

DOI: 10.20103/j.stxb.202311302616

张佳文, 祁帆, 张定祥, 邹立, 袁承程. 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果评价. 生态学报, 2024, 44(21): 9723-9735.

Zhang J W, Qi F, Zhang D X, Zou L, Yuan C C. Evaluation of the ecological quality improvement effect of the National Key Ecological Function Zones from 2010 to 2020. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(21): 9723-9735.

## 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果评价

张佳文<sup>1</sup>, 祁帆<sup>2</sup>, 张定祥<sup>2</sup>, 邹立<sup>3</sup>, 袁承程<sup>1,\*</sup>

1 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193

2 中国国土勘测规划院, 北京 100035

3 环江毛南族自治县绿色食品发展站, 河池 547199

**摘要:** 国家重点生态功能区战略实施已超 10 年, 适时开展重点生态功能区生态质量改善效果评价, 对生态功能区政策实施、发展与完善具有重要意义。通过构建生态质量改善效果评价理论框架, 综合运用驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIR)模型、InVEST模型和障碍度模型等方法, 依据中国陆域生态基础分区并以县域为评价单元, 评价 2010—2020 年 428 个国家首批重点生态功能区县的生态质量改善水平, 并利用障碍度模型识别重点生态功能区生态质量改善障碍因子。研究结果: (1) 总体而言, 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量提升水平整体较高, 生态质量提升为“高”“中”水平等级的区县数量占国家重点生态功能区区县总数的 86.45%, 六大生态区生态质量提升水平高低次序为东南生态区>长江及川滇重点生态区>黄河重点生态区>西北生态区>青藏高原生态区>东北生态区。(2) 浑善达克区、阴山北麓区和桂黔滇喀斯特区的生态环境质量、林地占比或草地占比等有较为显著的提升, 塔里木河区、三峡库区的夜间灯光指数增大, 植被覆盖度和净初级生产力降低明显, 生态系统压力增大。(3) 产业发展驱动、湿地政策响应、植被覆盖状态、生物栖息功能和人口承载压力是国家重点生态功能区生态质量改善的主要障碍因子。研究结果可为国家重点生态功能区的生态环境质量建设提供参考依据。

**关键词:** 重点生态功能区; 生态质量评价; 驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIR)模型; InVEST模型

## Evaluation of the ecological quality improvement effect of the National Key Ecological Function Zones from 2010 to 2020

ZHANG Jiawen<sup>1</sup>, QI Fan<sup>2</sup>, ZHANG Dingxiang<sup>2</sup>, ZOU Li<sup>3</sup>, YUAN Chengcheng<sup>1,\*</sup>

1 College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China

2 China Land Surveying and Planning Institute, Beijing 100035, China

3 Green Food Development Station of Huanjiang Maonan Autonomous County, Hechi 547199, China

**Abstract:** It has been more than 10 years since the implementation of the planning strategy of National Key Ecological Function Zones. Therefore, it is of great significance to evaluate the ecological quality improvement effect of National Key Ecological Function Zones at the appropriate time, in order to promote the implementation and improvement of relevant ecological policies, which will also facilitate the development of Main Functional Area Planning. By constructing a theoretical framework for evaluating the effect of ecological quality improvement, and comprehensively applying the Driving force-Pressure-State-Impact-Response (abbreviated as DPSIR) model, the InVEST model and the obstacle degree model, we evaluated the ecological quality improvement level of the first batch of National Key Ecological Function Zones from 2010

**基金项目:** 国家自然科学基金青年基金项目(42001224); 国家自然科学基金面上基金(42271105)

**收稿日期:** 2023-11-30; **网络出版日期:** 2024-08-16

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ycc@cau.edu.cn

to 2020 which cover 428 districts in total. And we zoned the study area on the basis of China's terrestrial ecological base zones and with districts as the minimal evaluation unit. Furthermore, the obstacle degree model was utilized to identify the factors of ecological quality improvement in National Key Ecological Function Zones. The results showed that: (1) Generally speaking, the level of ecological quality enhancement in National Key Ecological Functional Zones from 2010 to 2020 was high, and the number of districts with the ecological quality enhancement level of "high" and "medium" was account for 86.45% of the total number of districts in National Key Ecological Functional Zones, which is a very large proportion of our study area. The order of ecological quality improvement level in the six ecological zones is as follows: Southeast Ecological Zones>Yangtze River and Sichuan-Yunnan Key Ecological Zones>Yellow River Key Ecological Zones>Northwest Ecological Zones>Tibetan Plateau Ecological Zones>Northeast Ecological Zones. (2) Particularly, the ecological environment quality and proportion of woodland or grassland in Hunshandake Desertification Control Ecological Functional Area, Northern Foothills of Yinshan Mountains Grassland Ecological Functional Area and Guangxi-Guizhou-Yunnan Karst Desertification Control Ecological Functional Area presented relatively significant improvement, while the night light index of Tarim River Desertification Control Ecological Functional Area and Three Gorges Reservoir Soil and Water Conservation Ecological Function Area showed an increasing trend, in the meantime, the vegetation cover and the net primary productivity decreases significantly, resulting in an increased pressure on ecosystems. (3) In terms of obstacle factors, the industrial development drive, wetland policy response, vegetation cover status, habitat function and the population carrying pressure are the main obstacles to ecological quality improvement in National Key Ecological Functional Zones. In conclusion, the results of the study can provide a reference basis for the construction of ecological environment quality in National Key Ecological Functional Zones.

**Key Words:** key ecological function zones; ecological quality assessment; Driving force-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) model; InVEST

2010年国务院印发《全国主体功能区规划》,旨在保护和修复生态环境、提供生态产品,同时辅以适当的保护和治理措施,发展不干扰主体功能定位的产业,开启了按主体功能、分区域科学开发与管控国土空间的进程。重点生态功能区以生态环境保护为功能定位,发展建设涉及区域经济、环境、人文等多重因素<sup>[1]</sup>,首批共涵盖25个生态功能区和436个县级行政单位。国家重点生态功能区的设立与政策实施不仅对不同类型生态功能区经济发展均起到了促进作用,助力实现“绿水青山”和“金山银山”双赢<sup>[2]</sup>,还明显改善了大气、生态、水质等环境质量<sup>[3]</sup>。

生态环境效应是国家重点生态功能区的重要研究内容<sup>[4]</sup>,国内外学者分别从生态质量监测、生态系统服务价值评估、生态系统质量改善评价等角度展开研究。Li等<sup>[5]</sup>、许杰等<sup>[6]</sup>通过计算空气质量指数或利用PM<sub>2.5</sub>等指标表征,掌握生态转移支付政策下县域空气质量改善情况,探究国家重点生态功能区设立对空气质量的影响。刘慧明等<sup>[7]</sup>定量分析了25个重点生态功能区在实施转移支付后生态系统服务价值的时空分布格局及其变化特征,发现整体呈明显增加趋势。Zhang等<sup>[8]</sup>综合景观结构、生态系统服务功能和生态系统稳定性,评价了1990—2019年重点生态功能区县域生态系统质量改善效果;刘冰等<sup>[9]</sup>从生态功能、生态结构和生态压力3个方面,采用综合指数法,对河南省大别山水土保持生态功能区的生态状况进行动态监测与评价。总体来看,现有研究多侧重于国家重点生态功能区某种生态系统质量或某项功能的监测和评估,而对国家层面的生态质量改善效果总体评价研究仍相对匮乏,存在研究区域分散、评价指标体系不全面以及方法创新性不足等问题,亟需从宏观尺度出发,统筹社会和生态两方面,在评估框架和方法上不断推陈出新。

