km and 1726.33 km, respectively. The results can provide innovative ideas for the EPRL delimitation in Middle-Lower Yangtze Plain and hope to have reference value for the system reform of land space management and control under the restriction of the EPRL system.

Key Words: ecological protection red line; land space control; ecological security; Middle-Lower Yangtze Plain; Jiangsu Province

资源与环境作为完整的生态系统是紧密相连的^[1],由于人口增长引起的城市化过程对生态系统相互关系部分影响重大^[2-3]。景观作为反映土地及地上空间和物质所构成的综合体,产生了一系列生态系统服务,然而土地利用决策往往忽略了这些服务的价值^[4]。已有研究表明,土地利用决策的权衡会影响地方一级的生态系统服务和生物多样性价值^[5],如传统土地利用决策强调市场价值,但忽视非市场的生态系统服务^[4]。由此可见,为维持地球生命支持系统和满足人类未来需求,人类活动必须首先被视为生态系统的组成部分^[6],而资源与环境的过度开发或退化势必会影响生态系统的完整性与可持续性。因此,自然资源和环境管理需要一种综合生态系统的整体战略框架,通过制定环境政策以管理和可持续利用土地、水与生物资源^[7]。

随着我国经济社会快速发展,自然环境尤其在资源开发严重的地区受到巨大影响,如江苏太湖的富营养化和藻类泛滥、广东珠江口地区赤潮现象、青岛海域浒苔繁殖等^[8]。为应对土地利用的急剧变化和管理效率低下,克服管理冲突和保障生态系统服务安全,寻求生态保护与人类社会发展的和谐平衡^[9],2014年中国环境保护部出台“生态保护红线”政策,将生态系统服务作为实现国家和区域生态安全及经济社会可持续发展的途径^[10]。中心目标类似于美国和澳大利亚的自然保护区^[11]、加拿大的生态网络系统^[12-13]、泛欧地区的绿色基础设施网络以及新西兰和南非等地区的战略环境评估体系^[14],关注功能维护所需的最小面积、生态系统完整性及稳定性等方面。至今,生态保护红线已被定义为生态功能保障基线、环境质量安全底线及自然资源利用上限。其范围确定需要对生态系统服务进行可靠评估,进而了解生态系统之间和内部空间的连通性^[15]。但由于区域多尺度效应存在,面对差别化的区域自然环境条件与资源利用特征,统一刚性的红线划定标准的有效性面临巨大挑战,如何解决生态系统服务与政府管理方式,以及利益需求的空间匹配是当前中国生态保护红线制度进一步完善的当务之急。

长江中下游平原是中国传统的人口密集区和土地高度集约化利用地区,自然地势特征与经济发展优势促

使该区域农业与工业产业发展迅速,同时由于资源过度开发利用造成了一系列的水体污染、大气污染、土壤异化等生态环境问题。2019年12月国务院颁发《长江三角洲区域一体化发展规划纲要》指出需加强长三角地区重要生态空间、生态系统的保护与修复。生态保护红线是对生态安全格局的层级性监管,以及区域发展权利的再分配,红线划定的合理性对区域保护与发展的冲突协调具有重要意义。本文通过解析生态保护红线制度的基础性问题,结合生态安全格局的研究框架提出基于生态系统服务多功能性的省域生态保护红线划定方法。研究内容可为长江中下游平原制定差别化生态保护红线划定标准提供参考,为土地利用高度集约化地区的生态安全格局构建提供解析思路,研究结果对于生态保护红线制度约束下的国土空间管控与管制制度改革具有借鉴价值。

1 生态保护红线制度解析

保护与发展的冲突是挑战全球社会的重要议题,人类必须在保护和发展的需求之间取得平衡^[16]。研究表明^[17-18],全球拥有超过12%的地表面积被指定为保护区,且预计在2030年达到15%—29%;然而全球4000多个保护区的综合分析结果显示40%以上的保护区没有达到预期效果。资源利用和环境保护的“红线”管理战略迫切需要从数量型向质量型转变,以实现土地管理过程的多目标权衡^[19]。为应对经济快速发展造成的土地利用急剧变化、土地管理效率低下及生态系统退化问题,中国从2000年开始投入巨资保护和恢复自然资本^[20]。2012年政府制定生态红线政策,旨在限制生态脆弱地区的人类活动^[21],该计划被认为是控制人类活动强度、建立工业发展环境准入标准和生态状况评价体系的综合管理框架^[22]。2017年2月国务院发布《关于划定并验收生态保护红线的若干意见》,提出建立整合统一的保护区管理体系^[23]。同年5月,环境保护部与国家发展改革委印发《生态保护红线划定指南》,将生态保护红线视为保障和维护国家生态安全的底线和生命线,并将其确定为在生态空间范围内具有特殊重要生态功能、必须强制性严格保护的区域。其中生态空间是指具有自然属性、以提供生态服务或生态产品为主体功能的国土空间,包括森林、草原、湿地、河流、湖泊、滩涂等地类。生态保护红线制度是中国解决保护与发展问题的重要制度创新,但仍存在科学与实践衔接过程中的部分基础性问题(图1)。

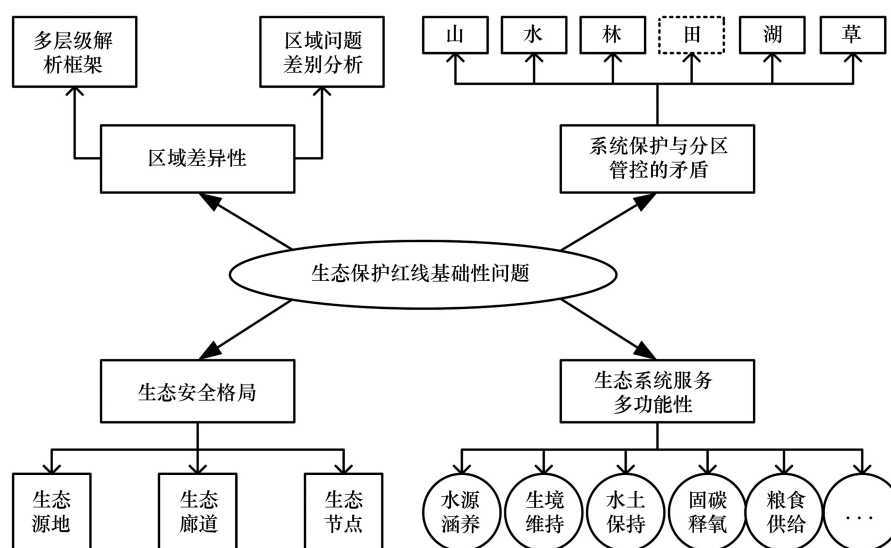


图1 生态保护红线划定制度的基础性问题

Fig.1 Fundamental issues of EPRL planning system

(1)红线划定标准的区域差异性。红线划定强调生态功能重要性评估和生态环境敏感性评估结合的方法,但该方法对土地开发高度集约化、生态空间稀缺等地区指导意义较小。此外国家-省域-地方的层级式管

