

DOI: 10.5846/stxb202105081205

陈子琦,董凯凯,张艳红,侯光雷,刘兆礼.全国重要生态功能区生物多样性保护成效区域对比评估.生态学报,2022,42(13):5264-5274.

Chen Z Q, Dong K K, Zhang Y H, Hou G L, Liu Z L. Regional comparative evaluation of biodiversity conservation effectiveness in National Important Ecological Function Areas. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(13): 5264-5274.

全国重要生态功能区生物多样性保护成效区域对比评估

陈子琦^{1,2}, 董凯凯^{1,3}, 张艳红², 侯光雷^{1,*}, 刘兆礼¹

1 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130102

2 吉林大学地球探测科学与技术学院, 长春 130026

3 滨州学院山东省黄河三角洲生态环境重点实验室, 滨州 256600

摘要:国家重要生态功能区是国家主体功能区战略实施和生态保护红线划定的基础,关系到全国乃至全球范围的生态安全。开展大尺度生物多样性保护成效区域对比评估对促进物种栖息地科学管理、提升国家生物多样性保护水平具有较为重要的意义。本研究以 2015 年《全国生态功能区划》修编版划定的 24 个生物多样性保护生态功能区为研究对象,选取生态功能区内或邻近生态功能区的国家级自然保护区核心区作为参照区,利用 InVEST 模型计算多年参照区生境质量指数,并从中筛选出最大值,构建全国尺度的生境质量指数参照基准,在此基础上,采用空间叠加分析方法建立保护成效指数,定量分析了 24 个重要生态功能区生物多样性保护成效空间对比差异。研究结果表明:(1)基于参照基准的生物多样性保护成效区域对比评估方法可以较好地应用于全国尺度,全国重要生态功能区生境质量指数参照基准呈现明显的“西北低,东南高”的分布格局,而重要生态功能区生物多样性保护成效则表现出“西北高,东南低”的空间差异;(2)位于华东和华南地区的重要生态功能区生态环境本底状况较好,东北和华中地区的重要生态功能区居中,而西北和西南地区的重要生态功能区生态环境本底状况较差;(3)2015 年西北和西南地区的重要生态功能区生境质量指数基本与参照基准持平,表现为生物多样性保护成效较好,华中和华南地区的重要生态功能区生境质量指数小幅度低于参照基准,体现保护效果居中,保护效果较差的重要生态功能区则位于东北与华东地区,其生境质量指数大幅度低于参照基准。通过对全国尺度重要生态功能区生物多样性保护成效区域对比评估,为进一步完善国家生物多样性保护成效的绩效考评机制和转移支付提供科学依据。

关键词:国家重要生态功能区;参照基准;区域对比评估;生物多样性保护成效

Regional comparative evaluation of biodiversity conservation effectiveness in National Important Ecological Function Areas

CHEN Ziqi^{1,2}, DONG Kaikai^{1,3}, ZHANG Yanhong², HOU Guanglei^{1,*}, LIU Zhaoli¹

1 Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China

2 College of Geo-Exploration Science and Technology, Jilin University, Changchun 130026, China

3 Shandong Key Laboratory of Eco-Environmental for the Yellow River Delta, Binzhou University, Binzhou 256600, China

Abstract: National Important Ecological Function Areas are the basis of implementing national main function area strategy and drawing ecological protection red line, which closely linked to the ecological security on a national and even global scale. It is of great significance to promote scientific management of species habitat and improve the national biodiversity level by spatial comparative assessment of biodiversity conservation effectiveness. In this study, the 24 ecological function

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0500204);国家自然科学基金(42001266)

收稿日期:2021-05-08; 网络出版日期:2022-03-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: houguanglei@iga.ac.cn

areas for biodiversity conservation, which originated from the revised version of the National Ecological Function Zoning during 2015, were used for spatial comparative assessment. The core area of the national nature reserve inside or nearest the ecological function area was selected as the reference area, and the multi-year habitat quality index of reference area were calculated based on the InVEST model. Then, the maximum value of the multi-year habitat quality index as the habitat quality index reference at the national scale. Ultimately, the conservation effectiveness index was established by spatial overlay analysis method, and the spatial comparison differences of biodiversity conservation effectiveness were quantitatively analyzed in 24 important ecological function areas at national scale. The results showed that: (1) the regional comparative evaluation method of biodiversity conservation effectiveness based on reference can be better applied to the national scale. The distribution pattern of habitat quality index showed "low in the northwest and high in the southeast" for the reference area, while the biodiversity conservation effect presented "high in the northwest and low in the southeast" in the important ecological function zones. (2) the ecological environment background (reference) of ecological function areas in the East China and South China was better than the Northeast and Central China, and the ecological environment background of ecological function areas in the Northwest and Southwest was the worst; (3) the total habitat quality index of important ecological function zones was almost the same as the reference in the Northwest and Southwest, in other words, the biodiversity conservation was more effectively in these zones. The habitat quality index of important ecological function zones in the Central China and South China was slightly less than the reference, reflecting the conservation effectiveness was negative in these zones. The ecological function areas with the worst conservation effectiveness were located in the Northeast and East China, and their habitat quality index were significantly less than the reference. The results of the biodiversity conservation effectiveness in ecological function areas of national scale can provide a scientific basis for further improving the performance evaluation mechanism and transfer payment for the biodiversity conservation effectiveness.