目前生态评价的主流方法是基于模型构建指标体系<sup>[10-12]</sup>,主要有数据包络分析模型<sup>[11-12]</sup>,压力-状态-响应模型(PSR)及其衍生模型<sup>[13-14]</sup>等。PSR模型于1994年由OECD提出,随着PSR模型研究与应用的不断深入与发展,学科领域中衍生出多种改进PSR模型,如“双三角”PSR模型<sup>[14]</sup>、PSA模型<sup>[15]</sup>以及驱动力-压力-

状态-影响-响应(DPSIR)模型<sup>[16-21]</sup>,后者近年来运用更为广泛。DPSIR 作为一个因果框架,系统地总结了人类与自然环境之间的互动和关系,具有完整性、连续性和可操作性的特点。该模型不仅反映了社会经济发展和人类行为对生态环境的影响,还反映了人类行为及其产生的环境状态对社会的反馈。该模型广泛运用于生态系统评价<sup>[17,20]</sup>、环境脆弱性评价<sup>[18]</sup>及生态修复项目建设评价<sup>[21]</sup>等领域。

鉴于此,本研究以国家重点生态功能区为研究区域,基于 DPSIR 模型构建指标评价体系,评价国家重点生态功能区 2010—2020 年的生态质量改善效果,并探究阻碍生态质量提升的影响因素,从而为完善国家重点生态功能区生态保护政策提供科学支撑。

## 1 研究区域与数据处理

### 1.1 研究区概况

研究选取首批重点生态功能区县级行政区为研究对象,评价 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果。基于研究可行性、数据可获取性以及行政区划调整情况,最终将研究区县由首批的 436 个缩减至 428 个,共涉及 25 个重点生态功能区(图 1)。根据自然资源部印发的《中国陆域生态基础分区(试行)》,将研究区划分为六大区域:黄河重点生态区、长江及川滇重点生态区、东北生态区、东南生态区、西北生态区和青藏高原生态区,每个区域的重点生态功能区组成情况见表 1。

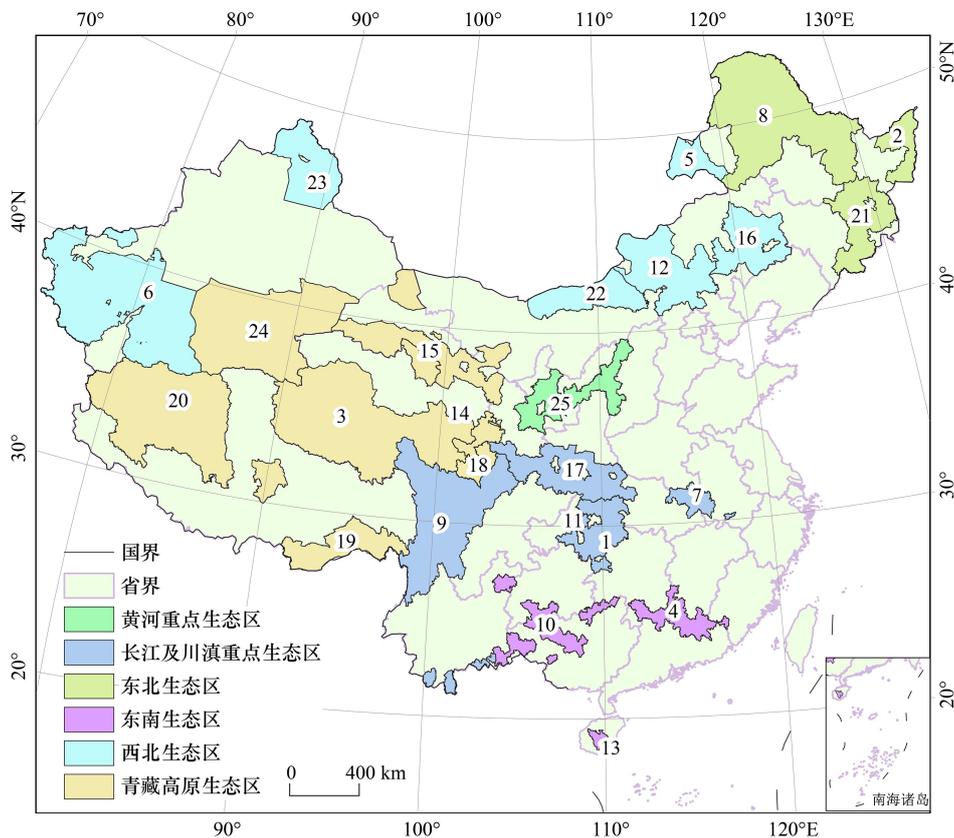


图 1 研究区范围

Fig.1 Scope of the study area

### 1.2 数据来源与处理

研究数据来源主要包括:(1)2010年、2020年2期土地利用覆被数据,来源于中国科学院资源环境科学数据平台(<https://www.resdc.cn/>),分辨率为 30m。(2)2010年、2020年2期夜间灯光指数、植被覆盖度、NDVI、人口密度等数据,来源于中国科学院资源环境科学数据平台(<https://www.resdc.cn/>),分辨率为 1km。

(3)2010年、2020年2期净初级生产力数据,来源于NASA/USGS的LPDAAC数据库(<https://lpdaac.usgs.gov/>),分辨率为500m。(4)2010年、2020年2期生态环境质量、土壤质地和PM<sub>2.5</sub>数据,来源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>),分辨率为30m。(5)2010年、2020年2期DEM数据来源于水经注软件,分辨率为30m。(6)第三产业增加值来源于各省、市、县的统计年鉴。

表1 六大生态区的重点生态功能区组成

Table 1 Composition of the Key Ecological Function Zones of the six major ecological zones

生态区名称 Name of the ecological zones	重点生态功能区组成(编号) Composition of Key Ecological Function Zones (No.)	重点生态功能区简称 Abbreviation for Key Ecological Function Zones	区县数量 Number of districts and counties
黄河重点生态区 Yellow River key ecological zone	黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区(25)	黄土高原区	45
长江及川滇重点生态区 Yangtze River and Sichuan-Yunnan key ecological zones	三峡库区水土保持生态功能区(1) 大别山水土保持生态功能区(7) 川滇森林及生物多样性生态功能区(9) 武陵山区生物多样性与水土保持生态功能区(11) 秦巴生物多样性生态功能区(17)	三峡库区 大别山区 川滇森林区 武陵山区 秦巴区	142
东北生态区 North eastern ecological zones	三江平原湿地生态功能区(2) 大小兴安岭森林生态功能区(8) 长白山森林生态功能区(21)	三江平原区 大小兴安岭区 长白山区	62
东南生态区 Southeast ecological zones	南岭山地森林及生物多样性生态功能区(4) 桂黔滇喀斯特石漠化防治生态功能区(10) 海南岛中部山区热带雨林生态功能区(13)	南岭山地区 桂黔滇喀斯特区 海南岛雨林区	64
西北生态区 Northwest ecological zones	呼伦贝尔草原草甸生态功能区(5) 塔里木河荒漠化防治生态功能区(6) 浑善达克沙漠化防治生态功能区(12) 科尔沁草原生态功能区(16) 阴山北麓草原生态功能区(22) 阿尔泰山地森林草原生态功能区(23)	呼伦贝尔区 塔里木河区 浑善达克区 科尔沁区 阴山北麓区 阿尔泰山地区	61
青藏高原生态区 Qinghai-Tibetan plateau ecological zones	三江源草原草甸湿地生态功能区(3) 甘南黄河重要水源补给生态功能区(14) 祁连山冰川与水源涵养生态功能区(15) 若尔盖草原湿地生态功能区(18) 藏东南高原边缘森林生态功能区(19) 藏西北羌塘高原荒漠生态功能区(20) 阿尔金草原荒漠化防治生态功能区(24)	三江源区 甘南黄河区 祁连山区 若尔盖区 藏东南区 藏西北羌塘区 阿尔金区	54