理需求不同导致生态系统服务定义不明确,进而形成不一致的评估标准,体现在基本评估单元、评估方法选择、评估结果分级等方面。

(2)生态系统服务的多功能性。生态保护红线的划定基于具备自然属性、提供生态服务或产品的生态空间,内容包括生态功能重要区域及生态环境敏感脆弱区域。作为生态系统组成部分,旱地、水田等农业生产空间同样具有除粮食供给外的气候调节等多功能属性,但为简化国土空间管理方式,生态保护红线划定并未考虑非生态空间的服务功能。

(3)生态安全格局体系的模糊化。生态安全的前提是由关键性保护地构成的结构完整、功能完备、分布连续的生态空间格局。生态安全格局是指对生态过程的安全和健康至关重要的景观要素,包括生态斑块(源地)与廊道所形成的完整体系^[24]。现有制度侧重于生态源地识别,对于保护地及保护地之间生态廊道的连通性关注较弱。

(4)系统保护与分区管控的矛盾。生态保护红线的中心指导思想强调按照山水林田湖草生命共同体的系统保护要求划定红线管控重要生态空间,然而统一的红线划定标准促使耕地与生态保护区不可避免地划分为两个区域,由于二者管制的目标追求与方式差异显著,因此导致系统保护思维与分区管制目标之间产生矛盾。

以长江中下游平原典型省份——江苏为例,该区域的土地利用类型以农用地为主且自然生态空间稀少,传统生态源地由湖泊、滩涂等湿地类型组成,区域内地势低平、水热条件均衡,生态环境敏感性评估指标相对缺乏,在现有技术标准下科学划定生态保护红线面临巨大挑战。有必要根据区域特征,对相关标准进行差别化调整,综合考虑生态系统服务的多功能性,并引入生态安全格局“点-线-面”分析框架,以便在识别关键源地的同时对源地之间具备连通功能的生态廊道增强保护。

2 平原农区生态保护红线划定思路

2.1 区域概况

长江是亚洲最长的河流,长江经济带的人口与国民生产总值在中国所占比重超过 40%^[25],生态地位重要且发展潜力巨大。2014 年国务院制定并实施《关于依托黄金水道推动长江经济带发展的指导意见》,此后相关部门接连出台多个发展规划以推动区域经济进步。然而,长江流域的环境和生态条件受到人类活动的严重影响^[26],尤其长江下游地区经历高强度建设发展,成为流域内迄今为止城市化和工业化程度最高的区域。致使区域内生态环境状况形势严峻,主要表现为栖息地退化、广泛的化学污染、以及栖息地丧失导致的生物多样性减少^[27],生态保护红线政策的实施对于长江经济带的可持续发展意义重大。江苏长江经济带是长三角世界级城市群的重要组成部分,也是整个中国长江经济带节点区域,本文拟选取江苏省为案例探讨长江中下游平原生态保护红线划定的科学方法。

江苏省位于中国大陆东部沿海,北纬 30°45′—35°20′,东经 116°18′—121°57′之间,国土总面积 103229.17 km²(图 2)。属东亚季风气候区,处于亚热带和暖温带的气候过渡地带,地跨长江、淮河两大水系,河渠纵横、水网稠密、地势平坦。地形地貌特征以平原、低山丘陵为主,其中平原面积占比 86.89%,比例居全国各省首位。下辖 13 个地级市,是我国综合发展水平最高的省份,已步入“中上等”发达国家水平。与此同时,江苏自然条件优越,农耕文明历史悠久,是全国的农业主产区和粮食主产省,农业与生态空间的冲突问题成为阻碍江苏国土空间可持续发展的关键因素。江苏于 2009 年就开始探索生态空间管制,编制了《江苏省重要生态功能保护区区域规划》,作为全国试点区在 2013 年率先实施《江苏省生态红线区域保护规划》,2018 年 2 月经国务院批准,省政府制定并发布《江苏省国家级生态保护红线规划》划定结果。综合而言,江苏省具有长江中下游平原地区的典型性与代表性,其生态保护红线划定方法对相似地区具有借鉴价值。