Key Words: National Important Ecological Function Areas; reference; regional comparative evaluation; biodiversity conservation effectiveness

国家重要生态功能区是国家主体功能区战略实施和生态保护红线划定的基础,关系到全国乃至全球范围的生态安全。2015 年环境保护部发布了《全国生态功能区划》修编版,它是根据区域生态系统格局、生态环境敏感性以及生态系统服务功能的空间分异规律,在全国范围内划分了 63 个重要生态功能区,其涵盖的生态功能涉及到生物多样性保护、水源涵养、水土保持、防风固沙以及洪水调蓄,其中,生物多样性保护功能在上述五种生态功能中占据着重要的位置^[1]。为推动国家生态功能区建设,提高当地政府生物多样性保护的积极性,环境保护部开展了生物多样性生态功能区保护成效的定量评估,以此衡量当地政府部门在生物多样性保护工作方面的成效,并根据考核情况优劣,以转移支付方式进行资金补偿或扣减^[2]。

目前,生物多样性功能评估主要以种群和栖息地两种方式进行展开^[3],环境保护部发布的《生态环境状况评价技术规范》(HJ/T192—2015)中即从上述两个方面进行生物多样性功能评估^[4]。种群指标包含生物丰度指数、物种数量、多样性指数等,它们可以直接反映生物多样性功能水平;栖息地指标包含受保护区域面积比、林地和草地覆盖度、生境质量指数等^[5-6],它们可以间接表征生物多样性功能。为提升生物多样性维持能力,主要采用改善栖息地质量、禁止围猎、防止外来物种入侵等保护措施^[4,7]。生境作为物种栖息和繁殖的场所,其动态变化直接影响物种的生存和繁殖^[8-9],因此,栖息地质量的改善有助于提高生物物种的保护效率与区域丰富生物多样性^[10-11]。InVEST(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)模型计算的生境质量指数多被用于栖息地质量的定量描述^[12-13]。Terrado 等将模型计算的生境质量指数结果与生物多样性实测数据进行对比,发现它们之间呈现显著的相关性,最高相关系数达到 0.76^[14]。

近年来高强度的人类活动对物种栖息地造成了不同程度的破坏,为此,我国政府实施了一系列的生物多样性维持功能的恢复与重建工作,这些工作促进了区域生物多样性维持功能的改善,由于不同地区执行力度

存在差异,需对工作成效进行科学的定量评估。当前,评估工作主要集中在重要生态功能区的生物多样性维持能力的评价,而对保护措施实施后的生物多样性维持能力变化,即生物多样性保护成效的评估关注不够。由于重要生态功能区是自然保护地的一种类型,其保护成效评估研究现状可以参考自然保护地评估的研究进展情况。对于自然保护地保护成效方面,国内外学者主要面向自然保护地个体开展定量评估^[15],采用自然保护地建立前后^[16-17]对比,或者自然保护地内外对比^[18-21]两种方式。与上述评估方式不同,郑姚闽等^[22]采用了湿地自然保护区之间对比的生物多样性保护成效评估方式,主要使用关键物种数、濒危物种数量和稀有物种数量等种群指标,开展了全国范围内 91 个国家级湿地自然保护区保护成效的空间对比评估。由于没有考虑生态环境本底的地域分异,其评价结果难以反映湿地自然保护区之间保护成效的真实差异^[23]。针对上述空间可比性缺乏问题,徐丹丹等^[24]建立了一套基于参照基准的湿地生物多样性保护成效的评估方法,采用的是栖息地评估指标,它可以较好地体现湿地生物多样性保护成效的空间差异;Dong K 等^[25]又将该方法拓展至不同生态系统类型之间的生物多样性保护成效评估之中,从而为全国尺度的生物多样性保护成效评估提供了新的思路。本研究利用上述评估方法,开展了全国范围内重要生态功能区生物多样性保护成效的区域对比评估,研究结果可为我国生物多样性保护方面的生态补偿提供科学依据。

1 数据与方法

1.1 研究区

2015 年环境保护部发布的《全国生态功能区划》修编版从生物多样性保护、水源涵养、水土保持、防风固沙以及洪水调蓄等类型在全国尺度上划定了 63 个重要生态功能区。其中,有 24 个生态功能区以生物多样性保护为主,面积共计 220.8 万 km²,它们覆盖了陆地国土面积的 23.1%,其代码及位置如图 1 所示。除华北地区,其它行政分区均有生态功能区分布,生态功能区占各行政分区比例分别为:西南(57.25%)、华东(7.45%)、华南(3.02%)、西北(15.12%)、东北(7.31%)以及华中(9.85%)。

1.2 数据

土地覆被数据集(ChinaCover)由国家重点研发计划项目“基于多源数据融合的生态系统评估技术及其应用研究”课题一提供,该数据集以国产环境灾害卫星(HJ-1A/B)和美国陆地卫星(Landsat)数据为信息源,采用 40 类分类系统以及面向对象的多尺度分割与变化检测分类方法得到的 1990、2000、2010 与 2015 年土地覆被数据集,空间分辨率为 1km;土地分类系统包括林地、草地、湿地等生态用地之外,还包括建设用地、交通用地等非生态用地类型。