由于各项指标数据的精度不同,采用 ArcGIS 空间分析模块中的分区统计工具,按县域单元对栅格数据进行信息提取,取县域平均值作为 428 个区县各个指标的属性数据。最后,运用均值法获得县域数据的指标有人口密度、夜间灯光指数、生态环境质量、植被覆盖度、净初级生产力、土壤侵蚀敏感性和生境质量指数。林地占比、草地占比、湿地占比则基于土地利用覆被相关面积数据计算得出。

## 2 研究方法

### 2.1 基于 DPSIR 模型的指标体系构建思路

自 2010 年印发《全国主体功能区规划》,划定国家首批重点生态功能区,以达到生态环境保护和功能区经济水平提升的双重目标以来,各地相继实施环境保护政策,进行生态补偿和产业扶持,推进基础公共服务设施建设,提升地区生产总值水平;然而,虽然有人口迁移政策缓和重点生态功能区的开发压力,但是产业发展

与社会建设形成的经济建设驱动力势必导致人类活动压力增大,主要体现在夜间灯光指数上升和人口密度增大两个方面,这可能会对生态系统的生态环境、植被覆盖和系统生产力等状态施加压力,造成一定的消极影响,进而削弱生态系统的各项功能,如空气净化、生物栖息和水土保持功能等等,从而影响社会系统的稳定;生态系统服务功能的改变则要求人类为促进可持续发展制定的积极政策<sup>[22]</sup>,如合理完善林地、草地和湿地等各类生态用地的结构,这是对压力、状态、影响层状况的反馈,也旨在缓解生态系统状态改变对社会系统造成的消极影响,有助于进一步提升生态系统的的功能。基于上述分析,参考相关文献<sup>[16-21]</sup>,结合 DPSIR 方法,本研究构建了基于 DPSIR 模型的生态质量改善效果评价理论框架,如图 2 理论框架所示。采用 DPSIR 框架体系,并在该模型基础上进行优化与设计,分为以下 5 个维度:经济建设驱动、人类活动压力、生态系统状态、生态功能影响、生态政策响应。

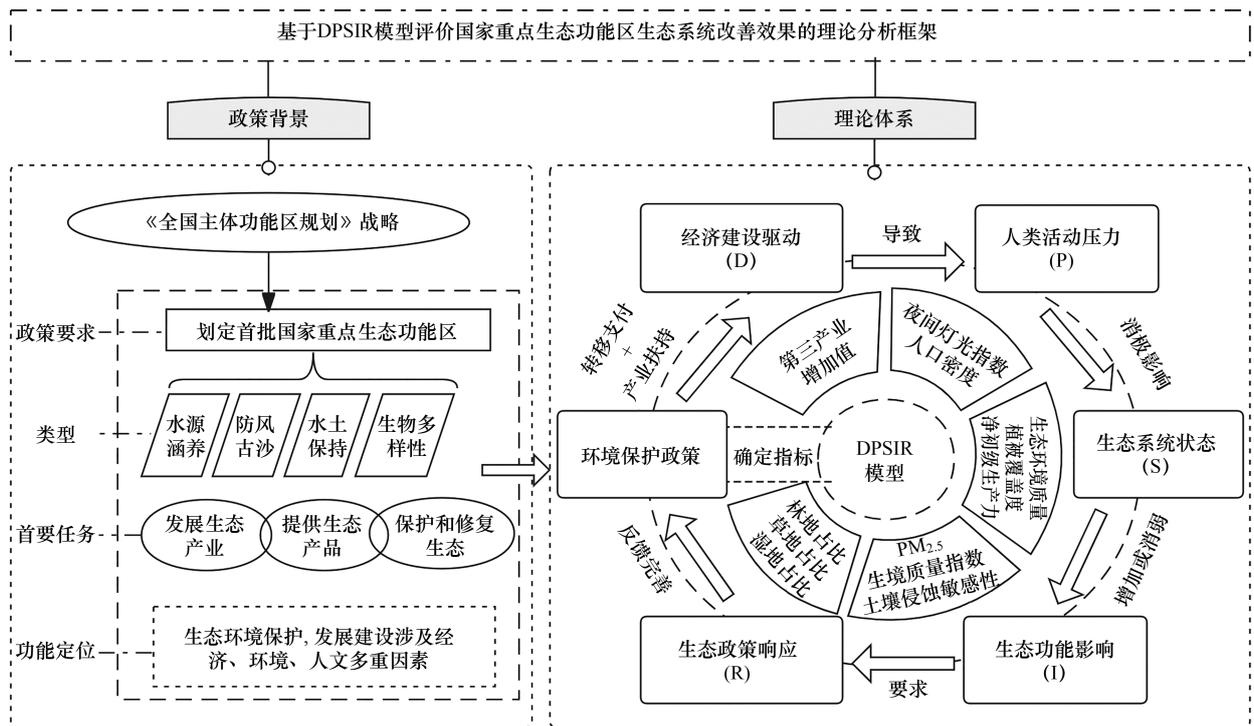


图 2 基于 DPSIR 模型的生态质量改善效果评价理论框架

Fig.2 Theoretical framework of ecological quality improvement effect evaluation based on the DPSIR model

DPSIR 指驱动力-压力-状态-影响-响应(Driving force-Pressure-State-Impact-Response)模型

经济建设驱动(D)层反映经济发展状况对生态功能区建设的驱动作用。国家重点生态功能区战略旨在减轻生态压力的同时促进当地的经济建设与发展,群众整体收入水平提高可在一定程度上增加生态系统修复的投入,第三产业增加值的提高能够保障当地的经济能力并促进各项生态保护措施的实施,故选取“第三产业增加值”来表征经济建设的正向驱动作用。

人类活动压力(P)层反映人类活动对生态系统施加的压力。人口密增大会增加生态系统被破坏的可能性,夜间灯光污染对植物的生长和代谢有影响,人口密度和夜间灯光指数的增加会对生态系统功能的实现产生障碍,故选取“人口密度”和“夜间灯光指数”表征人类活动对生态系统施加的压力。

生态系统状态(S)层反映生态系统质量和服务功能及其相关承载力水平。生态环境质量能够反映生态环境对人类生存及社会经济持续发展的适宜程度,植被覆盖状况能够反映林地资源数量和绿化水平,净初级生产力状态可以表示生态系统所有植物的固碳能力,同时也体现了重点生态功能区提供生态产品的能力。“生态环境质量”“植被覆盖度”“净初级生产力量”三个指标能够说明生态系统的功能在经济建设驱动和人

类活动压力下是否得到改善。

生态功能影响(I)层反映系统所处的状态对人类或者生物所产生的影响。生态系统服务功能的改变将影响水土保持效果、空气质量和生物栖息地的环境质量,进而影响人类和其他生物的生活环境。因此,选用“土壤侵蚀敏感性”“PM<sub>2.5</sub>”和“生境质量指数”来表征生态系统服务功能的影响作用。