2.2 数据来源

本文的基础数据主要包括 2018 年江苏省土地利用与覆被、ASTER GDEM 数据、2016 年江苏省主要道路、

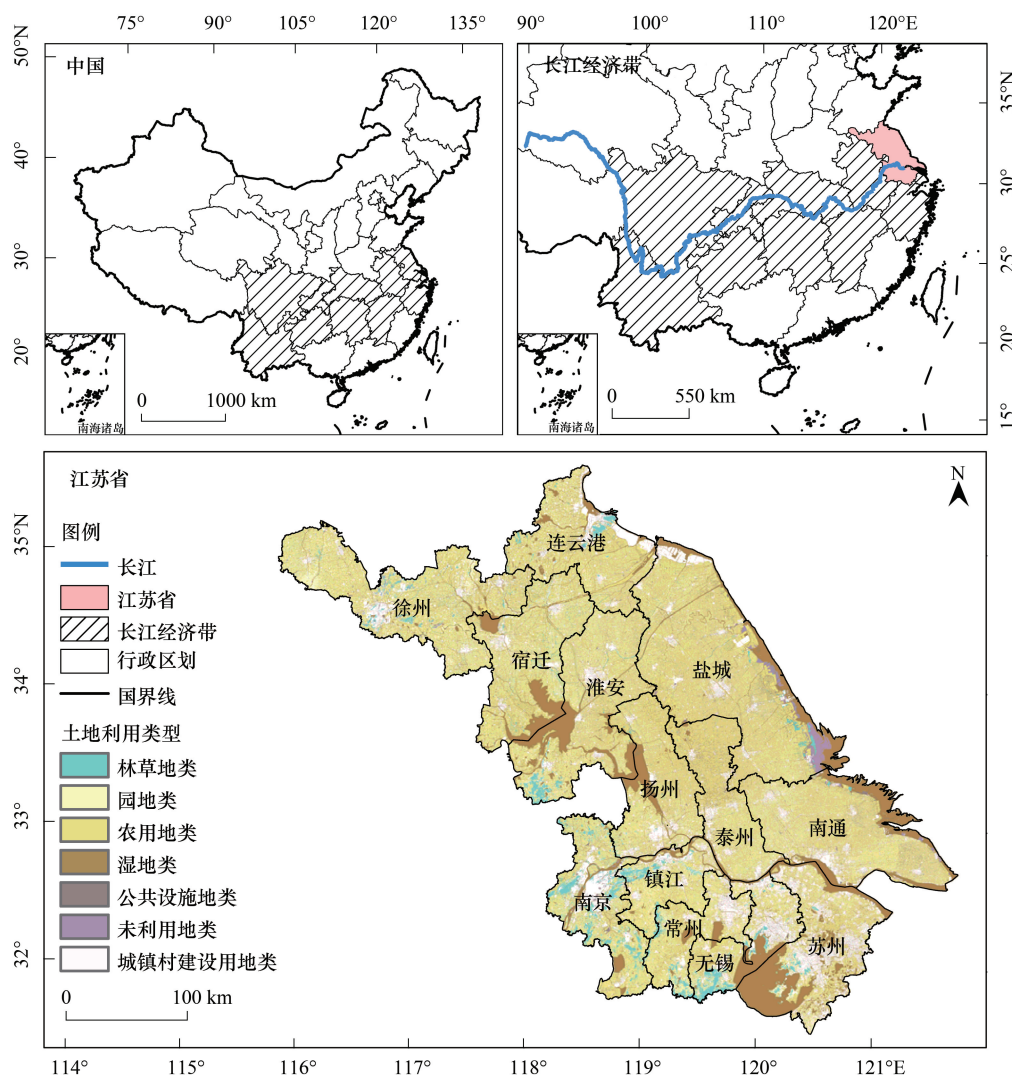


图2 研究区概况

Fig.2 General situation of study area

江苏省土壤数据库、2017 年江苏省分县粮食产量、2015 年降雨量数据、2018 年江苏省 MODIS EVI 数据。其中,土地利用类型数据比例尺为 1:5000,源自 2018 年全国土地利用变更调查数据库,二级地类共 37 种,为保证生态源地提取的精确性,将其转换为 30 m 分辨率的栅格数据;DEM 数据取自地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>),分辨率为 30 m;道路数据包括高速、铁路、国道、省道等主要道路,取自长江三角洲科学数据中心(<http://nnu.geodata.cn:8008/>);土壤数据来源于联合国粮农组织和维也纳国际应用系统研究所所构建的世界土壤数据库,比例尺为 1:100 万;粮食产量数据通过 2018 年江苏统计年鉴获得;气象相关数据源于地球系统科学数据共享平台,数据精度为 1 km;增强植被指数(Enhanced Vegetation Index, EVI)数据来自美国地质调查局(<https://www.usgs.gov/>),数据精度为 250 m。

2.3 研究方法

有针对性的空间规划可以使科学认知在保护和可持续利用生态系统服务的实际努力中发挥关键作用^[4],本文的生态保护红线划定思路参考景观生态学中生态安全格局的研究范式。作为生态安全格局的重要组成部分,生态源地提供重要生态系统服务的斑块,对于保持生态系统稳定性、防止生态系统退化及维护现有景观完整性具有重要意义^[28]。基于上述制度解析内容呈现的基础性问题,本文考虑选择针对性的生态系

统服务功能进行源地识别进而获得江苏生态保护红线,并设置廊道与节点以增强生态系统的连通性。

2.3.1 生态源地识别

鉴于江苏自然基底特征与生态环境现状,参考相关研究^[29],选取生境维持、气候调节、水源涵养、粮食供给和土壤保持 5 种生态系统服务功能进行综合评价。其中生境维持、气候调节、水源涵养功能分别利用 InVEST 模型^[30]的生境质量、固碳、产水量模块进行估算;粮食供给功能基于分县粮食产量统计数据利用 EVI 对耕地栅格数据进行修正,通过空间分配的方式使粮食产量落实到栅格单元;土壤保持功能通过修正的通用土壤流失方程测算土壤侵蚀量而得。

提取各项生态系统服务正向效益最大值作为各项服务的优势区,最终通过合并优势区得到江苏省生态源地空间分布格局。源地提取方法如下:

$$ES = \text{Max}_{10}(V_i) \quad (1)$$

式中 ES 为生态源地, Max_{10} 为各项生态系统服务的正向效益前 10% 的热点区域, V_i 为第 i 项生态系统服务功能。其中,热点区域的确定标准以是否覆盖各项服务的基本区域为主,可根据本地条件适当调整阈值^[27],本研究采用等间距分级方法提取前 10% 的服务功能作为热点区;其次,水源涵养功能需提取产水量最低值,即蓄水量最大值作为优势区^[29];此外,土壤侵蚀量可反映狭义上的保土服务功能(减少侵蚀量)^[31],因此土壤保持功能需筛选负向效益最大值即土壤侵蚀量的高值区间作为待保护优势区。