矢量数据包括全国行政大区、重要生态功能区与自然保护区三类。其中,全国行政大区边界数据是结合行政区划方案,对全国省级边界矢量数据进行区域合并操作而得到的。重要生态功能区矢量边界数据来源于 2015 年《全国生态功能区划》修编版,通过扫描数字化并人工目视跟踪提取而获得。国家级自然保护区边界矢量数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>),包含 384 个自然保护区的核心区、缓冲区与实验区的边界数据。

1.3 方法

本研究包括重要生态功能区生境质量指数计算、重要生态功能区生境质量指数参照基准构建与全国尺度生物多样性保护成效空间对比评估 3 个部分。

1.3.1 重要生态功能区生境质量指数计算

InVEST 模型是由美国斯坦福大学、大自然保护协会(TNC)与世界自然基金会(WWF)联合开发的,用于评估生态系统服务功能、以支持生态系统管理和决策的一套模型系统,目前,已普遍应用在多个国家和地区的空间规划、生态补偿、风险管理等环境管理决策中。InVEST 中的生境质量模块基于土地覆被数据,综合考虑生态用地类型对威胁因子的相对敏感性、威胁因子的相对影响、生态用地类型与威胁因子之间的距离以及土地受到合法保护的四个因素,生成反映生物物种栖息地水平的生境质量(Habitat Quality,简称 HQ),从而

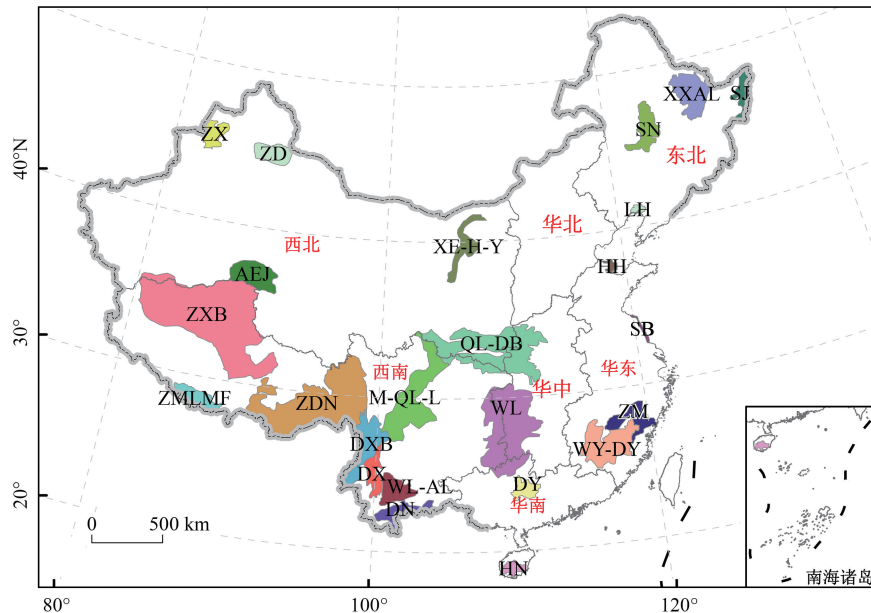


图 1 生物多样性保护重要生态功能区分布图

Fig.1 Distribution of important ecological function areas for biodiversity conservation

24 个生物多样性功能区名称及代码:1.小兴安岭生物多样性保护重要区 (XXAL);2.三江平原湿地生物多样性保护重要区 (SJ);3.松嫩平原生物多样性保护与洪水调蓄重要区 (SN);4.辽河三角洲湿地生物多样性保护重要区 (LH);5.黄河三角洲湿地生物多样性保护重要区 (HH);6.苏北滨海湿地生物多样性保护重要区 (SB);7.浙闽山地生物多样性保护与水源涵养重要区 (ZM);8.武夷山-戴云山生物多样性保护重要区 (WY-DY);9.秦岭-大巴山生物多样性保护与水源涵养重要区 (QL-DB);10.武陵山区生物多样性保护与水源涵养重要区 (WL);11.大瑶山地生物多样性保护重要区 (DY);12.海南中部生物多样性保护与水源涵养重要区 (HN);13.滇南生物多样性保护重要区 (DN);14.无量山-哀牢山生物多样性保护重要区 (WL-AL);15.滇西山生物多样性保护重要区 (DX);16.滇西北高原生物多样性保护与水源涵养重要区 (DXB);17.岷山-邛崃山-凉山生物多样性保护与水源涵养重要区 (M-QL-L);18.藏东南生物多样性保护重要区 (ZDN);19.珠穆朗玛峰生物多样性保护与水源涵养重要区 (ZMLMF);20.藏西北羌塘高原生物多样性保护重要区 (ZXB);21.阿尔金山南麓生物多样性保护重要区 (AEJ);22.西鄂尔多斯-贺兰山-阴山生物多样性保护与防风固沙重要区 (XE-H-Y);23.准噶尔盆地东部生物多样性保护与防风固沙重要区 (ZD);24.准噶尔盆地西部生物多样性保护与防风固沙重要区 (ZX)