生态政策响应(R)层反映的是人类制定积极(用地)政策以响应促进重点生态功能区建设。政策实施的载体是生态用地的数量和质量,质量水平能够通过生态系统状态和功能得到反映,故用“林地占比”“草地占比”和“湿地占比”来表征地方政府协调生态用地数量做出的努力,这是对国家重点生态功能区建设做出的积极响应。

对于选取的指标,采用2010—2020年的差值表征国家重点生态功能区生态质量在不同时期的改善情况,以便消除气候和地理条件对评价结果的影响。此外,运用Pearson相关系数检验,得出12个指标之间相关系数最大为0.625,不存在强共线性关系,指标体系设计如表2所示。

表2 基于DPSIR模型的重点生态功能区生态质量改善效果评价指标体系

Table 2 Evaluation index system of ecological quality improvement effect in key ecological function areas based on DPSIR model

目标层 Target level	准则层 Guideline level	指标层 Indicator level	具体指标 Specific indicators	指标解释 Interpretation of indicators	属性 Attributes	准则层权重 Guideline level weights	指标权重 Indicator weights
国家重点生态功能区生态质量改善效果评价 Evaluation of the effect of improving ecological quality in National Key Ecological Function Zones	经济建设驱动(D)	产业发展驱动	第三产业增加值	第三产业创造的新增价值和固定资产的转移价值	+	0.0692	0.0692
			人口承载压力	人口密度	区域总人口与总面积的比值	-	0.0699
	人类活动压力(P)	环境干扰压力	夜间灯光指数	表征人类活动的夜间灯光数据	-		0.0333
			生态环境状态	生态环境质量	生态环境对人类生存及社会经济持续发展的适宜程度	+	0.3942
	生态系统状态(S)	植被覆盖状态	植被覆盖度	植被在地面的垂直投影面积占比	+		0.1226
			系统生产状态	净初级生产力	植物固定的总能量除去其自身呼吸消耗的部分,反映固碳能力	+	
	生态功能影响(I)	水土保持功能	土壤侵蚀敏感性	区域土壤侵蚀数量的多少和侵蚀的强烈程度	-	0.2997	0.1024
			空气净化功能	PM <sub>2.5</sub>	直径小于或等于2.5μm的悬浮颗粒物	-	
		生物栖息功能	生境质量指数	反映区域生境的破碎程度以及对生境退化的抗干扰能力	+		0.1299
			生态政策响应(R)	林地政策响应	林地占比	林地面积占地区区域面积比例	+
	草地政策响应	草地占比		草地面积占地区区域面积比例	+		0.0524
	湿地政策响应	湿地占比		湿地面积占地区区域面积比例	+		0.0482

## 2.2 部分指标处理与计算

### (1) 土壤侵蚀敏感性指数计算

土壤侵蚀敏感性指在自然状况下发生土壤侵蚀的潜在可能性及其程度<sup>[23]</sup>,可反映生态功能区的土壤保持功能。参考前人研究<sup>[24-25]</sup>,基于RUSLE通用土壤流失方程中降雨侵蚀力、土壤可蚀性、地形起伏度和植被覆盖度因子,综合DEM、土壤质地、全国年降水和NDVI等数据,结合ArcGIS,通过重分类、栅格计算器加权计算获得各区县的土壤侵蚀敏感性指数。其中土壤侵蚀敏感性指数计算公式如下:

$$SS_i = \sqrt[4]{R_i \times K_i \times LS_i \times C_i} \quad (1)$$

式中,SS<sub>i</sub>为土壤侵蚀敏感性指数;R<sub>i</sub>为将降雨侵蚀力;K<sub>i</sub>为土壤质地因子;LS<sub>i</sub>为地形起伏度;C<sub>i</sub>为植被覆盖度。

### (2) 基于InVEST的生境质量指数计算

生境质量指数通过InVEST的Habitat Quality模块计算,用到土地利用数据、胁迫因子数据、胁迫源数据

及生境类型对威胁的敏感性等数据。参考前人研究成果<sup>[26-29]</sup>,将林地、草地与水体定义为生境,耕地、建设用地和未利用地受人类活动干扰程度较大的定义为非生境,即影响生境的胁迫源(因子),并确定胁迫因子的最大威胁距离和权重,以及不同土地覆被类型的生境适宜性对胁迫因子的敏感程度。

### 2.3 重点生态功能区生态质量改善效果评价方法

加权综合评价法可以综合考虑各个具体指标对评价因子的影响程度,把各指标的作用大小进行综合,具体计算步骤如下:

#### (1) 数据标准化

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min |x_{ij}|}{\max |x_{ij}| - \min |x_{ij}|} \quad \text{正向指标} \quad (2)$$

$$Z_{ij} = \frac{\max |x_{ij}| - x_{ij}}{\max |x_{ij}| - \min |x_{ij}|} \quad \text{负向指标} \quad (3)$$

#### (2) 确定指标权重

采用德尔菲法和层次分析法结合进行指标打分,确定准则层和指标层的权重。在对各项指标进行专家打分的过程中,选取 12 位打分专家,通过匿名问卷的形式进行意见的收集,统计得分的平均值作为判断矩阵的元素,最终得到判断矩阵的随机一致性比率符合精度要求,指标权重计算结果见表 2。

#### (3) 综合指数计算

$$S_j = \sum_i^n Z_{ij} w_i \quad (4)$$

式中, $S_j$  为评价因子的值; $w_i$  为指标权重; $Z_{ij}$  为指标的规范化值; $n$  为评价指标的个数。

最后,利用“自然断点分级法”对国家重点生态功能区生态质量改善水平进行分级评定,将生态质量改善水平分为高(0.497—0.633)、中(0.405—0.497)、低(0.263—0.405)3 个等级。

### 2.4 重点生态功能区生态质量改善因子障碍度模型

除了对重点生态功能区生态质量改善效果评价分级,还需进行障碍因子判断,以便有针对性地提升生态系统质量。采用障碍度模型<sup>[30]</sup>诊断重点生态功能区生态质量提升障碍因素,其公式为:

$$M_{ij} = \frac{I_i \times J_{ij}}{\sum_{i=1}^n (I_i \times J_{ij})} \times 100\% \quad (5)$$

式中, $I_i = w_i$ ,  $J_i = 1 - Z_{ij}$ ,  $J_{ij}$  表示与高水平生态质量的差距,  $M_{ij}$  为各单项指标对生态质量改善提高的障碍度。

## 3 结果与分析

### 3.1 2010—2020 年重点生态功能区单项评价指标分析

2010—2020 年重点生态功能区生态质量改善效果评价单项指标变化情况如图 3 所示。

经济建设驱动因子。2010—2020 年长江及川滇重点生态区第三产业增加值增幅最显著,其次是东南生态区,青藏高原生态区和东北生态区增长幅度较小,其中东北生态区的东宁市、江源区和安图县第三产业增加值甚至有所降低。基于学者对东北地区经济发展水平的现有研究,变化原因可能与该地区经济失速、人口流失以及经济发展困境有很大关联<sup>[31-32]</sup>。

人类活动压力因子。2010—2020 年东南生态区人口密度增加较大,其次是黄河重点生态区和西北生态区的部分区域,青藏高原生态区人口密度也有一定程度增大,而人口密度降低最显著的是长江及川滇重点生态区,人口承载压力得到极大缓解。2010—2020 年夜间灯光指数增量大的区域集中在黄河重点生态区、东北生态区和东南生态区,青藏高原生态区夜间灯光指数普遍降低。此外,西北生态区的图木舒克市、莎车县等多个位于塔里木河区的区县夜间灯光指数增幅较大。