2.3.2 生态阻力面设置

物种与能量在空间中迁移和流动时,会受到自然干扰或人类活动的影响,并集中体现为不同土地利用类型之间的特征差异。根据江苏省实际情况,参考现有研究^[32-34],对不同土地利用类型设定基本生态阻力系数。由于本文使用地类划分相对具体的土地利用变更调查数据,因此首先将 37 种二级地类合并后再依据现有研究中的系数设定情况圈定各大类系数范围,进而明确并详细划分二级地类阻力系数。其中,林草地类 1—3,园地类 5—10,农用地类 30—50,湿地类(如沼泽地、水体、滩涂等) 100—500,公共服务设施地类(如道路、水利、交通服务等) 1000—2500,未利用地类(如沙地、裸地、盐碱地等) 3500,城镇村建设用地区 4000—5000。因为仅对土地利用类型赋值会掩盖同一地表覆被类型下的生态阻力差异性,忽视了人为活动干扰的影响。因此利用城市、主要公路、镇村的距离栅格数据表征人为干扰强度,对基本生态阻力面进行修正,赋值权重为城市 0.4、主要公路 0.4、镇村 0.2。具体修正方法如下:

$$R = R_i / \sum_{i=1}^3 F_i w_i \quad (2)$$

式中 R 为通过人类干扰强度修正后的生态阻力系数, R_i 为 i 栅格内基于土地利用类型设定的基本生态阻力系数, F_i 为 i 栅格内某种人为干扰活动的强度, w_i 为 i 栅格内相应人为干扰类型的权重。其中,人为干扰强度指标需要利用模糊化算法进行归一化处理^[35],即将输入栅格数据转换为介于 $[0, 1]$ 的数值区间,以指示其对某一集合的隶属度。

2.3.3 生态廊道提取

生态廊道负责传递区域内的生态流、生态过程和生态功能的转移,生态廊道的设置在一定程度上影响生态系统整体的稳定性与可持续发展。关键生态廊道的提取通常采用基于生态阻力面的最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)^[36],该模型通过计算物种在源地之间运动所需耗费的最小代价,可以反映物种运动的潜在可能性及趋势,计算公式为:

$$\text{MCR} = f \min \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \quad (3)$$

式中, MCR 为最小累积阻力值; D_{ij} 为物种从源 j 到景观单元 i 的空间距离; R_i 为景观单元 i 对某物种运动的阻力系数; f 表示最小累积阻力与生态过程的正相关关系。

3 江苏省生态保护红线划定结果

3.1 生态源地识别

江苏省各项生态系统服务功能空间格局如图 1 所示。①生境维持功能的热点区域主要由湖泊、滩涂等湿地类与林地类土地利用类型构成,大规模地块集中分布在骆马湖、洪泽湖、高邮湖及太湖等湖泊水体区域。②气候调节功能的热点区域主要分布在苏南、苏北低山丘陵地带,基本以林草地类型为主,辅以少量的农用地类;表明除林地、草地等土壤碳固持能力较强的自然生态系统外,规模化的耕地、水田等人工生态系统同样具有部分碳汇功能。③水源涵养方面,产水量较大的区域基本分布在苏中、苏南地区,长江以北产水量逐渐减小,即蓄水能力逐渐增强,水源涵养热点区主要由省域内的湖泊、河流等湿地类构成。④粮食供给方面,江苏作为平原农区的典型代表,耕地面积广阔,粮食产量高值区主要集中在苏北、苏中地区。⑤由于地形条件约束,江苏土壤侵蚀状况表现规律相对一致,基本均属于轻微侵蚀类型,区域土壤保持服务功能较强。整体上生态源地由区域内河流、湖泊、滩涂与林地构成,斑块破碎化现象较为严重(图 1)。该现象与省域土地利用结构密切相关,全省农用地面积占比达 50%以上,公共设施和城乡建设用地达到 17.80%,而林草地与湿地所占比例分别为 2.81%和 17.07%。人工生态系统范围广泛与河流水系结构发达是导致区域源地破碎化的主要原因。

3.2 生态保护红线划定与关键廊道提取

考虑部分破碎化斑块的生态服务能力较弱,对整体生态安全格局影响较小,故对生态源地斑块进行剔除与聚合处理。首先参考 2017 年环境保护部与国家发展改革委颁发的《生态保护红线划定指南》技术要求,剔除生态源地中面积小于 1 km^2 的斑块,将距离小于 250 m 的生态源地斑块进行聚合,形成生态保护红线最终成果。其次依据景观生态学的等级理论,按照面积规模将生态保护红线(Ecological Protection Red Line, EPRL)分为 I 级($\text{area} > 100 \text{ km}^2$)、II 级($100 \text{ km}^2 \geq \text{area} > 10 \text{ km}^2$)和 III 级($\text{area} \leq 10 \text{ km}^2$),I 级 EPRL 基本可代表生态保护红线的核心斑块。最后基于 I 级 EPRL 进行最小耗费路径分析,提取生态源地间的生态廊道。将连接源地独立个体的廊道归为关键生态廊道,与生态源地存在交叉覆盖的廊道归为潜在生态廊道,关键生态廊道与潜在生态廊道长度分别为 1296.27 km 和 1726.33 km,生态廊道交汇处即为生态节点(图 4)。

省级尺度下,江苏省共有生态廊道 47 条,其中关键生态廊道 33 条,主要集中在两个组团区域,即太湖周边,以及扬州-泰州-盐城交界处;潜在生态廊道 14 条,大致集中分布在骆马湖附近组团和高邮湖附近组团。生态节点主要集中在江苏省西部,东部沿海地区生态节点较为缺乏。综合而言,“点-线-面”的多尺度生态安全格局相对于单一源地模式的生态保护红线更具备生态系统可持续的发展潜力,因此在制定生态保护红线规划政策时,有必要同时考虑相关生态廊道与节点的保护与设置。