间接表征区域生物多样性维持功能水平^[26—29]。本研究将土地覆被数据划分为 30 个适合生物物种栖息的生态用地类型和水田、旱地、建设用地、交通用地和采矿用地的非生态用地类型(威胁用地类型)。一般是依据土地利用强度设置的,建设用地和采矿用地土地利用强度大,其对生境干扰程度最大,其次为交通用地,最后是水田和旱地。模型中指出越天然的生态用地类型对威胁因子的敏感度越大,即自然景观对威胁因子有较大的敏感度,其次为半自然景观。参照相关研究结果^[30—36],并考虑生境特点及与人类活动相关程度,对 InVEST 中的生境质量模块参数进行赋值(表 1 和表 2)。

生境质量计算公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad (1)$$

式中, Q_{xj} 为土地覆被类型 j 栅格数据中网格 x 的生境质量,数值范围 0—1,生境质量越大,表示生境质量水平越高,而生境质量越小,表示生境质量水平越低; H_j 为土地覆被类型 j 的生境适宜度,生境适宜度越大,表示生态用地类型适合生物物种生存的能力越高; k 为半饱和常数,通常取 0.5; z 为默认参数,通常取 2.5; D_{xj} 是土地覆被类型 j 栅格数据中网格 x 所受威胁水平, D_{xj} 的计算公式如下:

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (2)$$

式中, r 为威胁用地类型, R 为威胁用地类型总数; y 为 r 威胁用地栅格图上的所有网格; Y_r 为 r 威胁用地栅格

图上的一组网格; w_r 为威胁用地类型 r 的权重, 表示威胁因子对生态用地类型的影响程度; r_y 为网格 y 的生态威胁因子值(0 或 1), 本研究中取值为 1; β_x 为网格 x 的威胁可达性水平, 数值范围为 0—1, 取决于区域是否受到保护, 本研究在计算国家级自然保护区核心区生境质量时设置威胁可达性指数为 0.1; S_{jr} 为生态用地类型 j 对威胁用地类型 r 的敏感性, 取值 0—1, 表现为取值越大, 生态用地类型的抗干扰能力越差; i_{rxy} 为网格 y 中生态威胁因子 r_y 对网格 x 中生境的威胁水平, i_{rxy} 的计算公式如下:

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right)$$

(3)

式中, d_{xy} 为栅格 x 与栅格 y 之间的线性距离, d_{rmax} 是生态威胁因子 r 的影响区域。

表 1 生境适宜度因子权重表和威胁敏感度量化表

Table 1 Habitat suitability factor weight table and threat sensitivity quantitative table

生态用地类型 Ecological land types	生境适宜度 Habitat suitability	水田敏感度 Paddy field sensitivity	旱地敏感度 Dry land sensitivity	建设用地 敏感度 Construction land sensitivity	交通用地 敏感度 Transportation land sensitivity	采矿用地 敏感度 Mining land sensitivity
常绿阔叶林 Evergreen broadleaf forest	1	0.8	0.8	0.9	0.8	0.95
落叶阔叶林 Deciduous broadleaf forest	1	0.8	0.8	0.9	0.8	0.95
常绿针叶林 Evergreen needleleaf forest	1	0.8	0.8	0.9	0.8	0.95
落叶针叶林 Deciduous needleleaf forest	1	0.8	0.8	0.9	0.8	0.95
针阔混交林 Broadleaf and needleleaf mixed forest	1	0.8	0.8	0.9	0.8	0.95
常绿阔叶灌丛 Evergreen broadleaf shrubland	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
落叶阔叶灌丛 Deciduous broadleaf shrubland	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
常绿针叶灌丛 Evergreen needleleaf shrubland	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
稀疏林 Sparse forest	0.85	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
稀疏灌丛 Sparse shrubland	0.8	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
乔木园地 Tree orchard	1	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
灌木园地 Shrub orchard	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
乔木绿地 Tree garden	1	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
灌木绿地 Shrub garden	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
温性草原 Temperate steppe	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
高寒草原 Alpine steppe	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
温性草甸 Temperate meadow	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
高寒草甸 Alpine meadow	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
草丛 Tussock	0.9	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
稀疏草地 Sparse grassland	0.8	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
草本绿地 Lawn	0.7	0.4	0.4	0.6	0.5	0.6
乔木湿地 Tree wetland	1	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
灌木湿地 Shrub wetland	1	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
草本湿地 Herbaceous wetland	1	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
滨海草本湿地 Coastal herbaceous wetland	1	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
湖泊 Lake	0.9	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
水库/坑塘 Reservoir/Pond	0.9	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
盐田 Salt field	0.9	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
河流 River	0.9	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9
运河/水渠 Canal/Channel	0.9	0.7	0.7	0.9	0.8	0.9

表 2 威胁因子权重表和最大影响距离

Table 2 Threat factor weight table and maximum influence distance

威胁用地类型 Threatened land types	最大影响距离 Maximum influence distance/km	权重 Weight	衰退关系 Recession relationship
水田 Paddy field	8	0.7	线性
旱地 Dry farmland	8	0.7	线性
建设用地 Settlement	10	1	线性
交通用地 Transportation land	10	0.8	线性
采矿用地 Mining field	12	1	线性

在具体操作时,首先,从重要生态功能区土地覆被数据中,提取并生成生态用地栅格数据与生态威胁因子栅格数据;其次,设置生境适宜度因子权重与威胁敏感度量化表(表 1)和威胁度因子权重表(表 2);再次,将生态用地栅格数据及其生境适宜度因子权重与威胁敏感度量化表、生态威胁因子栅格数据及其威胁度因子权重表等数据输入 InVEST 模型中,运行生境质量模块输出了全国尺度重要生态功能区生境质量栅格数据;最后,对重要生态功能区的生境质量栅格数据进行平均处理,得到每个重要生态功能区的生境质量指数。