生态系统状态因子。2010—2020 年浑善达克区、阴山北麓区和科尔沁区的生态环境质量提高最显著,其

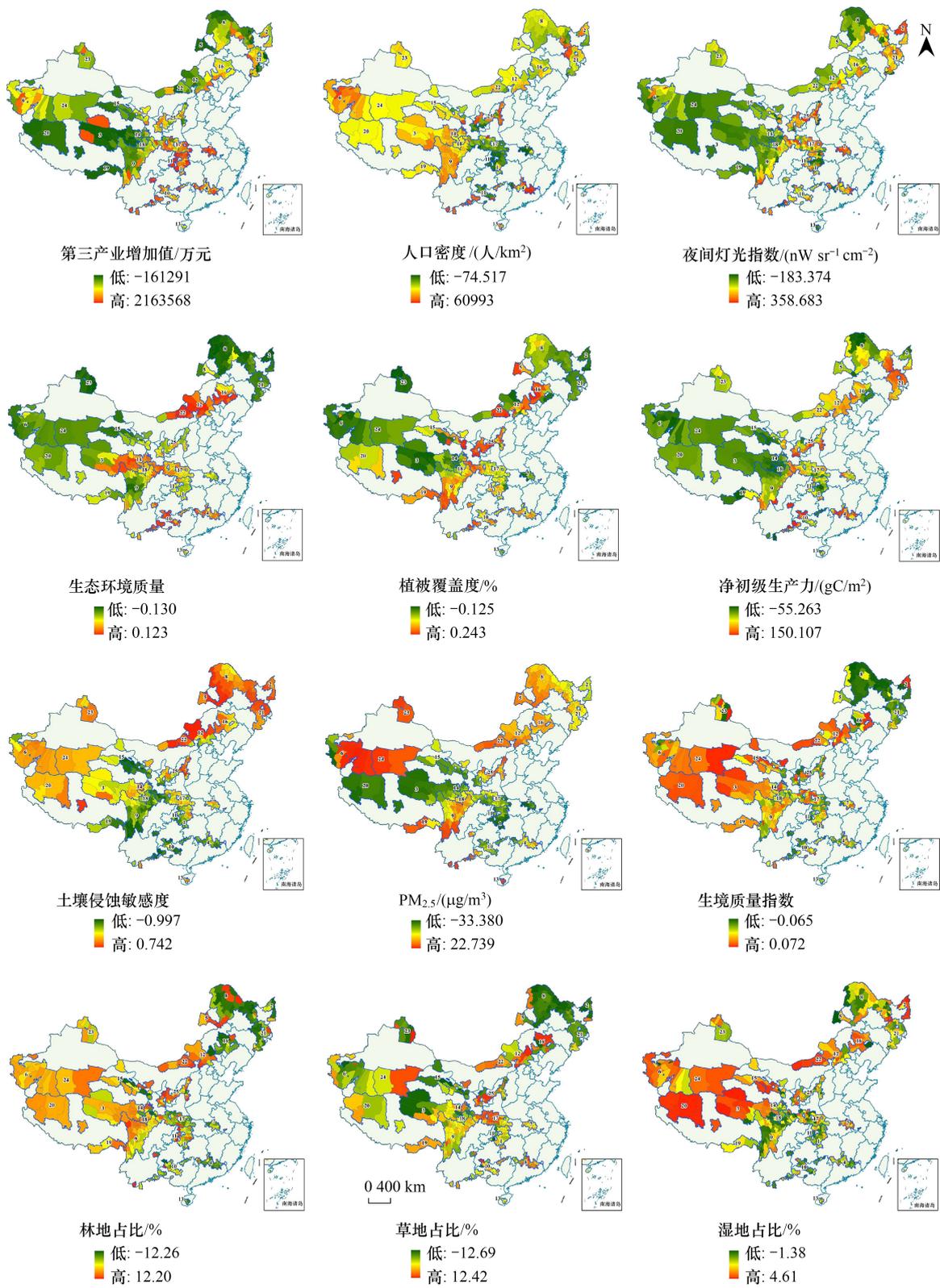


图3 2010—2015 年和 2015—2020 年各项指标变化程度  
 Fig.3 Changes degree of various indicators from 2010—2015 and 2015—2020

次是桂黔滇喀斯特石漠化防治区,而东北生态区和西北生态区生态环境质量降低明显。2010—2020 年黄河重点生态区植被覆盖度增量最显著,其次是川滇森林区,平均增量分别为 7.72% 和 4.71%,阿尔泰山地区和塔

里木河区植被覆盖度降低明显,平均降低了 3.39%。2010—2020 年净初级生产力增加最显著的是东南生态区,其次是黄河重点生态区,而大小兴安岭区、三峡库区和塔里木河区净初级生产力降低明显。

生态功能影响因子。2010—2020 年西北生态区、东北生态区、黄河重点生态区东部和青藏高原部分区域土壤侵蚀敏感度增幅较大,而其他区域土壤侵蚀敏感度呈现降低趋势,其中长江及川滇重点生态区降低最为明显。长江及川滇重点生态区的  $PM_{2.5}$  降低最显著,空气质量明显改善,其次是青藏高原生态区和东南生态区。2010—2020 年生境质量得到明显改善的区县分布在青藏高原生态区、西北生态区东部和长江及川滇重点生态区,其他生态区生境质量指数变化不显著。

生态政策响应因子。2010—2020 年林地占比增加较大的有浑善达克区和阴山北麓区,平均增量分别为 0.34%、0.16%,降低最明显的是科尔沁草原区,林地占比减小 0.73%,该地区林地减少可能与修建交通道路、采矿与开垦草地等行为有关。2010—2020 年草地占比增加较大的有桂黔滇喀斯特区、黄土高原区和科尔沁区,其中增加显著的区县有青河县和紫云县等,草地占比分别增加了 12.42% 和 12.07%,东北生态区草地占比普遍降低,平均降幅达到 2.55%;2010—2020 年湿地占比增加显著的有青藏高原生态区和西北生态区,二者平均增幅分别为 0.85% 和 0.50%,其中民乐县、格尔木市、改则县湿地占比增加最明显,分别达到 4.61%、4.48% 和 4.38%,秦巴区和川滇森林区部分区县湿地占比相对降幅较大,显著的有石泉县和康县,降幅分别为 0.13% 和 0.09%。

### 3.2 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果总体评价

2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果等级如图 4 和表 3 所示。总体情况来看,我国国家重点生态功能区生态质量改善效果整体水平表现较好,可见生态转移支付、生态补偿等生态保护政策已略有成效。其中等级“中”的区县数量最多,共有 223 个,占比 52.10%,等级“高”的区县共有 147 个,位列第二,占比 34.35%,水平等级低的区县仅有 58 个,占比 13.55%。