3.3 生态保护红线的土地利用结构分析

不合理的空间规划和管理会对人类和自然社会造成严重的破坏^[8]。为保证生态保护红线划定适用于国土空间管控,通过地类叠加分析本研究提取的生态保护红线的土地利用结构,同时利用生态廊道和节点创建 1 km 缓冲区探讨廊道与节点的主要构成(图 5)。I 级 EPRL 的土地利用类型主要以湿地类为主,总面积 11230.51 km^2 ,占 I 级 EPRL 的 73.52%;II 级 EPRL 主要由湿地、林草地、农用地等土地利用类型构成,其中湿地类面积 1083.85 km^2 ,占比 45.71%,其次为林草地类 26.6%和农用地类 18.26%;III 级 EPRL 土地利用类型结构与 II 级相近,但农用地类占比与湿地类占比基本持平,均达到 32%以上。整体上生态保护红线核心区以湿地类为主,林草地类、农用地类也是生态保护红线的重要组成部分,其他地类所占比例基本均在 5%以下,这与江苏省自身的资源禀赋条件密切相关。限于省域生态用地空间约束,生态廊道与节点的土地利用构成均以农用地为主,关键生态廊道、潜在生态廊道与生态节点缓冲区中的农用地类占比分别为 56.73%、59.75%和 52.38%,其他地类占比之和达到 40%以上,排除缓冲区距离设置影响,廊道与节点的构成基本由水田和旱地构成。基于此,若考虑平原农区生态保护红线及其辅助生态廊道与节点的综合管制,整体生态系统的土地利

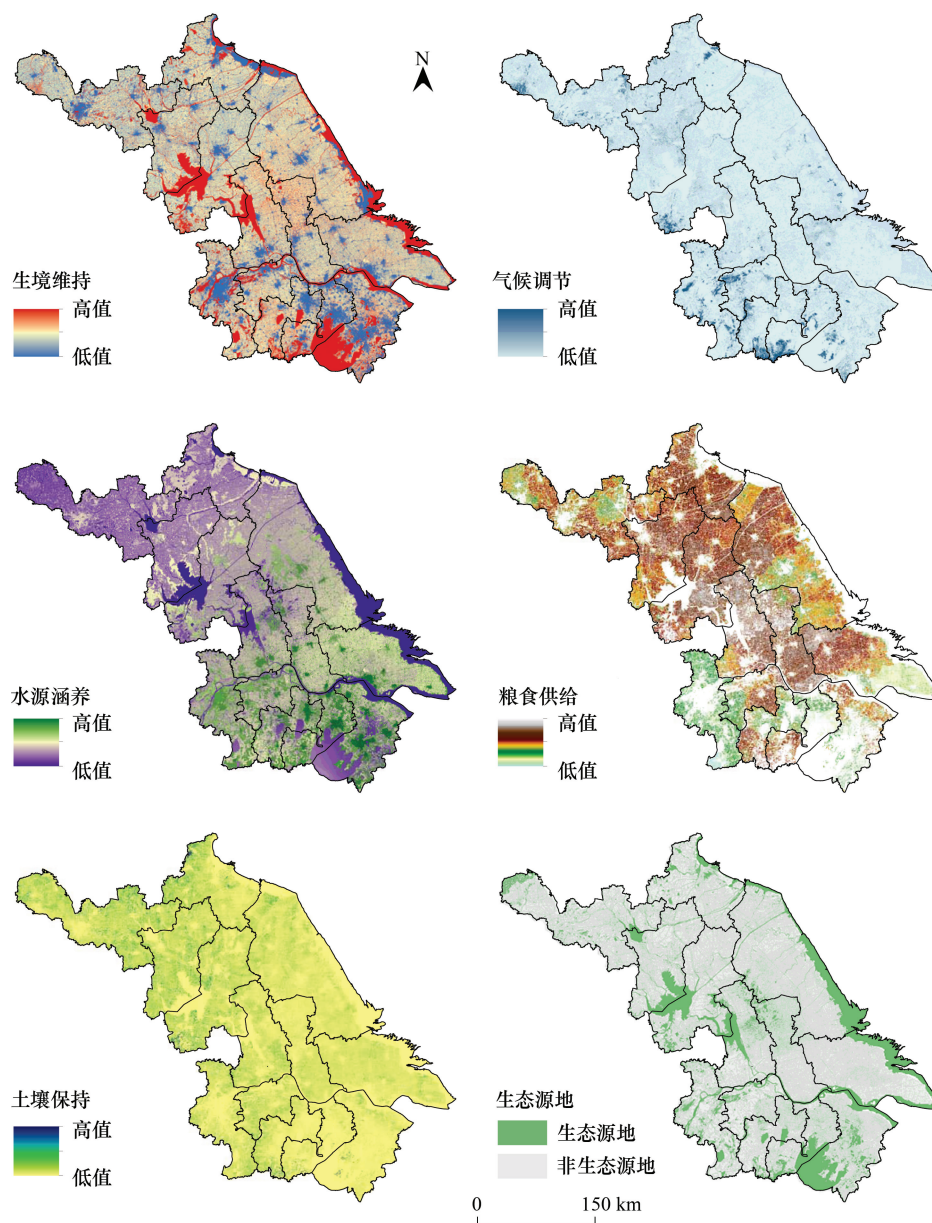


图3 生态系统服务功能及生态源地识别

Fig.3 Ecosystem service function and eco-source identification

用管理制度与土地功能重叠空间即面临全面的权衡与协调。

4 讨论

4.1 生态保护红线划定的合理性

为验证本文生态保护红线划定的合理性,以江苏省 0 m 等深线为参考线提取江苏省 2018 年陆域生态保护红线(简称陆域红线,包含沿海滩涂)与本文的生态保护红线进行比对。江苏省陆域红线的划定是在生态环境现状与生态环境敏感性评估的基础上,综合考虑生态系统完整性与生态空间连续性进而确定生态系统服务的重要区域^[37]。2018 年陆域红线总面积 10453.68 km²,其中林草地类、农用地类、湿地类比重较大,分别为 5.32%、16.66% 和 68.52%,整体上与 I 级 EPRL 的土地利用结构相近。I 级—III 级 EPRL 的面积分别为 15325.65 km²、2393.48 km² 和 1688.36 km²,相应与陆域红线重叠部分分别占陆域红线总面积的 72.87%、