1.3.2 重要生态功能区生境质量指数参照基准构建

生境质量指数参照基准(Habitat Quality Reference,简称 HQR)本质上反映的是重要生态功能区生态环境本底状况。参照基准获取方法是:首先,选取重要生态功能区内的国家级自然保护区核心区作为参照区,一般认为,自然保护区核心区极少或者不受人活动干扰,能够代表该区域的本底状况;然后,计算多个时期的自然保护区核心区的生境质量指数;最后,从中选取多期生境质量指数最大值作为重要生态功能区的生境质量指数参照基准^[24-25],计算公式如下:

$$HQR = \text{MAX}(HQ_{1990}, HQ_{2000}, HQ_{2010}, HQ_{2015}) \quad (4)$$

式中,HQR 为生境质量指数参照基准, HQ_{1990} , HQ_{2000} , HQ_{2010} , HQ_{2015} 分别为 1990、2000、2010、2015 年四个时期的国家级自然保护区核心区生境质量指数。

然而,对于全国尺度重要生态功能区,有些生态功能区内无国家级自然保护区分布,有些生态功能区内又存在着两个及以上国家级自然保护区。为此,本研究针对生态功能区内无核心区分布的情况时,选择与生态功能区临近的自然保护区核心区作为参照区,其多期生境质量指数最大值作为该生态功能区的参照基准;针对生态功能区内存在多个自然保护区核心区时,分别选取多个自然保护区核心区的生境质量指数最大值,然后将多个核心区生境质量指数最大值进行平均处理,生成该生态功能区的参照基准,从而获取全国尺度重要生态功能区生境质量指数的参照基准。

1.3.3 全国尺度生物多样性保护成效空间对比评估

生物多样性保护成效空间对比评估是剔除生态功能区生态环境本底差异,实现大尺度生物多样性保护效果的区域可比。本研究通过对评估时期的重要生态功能区生境质量指数与其参照基准进行差值计算,构建生物多样性保护成效指数(Conservation Effectiveness Index,简称 CEI),该指数能够较好地反映生态环境本底不同的生态功能区生物多样性保护成效的空间差异状况,可以实现全国尺度重要生态功能区的生物多样性保护成效空间对比评估。保护成效指数计算公式如下:

$$CEI = HQ - HQR \quad (5)$$

式中,CEI 为保护成效指数,HQ 为生境质量指数,HQR 为生境质量指数的参照基准。若 CEI 为正,表示评估时刻生态功能区的生物多样性维持功能要高于原始水平,且两者差异的幅度越大,表示保护成效越好;若 CEI 为负,表示评估时刻生态功能区的生物多样性维持功能低于原始水平,且两者差异的幅度越大,表示保护成效越差。

2 结果与分析

2.1 全国尺度生境质量指数参照基准

图 2 展示的是全国重要生态功能区生境质量指数参照基准的差异状况。生境质量指数参照基准较低的重要生态功能区基本上分布在我国西北地区,其中,生态环境本底最差的生态功能区位于准噶尔盆地;比西北地区稍好的重要生态功能区大部分位于我国的西南地区,但区内因其显著的垂直地带性而生态环境本底差异很大,横断山脉地区的生态功能区参照基准较高,而珠穆朗玛峰生态功能区参照基准较低;东北地区生态功能区的生境质量指数参照基准普遍较高,但处于半干旱地区的松嫩平原生态功能区因盐碱化和沙化较为严重,致使该地区生态环境本底较差;与东北地区参照基准相近的重要生态功能区分布在华中地区,且内部差异较小;华东与华南地区内部生态功能区因纬度较低且邻近海洋,具有最好的生态环境本底。

将落入到行政大区范围内的重要生态功能区面积作为权重,获取行政大区的生境质量指数参照基准平均值与标准差如图 3 和图 4 所示。由图 3 可以看出,华东和华南地区的生境质量指数平均值高于 0.95,反映了它们的生态环境本底最好;东北和华中地区的生境质量指数平均值处于 0.90—0.95 之间,呈现小幅度低于华东与华南地区,说明它们的生态环境本底水平较好;而西南和西北地区的生境质量指数平均值分别为 0.81 和 0.66,表示它们的生态环境本底状况较差。从图 4 可以得到,西北与西南地区生境质量指数标准差约为 0.2,说明地区内部生态功能区的生境质量指数离散程度较大;东北地区生境质量指数标准差为 0.06,反映了区内生态功能区的生境质量指数差异不大;华东、华南与华中地区的生境质量指数标准差位于 0.01—0.04 之间,表示了 3 个行政大区内生态功能区的生境质量指数差异性较小。

2.2 全国尺度生物多样性保护成效的区域对比评估

2015 年全国重要生态功能区的生物多样性保护成效指数在空间上存在着较大的差异性(图 5)。位于东北和华东地区生态功能区的保护成效指数普遍落入负值区,说明它们的生物多样性保护成效总体较差;华中和华南地区生态功能区的保护成效指数高于东北和华东地区,说明这两个行政大区对生物多样性的保护效果要优于东北和华东地区,生物多样性保护成效水平在全国处于中游;西南和西北地区重要生态功能区的生境质量指数围绕着参照基准上下浮动,体现着西南和西北