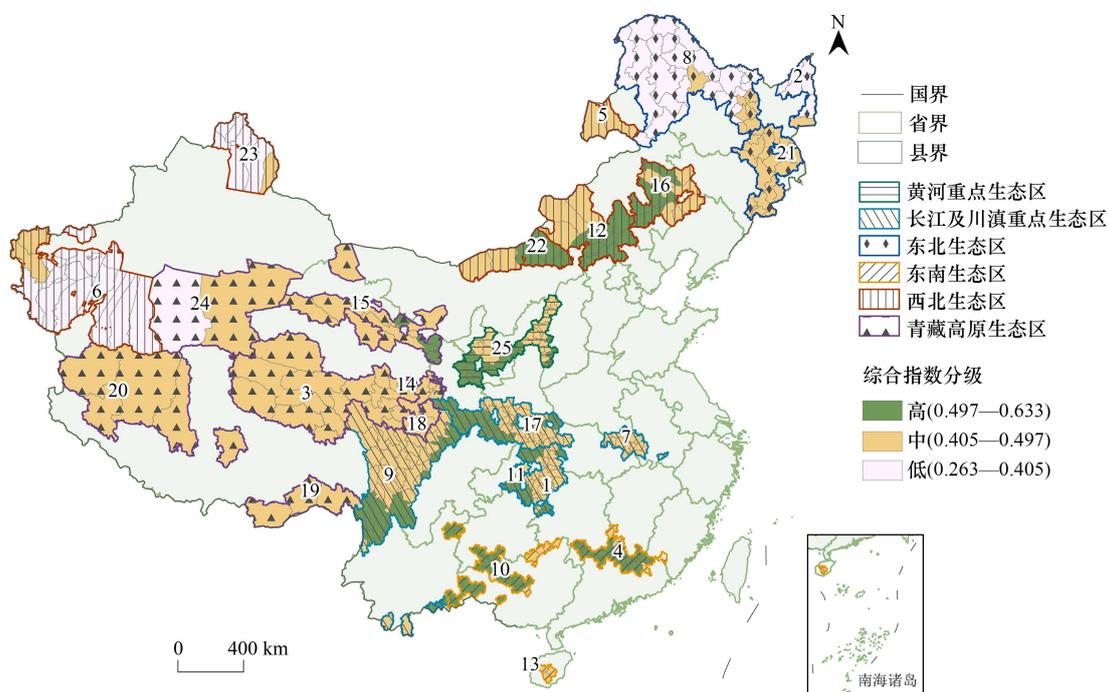


图 4 2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量改善效果分等级空间分布

Fig.4 2010—2020 The ecological quality improvement effect of National Key Ecological Function Zones is distributed separately

从空间特征来看,生态质量改善效果等级表现出明显地域分异性:高水平的区县主要集中在黄河重点生态区、长江及川滇重点生态区、东南生态区和西北生态区的东部,低水平的区县主要分布在东北生态区和西北

生态区的塔里木河区。对于生态质量改善效果水平“高”的区县数量占比情况,最高的是南岭山地区,占比达到 65.79%,其次是黄土高原区,占比为 42.22%,同时该区域也是生态质量改善效果水平“中”的区县数量占比最高的生态区;生态质量改善效果水平“低”的区县数量占比最高的是大小兴安岭区,占比达到 43.55%,其次是塔里木河区,占比为 29.51%。

表 3 分区统计不同等级水平的区县数量对比

Table 3 Regional statistics of the number of districts and counties at different levels

六大生态区 Six ecological zones	重点生态功能区(简称) Key Ecological Function Zones (abbr.)	不同等级水平的区县数量 Number of districts at different levels of hierarchy			
		高 High	中 Middle	低 Low	总计 Total
黄河重点生态区 Yellow River key ecological zone	黄土高原区	19	26	0	45
长江及川滇重点生态区 Yangtze River and Sichuan-Yunnan key ecological zones	三江平原区	0	1	6	62
	大小兴安岭区	0	9	27	
	长白山区	0	19	0	
东北生态区 North eastern ecological zones	秦巴区	20	26	0	168
	三峡库区	12	21	0	
	大别山区	0	15	0	
	武陵山区	0	1	0	
	川滇森林区	18	29	0	
	桂黔滇喀斯特区	24	2	0	
东南生态区 Southeast ecological zones	南岭山地区	25	9	0	38
	海南岛雨林区	0	4	0	
西北生态区 Northwest ecological zones	呼伦贝尔区	0	2	0	61
	浑善达克区	12	3	0	
	阿尔泰山地区	0	1	6	
	科尔沁区	5	6	0	
	阴山北麓区	4	2	0	
	塔里木河区	0	2	18	
青藏高原生态区 Qinghai-Tibetan plateau ecological zones	祁连山区	5	8	0	54
	三江源区	0	18	0	
	甘南黄河区	3	7	0	
	若尔盖区	0	3	0	
	藏东南区	0	3	0	
	藏西北羌塘区	0	5	0	
	阿尔金区	0	1	1	

### 3.3 障碍因子诊断

诊断出指标层的障碍因子如表 4 所示。总体来看,国家重点生态功能区的前 5 位限制因子障碍度从高到低分别为产业发展驱动(11.9%)、湿地政策响应(10.11%)、植被覆盖状态(8.31%)、生物栖息功能(8.03%)和人口承载压力(7.9%)。根据当前重点生态功能区的发展现状,以上因素障碍度排名靠前的原因可归结于三个方面:其一,西部地区发展缓慢,特色旅游业和生态产业的发展正处于起步阶段,而中东部重点生态功能区虽能具备充足的资金发展绿色产业,但由于具有较高工业化水平且人口密度大的特点,限制开发的机会成本也随之升高,总体来说重点生态功能区第三产业发展驱动力的提升并不显著<sup>[33]</sup>;其二,我国对于湿地保护的严格执行开始较晚,例如三江平原湿地,为满足持续增长的农业发展需要,该区域的大量湿地通过开垦转为耕地<sup>[34]</sup>,其湿地面积在 2010—2015 年间仍呈现缓慢减少的趋势,近年来通过建立湿地自然保护区和湿地公园才得以遏制<sup>[35]</sup>,湿地保护政策响应任重道远;其三,国家重点生态功能区的设立虽能促进部分地区(如西北生

态区)的经济增长,但对环境质量的改善作用并不明显<sup>[4]</sup>,并且 1995—2020 年间重点生态功能区生境质量逐年下降<sup>[36]</sup>,使得植被覆盖状态和生物栖息等功能的改善仍存在较大的障碍。空气净化功能和环境干扰压力整体障碍度较低,说明国家重点生态功能区设立明显提升了空气环境质量<sup>[5]</sup>并缓解了环境压力。

表 4 六大生态区域生态质量改善效果评价指标层障碍度/%

Table 4 Evaluation index level of ecological quality improvement effect in six ecological zones

生态区 Ecological zones	指标层障碍度 Degree of obstacles at the indicator level											
	产业发展驱动 Industrial development drive	人口承载压力 Population carrying pressure	环境干扰压力 Environmental disturbance pressure	生态环境状态 Ecological state	植被覆盖状态 Vegetative state	系统生产状态 System production state	水土保持功能 Soil conservation function	空气净化功能 Air purifying function	生物栖息功能 Habitat function	林地政策响应 Woodland policy response	草地政策响应 Grassland policy response	湿地政策响应 Wetlands policy response
黄河重点生态区 Yellow River key ecological zone	12.11	7.87	6.59	6.22	6.47	5.98	7.72	5.00	8.00	7.11	7.18	10.37
长江及川滇重点生态区 Yangtze River and Sichuan-Yunnan key ecological zones	11.00	7.30	6.05	6.01	8.31	8.31	5.86	3.93	7.77	7.19	7.12	10.66
东北生态区 North eastern ecological zones	12.37	7.82	6.01	9.60	9.66	7.37	9.11	4.93	9.31	7.69	8.56	10.01
东南生态区 Southeast ecological zones	11.05	8.37	6.21	3.74	8.00	5.77	5.03	4.46	7.93	7.55	6.85	10.77
西北生态区 Northwest ecological zones	12.16	8.06	5.80	5.60	8.87	8.94	8.25	6.52	7.55	7.18	7.22	9.84
青藏高原生态区 Qinghai-Tibetan plateau ecological zones	12.73	7.99	5.52	5.90	8.54	10.21	6.45	3.66	7.64	7.23	7.49	9.00
平均值 Average	11.90	7.90	6.03	6.18	8.31	7.76	7.07	4.75	8.03	7.33	7.40	10.11