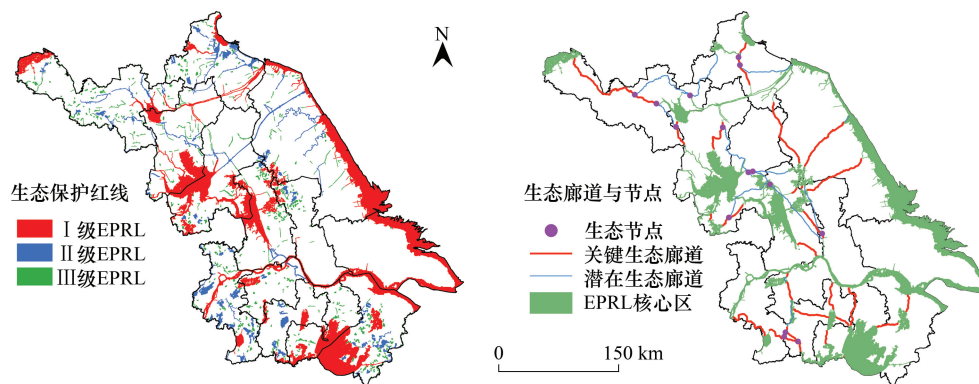


图4 生态保护红线、生态廊道与生态节点

Fig.4 Ecological protection red line (EPRL), ecological corridor and ecological node

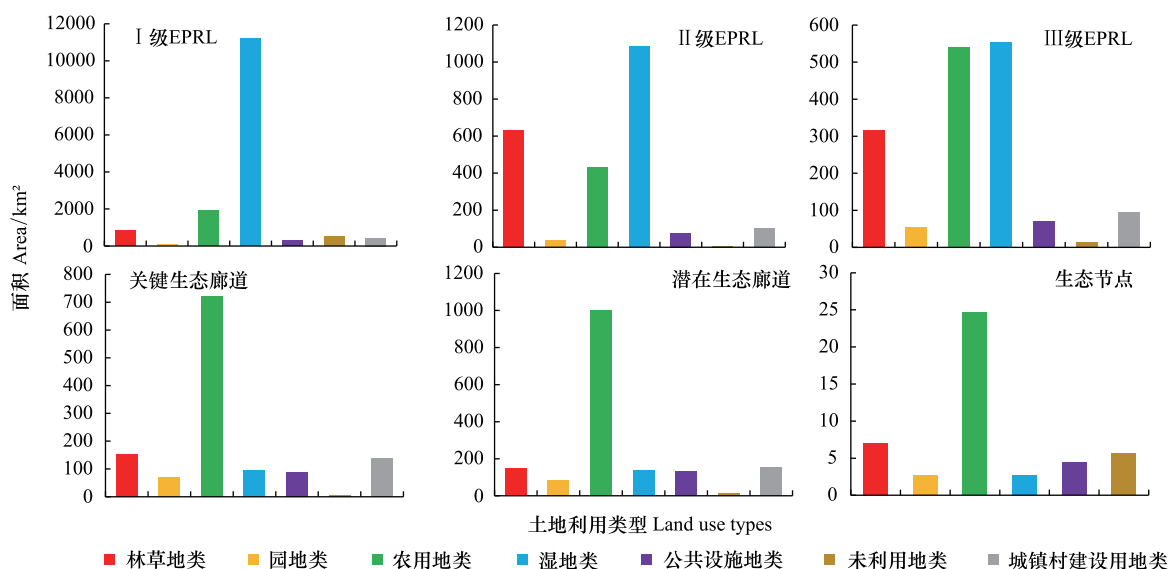


图5 各生态要素中的地类面积

Fig.5 Land type area in each ecological factor

5.25%、2.18%，基本涵盖重要的陆域红线斑块，划定结果相对合理。

红线区是生态保护最小面积与生态安全基本底线，生态安全阈值主要由区域自然环境特征决定，将所有生态用地全部划为红线区是不现实的^[38]。限于平原农区资源环境条件，江苏省林草地类等生态用地相对匮乏，野生动物的迁徙多经过水田、旱地等农业生产用地，加之水网密布，不可逆转的栖息地破碎化是对生物多样性的严重威胁^[39]。根据狭义的生态安全概念，生态安全是生态系统完整性与健康性的整体水平反映，这充分表明生态系统完整性对于生态安全的重要性。建立和保护野生动物廊道可以加强孤立栖息地斑块之间的联系，使物种种群克服破碎化，进而保持有效的种群规模、维持基因流、促进定期迁徙扩散与再定居，因此生态廊道的建立对种群生存能力的维持发挥重要作用^[40]。

4.2 生态保护红线与国土空间管控

划定生态保护红线是国土空间布局优化的重要前提。江苏生态保护红线区域存在生境斑块严重破碎化、重叠非生态空间等问题，导致生态系统整体性与连通性受损。针对生境破碎化问题，需要增加生态重要地区之间的连通性以防止其成为生态孤立的岛屿^[41]；针对空间重叠问题，则应区分核心区与非核心区进而采取不

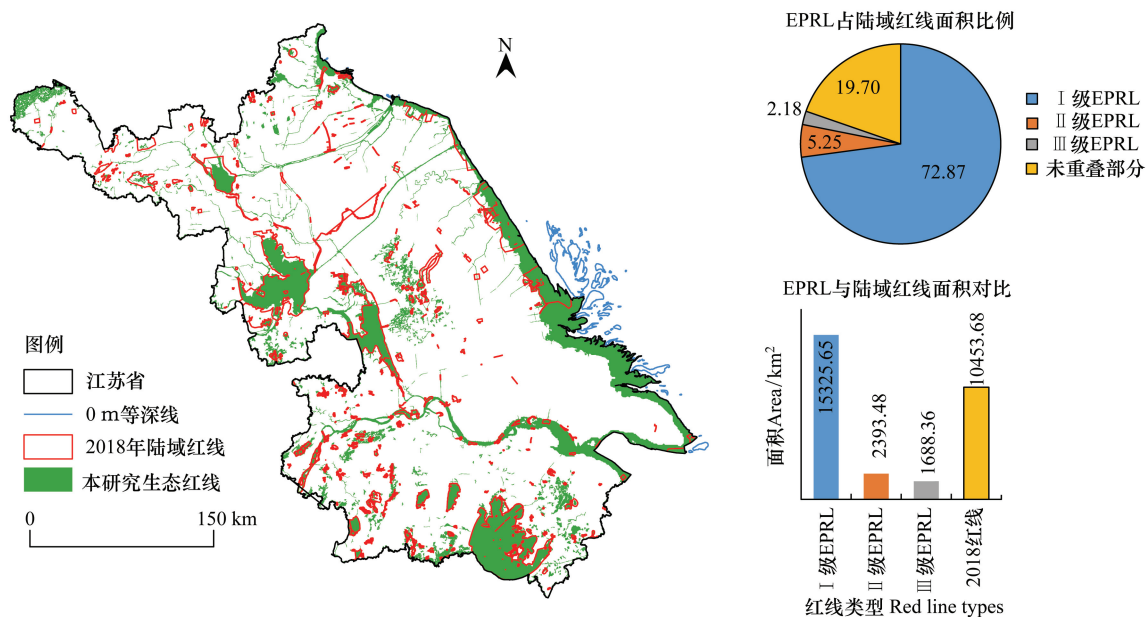


图6 研究结果与2018年陆域红线对比

Fig.6 A comparison between the results of the study and the terrestrial EPRLs in 2018