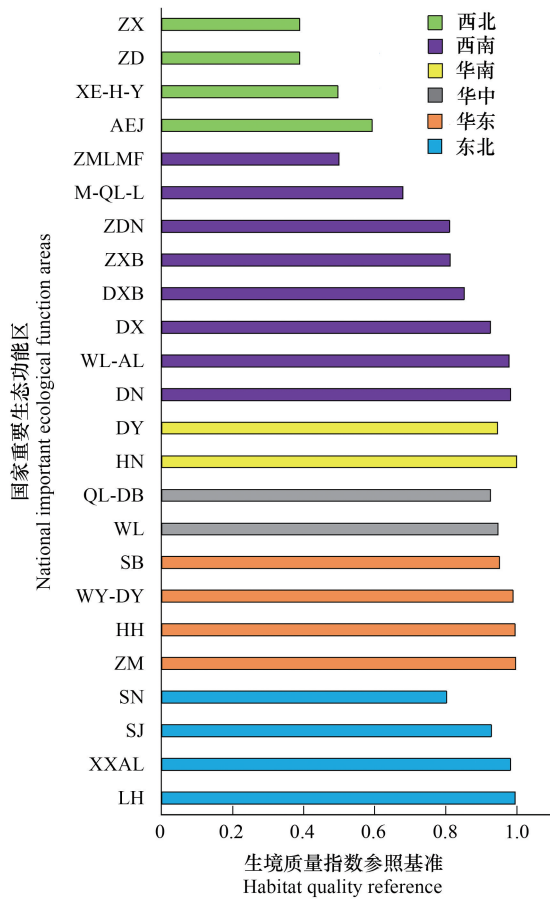


图 2 全国重要生态功能区生境质量指数参照基准
Fig.2 Habitat quality reference of National Important Ecological Function Areas

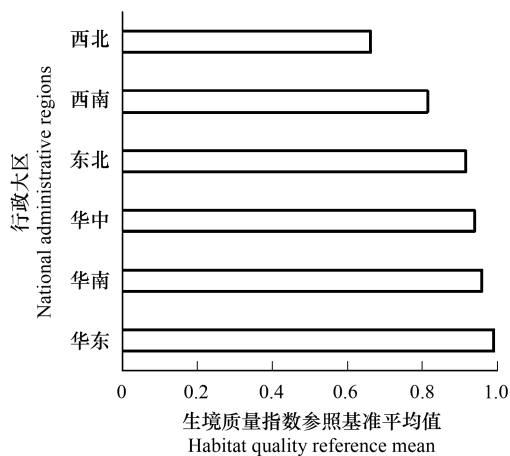


图 3 全国行政大区生境质量指数参照基准平均值
Fig.3 Mean deviation of habitat quality reference in national administrative regions

地区在生物多样性保护方面效果最佳。

从行政大区内部来看,东北地区除小兴安岭生态功能区之外,其它生态功能区的生物多样性保护成效指数均较差,辽河生态功能区的保护成效指数(-0.69)处于全国最低水平;对于华东地区来说,南部的生态功能区在生物多样性保护成效方面要显著优于北部,但仍处于全国中下游水平。华中与华南地区内部的生态功能区在生物多样性保护成效方面差距不大,保护成效指数大致在-0.12左右浮动;西南地区生态功能区的生境质量指数围绕着参照基准上下波动,除该区东南部的生态功能区之外,其它生态功能区的生物多样性保护成效普遍较好,最好的为珠穆朗玛峰生态功能区,保护成效指数达到0.19;西北地区生态功能区保护成效指数内部差异状况与西南地区大致相同,保护成效最好的生态功能区为准噶尔盆地西部生态功能区,保护成效指数高达0.34。

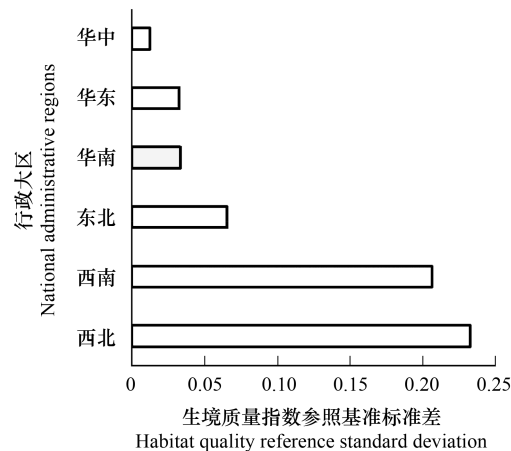


图4 全国行政大区生境质量指数参照基准标准差

Fig.4 Standard deviation of habitat quality reference in national administrative regions