从六大生态区的障碍因子横向对比分析发现,6 个生态区前两位障碍因子几乎趋同,分别为产业发展驱动和湿地政策响应。青藏高原生态区有略微差异,其第 2 位障碍因子是系统生产状态因子,湿地政策响应因子排在第 3 位。对于不同生态区其第 3—5 位障碍因子特征各异。黄河重点生态区第 3—5 位障碍因子分别是生物栖息功能、人口承载压力和水土保持功能,说明退耕还林等生态修复措施虽然对黄土高原植被覆盖度带来明显改善<sup>[37]</sup>,但在生境质量和水土保持方面仍然存在较大的提升空间。同时该区域人口密度并没有减小的趋势,还需重视缓解人口压力对生态的影响。长江及川滇重点生态区第 3—5 位障碍因子是植被覆盖状态、系统生产状态和生物栖息功能。结合数据发现,三峡库区水土保持区是产生以上障碍因子的主导生态功能区,该区域受三峡工程的影响生态敏感脆弱,2010 年以来生态质量才有轻微改善,植被覆盖度和生态系统生产力水平提升缓慢,生境质量不高<sup>[38]</sup>。东北生态区植被覆盖状态、生态环境状态、生物栖息功能障碍度排在第 3—5 位。研究发现,长白山林区延吉市中部、珲春市西南部、和龙市东南部等地植被退化程度相对较强,这可能与盲目开垦、城市用地扩张、旅游资源开发等因素造成植被破坏有关<sup>[39]</sup>。东南生态区第 3—5 位障碍因子中人口承载压力障碍度最为突出,城市和建制镇扩张迅速、人类活动压力急剧增大一直是该区域影响生态建设的重要障碍因素,亟需采取管控措施抑制城镇过度扩张。除黄河重点生态区外,西北生态区第 3—5 位障碍因子中也包含了水土保持功能因子,这是区别于其他生态区的明显特征。该生态区的水土保持功能障碍度较大可能跟阴山北麓草原区严峻的土壤侵蚀状况有关,人为毁坏、开荒、掠夺式放牧、开发矿产资源等是造

成土壤侵蚀的重要因素<sup>[40]</sup>。青藏高原生态区的系统生产状态成为既产业发展驱动之后的最大障碍因子,2010—2020年青藏高原生态区存在土地过度开发建设的问题,建设用地占用耕地程度在持续加强<sup>[41]</sup>。该生态区生态系统生产力下降,固碳功能减弱,亟待严格的建设用地增量管控措施来保证国家重点生态功能区生态系统健康状态的稳定。

## 5 讨论

研究基于 DPSIR 模型,采用综合指数法计算出国家重点生态功能区县域的生态质量改善水平指数,了解各生态功能区 and 不同生态区域的生态质量改善情况。

2010 年国家重点生态功能区设立以来,生态质量得到不同程度的提升,生态系统状态和功能向好发展。其中,东南生态区、长江及川滇改善程度普遍较高,说明生态转移支付、生态补偿、产业扶持等政策对生态质量改善的效应最显著,这与侯孟阳等<sup>[4]</sup>研究得出的国家重点生态功能区设立后西南和长江中下游及东南地区的生态功能区实现了环境质量与经济增长共同提升结论一致。此外,黄河重点生态区的生态质量改善也居于中高水平,植被覆盖和生产力状态有较大程度的改善,这与 Zhang 等<sup>[8]</sup>的研究结果一致。值得注意的是,以上区域经济发展势头迅猛,人口密度和发展建设压力也要引起必要的重视,应在改善生态质量、发展绿色产业的基础上,适当采取人口转移或用地管控措施,进一步缓解人类活动对生态系统造成的压力。

东北生态区、西北生态区和青藏高原生态区等生态质量改善水平有限,主要体现自然环境脆弱、生态改善乏力以及生态经济发展缓慢等诸多方面,这些区域的重点生态功能区相关政策对生态质量改善的正向效应似乎并不显著。侯孟阳等<sup>[4]</sup>研究表明,国家重点生态功能区的政策效应在不同的功能区类型及不同的地理空间上存在异质性,例如,对于防风固沙型及西北地区仅促进了经济增长,但对环境质量的改善作用并不显著,这说明生态功能区建设不能一蹴而就。因此,对于生态质量改善水平较低的区域,应继续响应各项生态保护政策并落实,坚持生态优先,绿色发展为主导,最终实现生态质量改善水平的跃升。

本研究利用 2010—2020 年各项指标的差值,虽然可以快速、高效地评价生态系统质量改善效果,缺点是无法观察这一期间生态质量的具体变化趋势;此外,本研究仅分析了首批国家重点生态功能区的生态质量改善情况,没有深入探究生态质量的改善是否是受到国家重点生态功能区相关政策的影响。因此,后续研究可以增设若干个时间节点,并选取适宜的对照组,采用典型的政策效应检验方法—双重差分法,进一步探析国家重点生态功能区的政策效应对生态质量提升的影响。

## 6 结论

(1) 总体而言,2010—2020 年国家重点生态功能区生态质量提升水平整体较高,生态质量提升为“高”“中”水平等级的区县数量占国家重点生态功能区区县总数的 86.45%;根据“高”水平区县占比大小,六大生态区生态质量提升水平高低次序为东南生态区>长江及川滇重点生态区>黄河重点生态区>西北生态区>青藏高原生态区>东北生态区。

(2) 从单项指标变化来看,浑善达克区、阴山北麓区和桂黔滇喀斯特区的生态环境质量、林地占比或草地占比等有较为显著的提升;塔里木河区、三峡库区的夜间灯光指数增大,植被覆盖度和净初级生产力降低明显,生态系统压力增大;大小兴安岭区草地占比和生境质量均有不同程度下降,同时土壤侵蚀敏感度增大,水土流失风险升高。

(3) 从指标层障碍度来看,产业发展驱动、湿地政策响应、植被覆盖状态、生物栖息功能和人口承载压力是国家重点生态功能区生态质量改善的主要障碍因子;系统生产力状态和水土保持功能因子作为次要障碍因子,因地理位置差异产生不同的影响作用。

### 参考文献 (References):

[1] 邱倩,江河. 国家重点生态功能区政策体系构建探析. 环境保护, 2017, 45(13): 59-61.