同保护措施。

经济发达的平原农区生态保护红线的划定范围基本无法避让农业空间,尤其在建立生态廊道与设置生态节点的过程中。从而导致国土空间管理目标冲突,表现为农业空间生态化、生态空间农业化。具体而言,一方面生态安全格局的构建意味着平原农区的重要生态系统服务须纳入生态保护红线评估框架,另一方面生态系统的完整性约束条件迫使平原农区生态保护红线范围吸纳农业空间。因此,为保证国土空间的可持续利用,在红线范围内建立有效的监管制度意义重大。

综上,若红线区域及廊道涉及农业空间核心区(永久基本农田)范围,生态保护红线应退让;若红线区域及廊道内包含农业空间非核心区(一般耕地),则可保留至红线范围内。此外,红线区域原则上应按禁止开发区域的要求进行管理,“确保功能不降低、面积不减少、性质不改变”是严守生态保护红线的重点。但不开发并不意味着不发展,高度城市化地区中部分生态源地内的人类活动(如道路建设、景观游憩等)基本无法避免,因此生态保护红线内的人类活动约束制度亟待明确。

4.3 不足与展望

本文的生态保护红线划定思路对经济发达的平原地区具有借鉴价值,但在生态系统完整性的限制条件约束下,该区域生态空间与农业空间的权衡与协调仍是后期研究的重点。此外,本文在设置生态阻力面与提取生态廊道过程中并未详细区分动物物种(较侧重陆生动物)。一方面,湿地类是研究区内生态空间比重最大的地类,且该区域具有河湖纵横交错的自然特征,实际上基于重要生态系统服务功能热点区域提取的生态保护红线已基本涵盖研究区的河湖水系,而廊道的提取主要依托生态保护红线核心区进行,导致生态源地中的水生动物廊道被忽视;另一方面,本文主要侧重于在宏观上提出“点-线-面”式的多尺度划定方法为生态保护红线制度完善提供思路,针对生态廊道以及生态节点的分析并不深入。目前已有学者将廊道按照特征细分为河流型、绿带型、道路型等多功能类型廊道^[34,42-43],可综合考虑水生动物与陆生动物及鸟类的迁移过程。后续研究可在分区划定红线的基础上,结合区域差异性与物种多样性深入探讨廊道与节点的设置及优化策略。

5 结论

生态保护红线是我国解决保护与发展冲突问题的重要手段,红线的划定对于国家生态安全战略实施具有

重要意义。本文通过解析生态保护红线制度的实施框架提出红线划定过程中的部分基础性问题,包括红线划定标准的区域差异性、生态系统服务的多功能性、生态安全格局体系的模糊化以及系统保护与分区管控的矛盾。实证研究结果表明,(1)江苏省生态源地主要由区域内河流、湖泊、滩涂与林地构成,斑块破碎化现象严重,耕地等人工生态系统范围广泛与河流水系结构发达是导致区域源地破碎化的主要原因。(2)江苏生态保护红线可根据生态源地面积按照景观规模大小分为3个等级,依托生态保护红线的核心斑块可获取33条关键生态廊道与14条潜在生态廊道,总长度分别为1296.27 km、1726.33 km。(3)生态保护红线图斑的土地利用类型主要由湿地、林草地、农用地等地类构成,水体、滩涂等湿地类是I级EPRL的重要组成部分,水田、旱地等农用地类则是生态廊道与节点的核心结构类型。(4)针对与长江中下游平原相近的土地集约利用高度发达地区,生态保护红线中的农业与生态空间叠加问题难以避免,需参照禁止开发区域的要求在红线范围内建立有效的监管制度以促进国土空间的可持续利用。

参考文献(References):