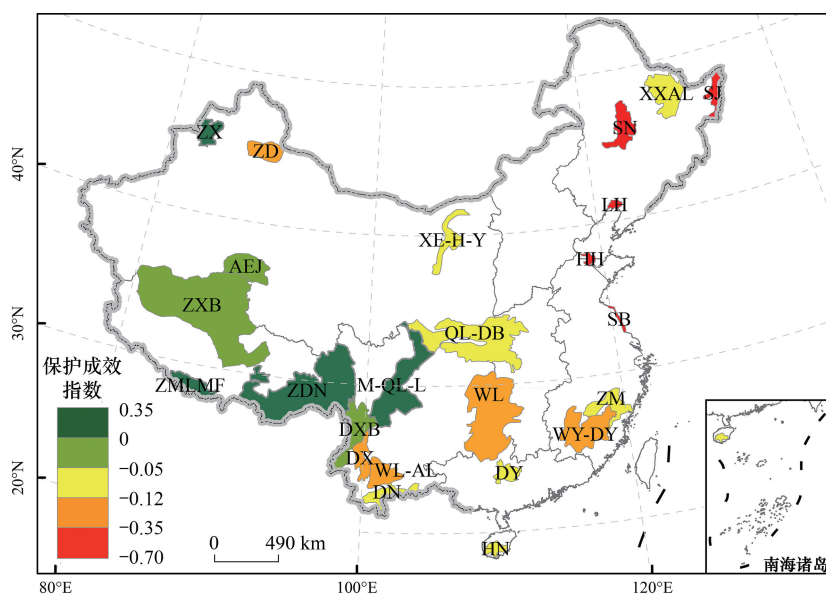


图5 全国重要生态功能区生物多样性保护成效指数空间分布(2015年)

Fig.5 Spatial distribution of biodiversity conservation effectiveness index in National Important Ecological Function Areas (2015)

3 讨论

本文通过建立全国尺度生境质量指数参照基准,实现了全国重要生态功能区生物多样性保护成效的空间对比评估,可为国家有关部门通过转移支付实施生物多样性生态补偿提供科学依据。从本文研究结果来看,在地广人稀的西北和西南地区,它们的生物多样性保护工作效果较好,而经济发达地区的生物多样性保护工作成效普遍较差。

以往生物多样性保护空间对比评估主要体现为生物多样性维持功能或者生态系统服务价值的空间差异性^[37],而缺乏对于政府部门或相关单位在生物多样性保护工作成效的定量评估。尽管都可以实现生物多样

性保护的空间差异评估,但是两者存在本质性区别,前者体现的是生态系统本身所具有的生物多样性维持能力,而后者表示的是人类对生态系统生物多样性维持能力的影响,包括提升生物多样性维持能力的积极影响,或者损害生物多样性维持能力的消极影响。图 6 展示的是 2015 年重要生态功能区生境质量指数空间差异状况,它反映的是生态系统自身的生物多样性维持能力,与 2015 年重要生态功能区生物多样性保护成效指数(图 5)存在着较大不同。具体体现在:我国西部地区(包括西北与西南地区)的生物多样性维持能力较差,但其生物多样性保护成效较好,而东部地区(包括东北、华中、华东与华南地区)的生物多样性维持能力相对较好,但在生物多样性保护工作方面效果不佳。

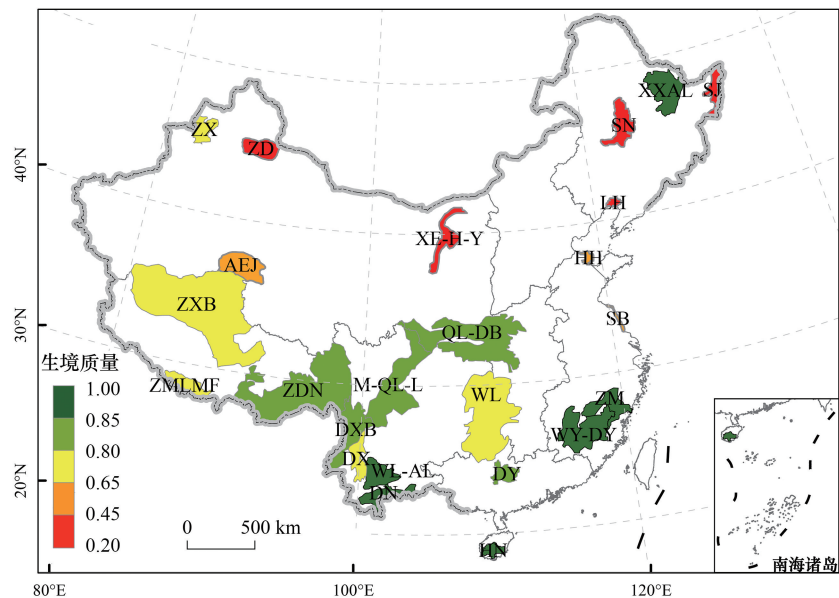


图 6 全国重要生态功能区生境质量空间分布(2015 年)

Fig.6 Spatial distribution of habitat quality in National Important Ecological Function Areas (2015)

本文仅研究了全国生物多样性保护成效的区域差异情况,但各地区生态系统功能恢复难易程度在空间上也存在很大不同^[38],未来在计算生物多样性保护成效指数时应纳入生态系统功能恢复难易程度因素,以进一步完善生物多样性保护成效空间对比评估方法。此外,本文将自然保护区核心区作为参照区,由于部分自然保护区核心区划分不尽合理,如西北地区自然保护区核心区中含有大面积戈壁^[39],致使参照基准难以反映物种栖息地最优水平,因此,参照区选取方式还需要进一步研究。