- [ 2 ] 丁斐, 庄贵阳. 国家重点生态功能区设立是否促进了经济发展——基于双重差分法的政策效果评估. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(10): 19-28.
- [ 3 ] 马本, 秦露, 刘海江. 国家重点生态功能区转移支付改善县域生态环境质量效应评估. 生态学报, 2021, 41(22): 8833-8844.
- [ 4 ] 侯孟阳, 席增雷, 张晓, 姚顺波. 国家重点生态功能区的环境质量与经济增长效应评估. 中国人口·资源与环境, 2023, 33(1): 24-37.
- [ 5 ] Li G Q, Li L Y, Li X, Chen Y. Can the establishment of National Key Ecological Functional Zones improve air quality?: an empirical study from China. *PLoS One*, 2021, 16(2): e0246257.
- [ 6 ] 许杰, 刘海江, 聂平静, 金自恒, 翟德超, 高锡章. 国家重点生态功能区县域环境空气质量时空变化分析. 生态学报, 2022, 42(11): 4362-4368.
- [ 7 ] 刘慧明, 高吉喜, 刘晓, 张海燕, 徐新良. 国家重点生态功能区 2010—2015 年生态系统服务价值变化评估. 生态学报, 2020, 40(6): 1865-1876.
- [ 8 ] Zhang M Y, Zhang L, He H L, Ren X L, Lv Y, Niu Z E, Chang Q Q, Xu Q, Liu W H. Improvement of ecosystem quality in National Key Ecological Function Zones in China during 2000—2015. *Journal of Environmental Management*, 2022, 324: 116406.
- [ 9 ] 刘冰, 张斌, 廖俊杰, 茹曼. 基于 RS 与 GIS 的水土保持生态功能区生态状况评估. 环境监测管理与技术, 2022, 34(3): 35-39.
- [ 10 ] 何家理. 我国西部生态环境建设绩效评价体系研究. 生态经济, 2006, 22(10): 130-132.
- [ 11 ] 马育军, 黄贤金, 肖思思, 王舒. 基于 DEA 模型的区域生态环境建设绩效评价——以江苏省苏州市为例. 长江流域资源与环境, 2007, 16(6): 769-774.
- [ 12 ] 杨瑞丰. 基于 DEA 方法的乡村振兴政策实施绩效评估——以皖南地区为例. 现代农业研究, 2023, 29(4): 40-43.
- [ 13 ] 吕亚玲, 李巧云. 基于改进 PSR 模型的洞庭湖区生态安全评价及主要影响因素分析. 农业现代化研究, 2021, 42(1): 132-141.
- [ 14 ] 彭文英, 李梦媛, 潘娜. 基于 PSR 模型改进的县域生态文明建设评价及对策研究. 生态经济, 2023, 39(2): 207-214.
- [ 15 ] 李兆磊, 王高洁, 尹叶叶. 基于改进 PSR 模型的区域物流承载力实证研究. 综合运输, 2022, 44(10): 130-136.
- [ 16 ] 韦杰, 贺秀斌, 汪涌, 花利忠. 基于 DPSIR 概念框架的区域水土保持效益评价新思路. 中国水土保持科学, 2007, 5(4): 66-69.
- [ 17 ] Do Thi Thu H, Thu H N T, Gia D K, Nguyen V T, Luc H. Sustainability assessment of coastal ecosystems; DPSIR analysis for beaches at the Northeast Coast of Vietnam. *Environment, Development and Sustainability*, 2021, 24(4): 5032-5051.
- [ 18 ] Xi H Y, Chen Y Q, Zhao X Y, Sindikubwabo C, Cheng W J. Safety assessment of fragile environment in Badain Jaran Desert and its surrounding areas based on the DPSIR model. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109874.
- [ 19 ] Faseyi C A, Miyittah M K, Yafetto L. Assessment of environmental degradation in two coastal communities of Ghana using Driver Pressure State Impact Response (DPSIR) framework. *Journal of Environmental Management*, 2023, 342: 118224.
- [ 20 ] Hajra R, Mitra R, Ghosh T. Sustainability assessment of Indian Sundarban delta islands using DPSIR framework in the context of natural hazards. *Natural Hazards Research*, 2023, 3(1): 76-88.
- [ 21 ] Yang W, Xue M G, Wang Y P, Long T, Deng S, Deng B, Fang N. Evaluation of enterprise green mine construction based on DPSIR model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2023, 20(6): 4932.
- [ 22 ] Walz R. Development of environmental indicator systems; experiences from Germany. *Environmental Management*, 2000, 25(6): 613-623.
- [ 23 ] 柴亚昕, 胡彦婷, 张富, 高凡洁, 包炳琛, 蒋承洋. 基于 RUSLE 的祖厉河上游会师流域土壤侵蚀及敏感性分析. 草原与草坪, 2022, 42(6): 128-135.
- [ 24 ] Cimusa Kulimushi L, Bigabwa Bashagaluke J, Prasad P, Heri-Kazi A B, Lal Kushwaha N, Masroor M, Choudhari P, Elbeltagi A, Sajjad H, Mohammed S. Soil erosion susceptibility mapping using ensemble machine learning models; a case study of upper Congo River sub-basin. *CATENA*, 2023, 222: 106858.
- [ 25 ] 张恩伟, 彭双云, 冯华梅. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇池流域土壤侵蚀敏感性评价及其空间格局演变. 水土保持学报, 2020, 34(2): 115-122.
- [ 26 ] Sharafatmandrad M, Khosravi Mashizi A. Exploring the most important indicators for environmental condition assessment using structural equation modeling and InVEST habitat quality model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 195(1): 232.
- [ 27 ] Xiang Q, Kan A K, Yu X X, Liu F, Huang H, Li W, Gao R. Assessment of topographic effect on habitat quality in mountainous area using InVEST model. *Land*, 2023, 12(1): 186.
- [ 28 ] 胥丽, 国朝胜, 罗绍龙. 基于 PLUS 模型和 InVEST 模型的昆明市生境质量研究. 三峡生态环境监测, 2023, 8(1): 102-112.
- [ 29 ] 徐李麒麟, 余济云, 陈彩虹, 崔博文. 基于 InVEST 模型的自然保护地生态系统服务功能研究. 绿色科技, 2022, 24(12): 198-202, 206.
- [ 30 ] 李春燕, 南灵. 陕西省土地生态安全动态评价及障碍因子诊断. 中国土地科学, 2015, 29(4): 72-81.
- [ 31 ] 刘佳, 郑克岭, 颜冰. “双碳”战略背景下东北地区经济发展的机遇与挑战. 经济研究导刊, 2023(2): 26-28.
- [ 32 ] 刘倩倩, 吴相利. 人口收缩背景下东北三省市域经济与基本公共服务协调发展测度与驱动机制. 经济地理, 2023, 43(6): 22-32.
- [ 33 ] 杨喆, 李晴晴, 薛文皓. 国家重点生态功能区设立对农村居民收入的影响——基于 PSM-DID 的实证分析. 资源科学, 2023, 45(1): 144-157.
- [ 34 ] 李勇, 赵云泽, 卓志清, 曹梦, 黄元仿. 小兴安岭——三江平原区生态问题辨析及山水林田湖草保护修复策略. 生态科学, 2023, 42(1): 95-104.
- [ 35 ] 王琦, 刘子刚, 周隽伊. 三江平原沼泽湿地变化的影响因素及其空间效应. 中国人口·资源与环境, 2023, 33(7): 44-54.
- [ 36 ] 袁宏伟, 蔡俊, 章磊. 国家重点生态功能区人类活动与生境质量时空变化特征及空间效应. 干旱区地理, 2023, 46(6): 934-948.
- [ 37 ] Fu B J, Wang S, Liu Y, Liu J B, Liang W, Miao C Y. Hydrogeomorphic ecosystem responses to natural and anthropogenic changes in the Loess Plateau of China. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2017, 45: 223-243.
- [ 38 ] 向万淋, 姬翠翠, 周伟. 2000—2020 年三峡库区生态环境质量综合评估. 环境污染与防治, 2024, 46(1): 99-103, 110.
- [ 39 ] 石淞, 李文, 杨子仪, 于冉. 长白山山区植被覆盖度时空变化及地形分异研究. 水土保持通报, 2023, 43(3): 254-264, 276.
- [ 40 ] 吴帅, 阿如早, 潘海伟. 阴山北麓地区土壤侵蚀的时空变化及驱动力. 水土保持通报, 2023, 43(6): 380-390.
- [ 41 ] 张健, 韩晓旭, 周侃. 青藏高原建设用地扩张过程及空间管制政策取向——2000—2020 年. 科技促进发展, 2022, 18(5): 674-685.