- [1] Lü Y H, Ma Z M, Zhang L W, Fu B J, Gao G Y. Redlines for the greening of China. *Environmental Science & Policy*, 2013, 33: 346-353.
- [2] Asgarian A, Amiri B J, Sakieh Y. Assessing the effect of green cover spatial patterns on urban land surface temperature using landscape metrics approach. *Urban Ecosystems*, 2015, 18(1): 209-222.
- [3] Foley J A, DeFries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik C J, Monfreda C, Patz J A, Prentice I C, Ramankutty N, Snyder P K. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [4] Bateman I J, Harwood A R, Mace G M, Watson R T, Abson D J, Andrews B, Binner A, Crowe A, Day B H, Dugdale S, Fezzi C, Foden J, Hadley D, Haines-Young R, Hulme M, Kontoleon A, Lovett A A, Munday P, Pascual U, Paterson J, Perino G, Sen A, Siriwardena G, Van Soest D, Termansen M. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science*, 2013, 341(6141): 45-50.
- [5] Goldstein J H, Caldarone G, Duarte T K, Ennaanay D, Hannahs N, Mendoza G, Polasky S, Wolny S, Daily G C. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(19): 7565-7570.
- [6] Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice I C, Araújo M B, Arnell N W, Bondeau A, Bugmann H, Carter T R, Gracia C A, De La Vega-Leinert A C, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House J I, Kankaanpää S, Klein R J T, Lavorel S, Lindner M, Metzger M J, Meyer J, Mitchell T D, Reginster I, Rounsevell M, Sabaté S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes M T, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 2005, 310(5752): 1333-1337.
- [7] Holt A R, Godbold J A, White P C L, Slater A M, Pereira E G, Solan M. Mismatches between legislative frameworks and benefits restrict the implementation of the Ecosystem Approach in coastal environments. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, 434: 213-228.
- [8] Liu X H, Liu L, Peng Y. Ecological zoning for regional sustainable development using an integrated modeling approach in the Bohai Rim, China. *Ecological Modelling*, 2017, 353: 158-166.
- [9] Sang W G, Axmacher J C. China draws lines to green future. *Nature*, 2016, 531(7594): 305-305.
- [10] Bai Y, Jiang B, Wang M, Li H, Alatalo J M, Huang S F. New ecological redline policy (ERP) to secure ecosystem services in China. *Land Use Policy*, 2016, 55: 348-351.
- [11] Saura S, Bastin L, Battistella L, Mandrici A, Dubois G. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators*, 2017, 76: 144-158.
- [12] Théau J, Bernier A, Fournier R A. An evaluation framework based on sustainability-related indicators for the comparison of conceptual approaches for ecological networks. *Ecological Indicators*, 2015, 52: 444-457.
- [13] Hausner V H, Engen S, Bludd E K, Yoccoz N G. Policy indicators for use in impact evaluations of protected area networks. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 192-202.
- [14] Xu X B, Yang G S, Tan Y. Identifying ecological red lines in China's Yangtze River Economic Belt: a regional approach. *Ecological Indicators*, 2019, 96: 635-646.
- [15] Xu X B, Tan Y, Yang G S, Barnett J. China's ambitious ecological red lines. *Land Use Policy*, 2018, 79: 447-451.
- [16] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, Mandle L, Ziv G, Acuña V. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 2016, 540: 63-70.
- [17] McDonald R I, Boucher T M. Global development and the future of the protected area strategy. *Biological Conservation*, 2011, 144(1): 383-392.

- [18] Leverington F, Costa K L, Pavese H, Lisle A, Hockings M. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 2010, 46(5): 685-698.
- [19] Bradford J B, D'Amato A W. Recognizing trade-offs in multi-objective land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(4): 210-216.
- [20] 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, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [21] Wu X, Liu S L, Cheng F Y, Hou X Y, Zhang Y Q, Dong S K, Liu G H. A regional strategy for ecological sustainability: a case study in Southwest China. *Science of the Total Environment*, 2018, 616-617: 1224-1234.
- [22] Hong W Y, Guo R Z, Su M, Tang H, Chen L X, Hu W. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: a case study of Shenzhen, China. *Land Use Policy*, 2017, 62: 316-325.
- [23] He P, Gao J X, Zhang W G, Rao S, Zou C X, Du J Q, Liu W L. China integrating conservation areas into red lines for stricter and unified management. *Land Use Policy*, 2018, 71: 245-248.
- [24] Peng J, Pan Y J, Liu Y X, Zhao H J, Wang Y L. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape. *Habitat International*, 2018, 71: 110-124.
- [25] Chen Y S, Zhang S H, Huang D S, Li B L, Liu J G, Liu W J, Ma J, Wang F, Wang Y, Wu S J, Wu Y G, Yan J Y, Guo V B, Xin W, Wang B. The development of China's Yangtze River Economic Belt: how to make it in a green way? *Science Bulletin*, 2017, 62(9): 648-651.
- [26] Liu J G, Diamond J. China's environment in a globalizing world. *Nature*, 2005, 435(7046): 1179-1186.
- [27] Bai Y, Wong C P, Jiang B, Hughes A C, Wang M, Wang Q. Developing China's Ecological Redline Policy using ecosystem services assessments for land use planning. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 3034.
- [28] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 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*, 2017, 36(3): 471-484.
- [29] 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.
- [30] Cabral P, Feger C, Levrel H, Chambolle M, Basque D. Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: a first step toward integrative planning in Bordeaux, France. *Ecosystem Services*, 2016, 22: 318-327.
- [31] 杨晓楠, 李晶, 秦克玉, 李婷, 刘婧雅. 关中—天水经济区生态系统服务的权衡关系. *地理学报*, 2015, 70(11): 1762-1773.
- [32] 王玉莹, 金晓斌, 沈春竹, 鲍桂叶, 刘晶, 周寅康. 东部发达区生态安全格局构建——以苏南地区为例. *生态学报*, 2019, 39(7): 2298-2310.
- [33] 王玉莹, 沈春竹, 金晓斌, 鲍桂叶, 刘晶, 周寅康. 基于 MSPA 和 MCR 模型的江苏省生态网络构建与优化. *生态科学*, 2019, 38(2): 138-145.
- [34] 韩宗伟, 焦胜, 胡亮, 杨宇民, 蔡青, 黎贝, 周敏. 廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建. *自然资源学报*, 2019, 34(10): 2244-2256.
- [35] Loro M, Ortega E, Arce R M, Geneletti D. Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 139: 149-162.
- [36] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1992, 23(1): 1-16.
- [37] 燕守广, 张慧, 李海东, 唐欢欢. 江苏省陆地和生态红线区域生态系统服务价值. *生态学报*, 2017, 37(13): 4511-4518.
- [38] 燕守广, 林乃峰, 沈渭寿. 江苏省生态红线区域划分与保护. *生态与农村环境学报*, 2014, 30(3): 294-299.
- [39] Li H L, Li D H, Li T, Qiao Q, Yang J, Zhang H M. Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake—Case study of Wolong Nature Reserve in China. *Ecological Modelling*, 2010, 221(6): 944-952.
- [40] Jepsen J U, Baveco J M, Topping C J, Verboom J, Vos C C. Evaluating the effect of corridors and landscape heterogeneity on dispersal probability: a comparison of three spatially explicit modelling approaches. *Ecological Modelling*, 2005, 181(4): 445-459.
- [41] Bai Y, Jiang B, Wang M, Li H, Alatalo J M, Huang S F. New ecological redline policy (ERP) to secure ecosystem services in China. *Land Use Policy*, 2016, 55: 348-35.
- [42] 李青圃, 张正栋, 万露文, 杨传训, 张杰, 叶晨, 陈裕婵. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化. *地理学报*, 2019, 74(7): 1420-1437.
- [43] 邓金杰, 陈柳新, 杨成韞, 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.