4 结论

本文通过构建全国重要生态功能区的生境质量指数参照基准,并将基于参照基准的生物多样性保护成效区域对比评估方法应用于全国尺度重要生态功能区。获得如下结论:

- (1)对于生境质量指数参照基准,华东和华南地区的生境质量指数较高,生态环境本底较好;东北和华中地区的生境质量指数低于华东和华南地区,生态环境本底处于全国中游水平;西北和西南地区的生境质量指数较低,说明该区域生态环境本底状况较差。
- (2)对于生物多样性保护成效的空间差异,西北和西南地区生态功能区的生物多样性保护成效指数较高,反映两地区的生物多样性保护工作取得较好效果;东北和华东地区生态功能区的生物多样性保护成效指数较差,说明它们在生物多样性保护方面工作不力;而华中和华南地区生态功能区生物多样性保护成效指数则处于中游水平,体现该区域生物多样性保护效果尚好。

参考文献 (References):

- [1] 侯鹏, 杨旻, 翟俊, 刘晓曼, 万华伟, 李静, 蔡明勇, 刘慧明. 论自然保护地与国家生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 420-428.
- [2] 何立环, 刘海江, 李宝林, 王业耀. 国家重点生态功能区县域生态环境质量考核评价指标体系设计与应用实践. 环境保护, 2014, 42(12): 42-45.
- [3] 中华人民共和国环境保护部. HJ 192—2015 生态环境状况评价技术规范. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [4] 蒋志刚. 中国重点保护物种名录、标准与管理. 生物多样性, 2019, 27(6): 698-703.
- [5] 栗忠飞, 刘海江. 2011 和 2019 年生物多样性维护型国家重点生态功能区状态及变化评估[J]. 生态学报, 2021, 41(15): 5909-5918.
- [6] Marín A I, Abdul Malak D, Bastrup-Birk A, Chirici G, Barbati A, Kleeschulte S. Mapping forest condition in Europe: methodological developments in support to forest biodiversity assessments. Ecological Indicators, 2021, 128: 107839.
- [7] 邱新天, 尹心安, 刘洪蕊, 秦敬岚, 王宇喆. 面向鸟类栖息地保护的洪泽湖湿地植被种植方案研究. 水生态学杂志, 2020, 41(5): 107-114.
- [8] 武正军, 李义明. 生境破碎化对动物种群存活的影响. 生态学报, 2003, 23(11): 2424-2435.
- [9] 万华伟, 张志如, 夏霖, 刘玉平, 侯鹏, 孙晨曦, 金岩丽. 1980—2015 年西北地区脊椎动物种群数量及生境变化分析. 干旱区地理, 2021, 44(6): 1740-1749.
- [10] 王伟, 李俊生. 中国生物多样性就地保护成效与展望. 生物多样性, 2021, 29(2): 133-149.
- [11] 赵宁, 夏少霞, 于秀波, 段后浪, 李瑾璞, 陈亚恒. 基于 MaxEnt 模型的渤海湾沿岸鸕鹚类栖息地适宜性评价. 生态学杂志, 2020, 39(1): 194-205.
- [12] Wong C P, Jiang B, Kinzig A P, Lee K N, Ouyang Z Y. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. Ecology Letters, 2015, 18(1): 108-118.
- [13] 吴娜, 宋晓谕, 康文慧, 邓晓红, 胡想全, 石培基, 刘玉卿. 不同视角下基于 InVEST 模型的流域生态补偿标准核算——以渭河甘肃段为例. 生态学报, 2018, 38(7): 2512-2522.
- [14] 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.
- [15] 王伟, 辛利娟, 杜金鸿, 陈冰, 刘方正, 张立博, 李俊生. 自然保护地保护成效评估: 进展与展望. 生物多样性, 2016, 24(10): 1177-1188.
- [16] Liu J G, Linderman M, Ouyang Z, An L, Yang J, Zhang H M. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong nature reserve for giant pandas. Science, 2001, 292(5514): 98-101.
- [17] Gaveau D L A, Wandono H, Setiabudi F. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? Biological Conservation, 2007, 134(4): 495-504.
- [18] Andam K S, Ferraro P J, Pfaff A, Sanchez-Azofeifa G A, Robalino J A. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(42): 16089-16094.
- [19] 张懿铨, 胡忠俊, 祁威, 吴雪, 摆万奇, 李兰晖, 丁明军, 刘林山, 王兆锋, 郑度. 基于 NPP 数据和样区对比法的青藏高原自然保护区保护成效分析. 地理学报, 2015, 70(7): 1027-1040.
- [20] Gray C L, Hill S L L, Newbold T, Hudson L N, Börger L, Contu S, Hoskins A J, Ferrier S, Purvis A, Scharlemann J P W. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. Nature Communications, 2016, 7: 12306.
- [21] 宋瑞玲, 王昊, 张迪, 吕植, 朱子云, 张璐, 刘炎林, 才文公保, 吴岚. 基于 MODIS-EVI 评估三江源高寒草地的保护成效. 生物多样性, 2018, 26(2): 149-157.
- [22] 郑姚闽, 张海英, 牛振国, 宫鹏. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估. 科学通报, 2012, 57(4): 207-230.
- [23] 杨军, 张明祥, 雷光春. 《中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估》中的偏差. 科学通报, 2012, 57(15): 1367-1371.
- [24] 徐丹丹, 侯光雷, 董凯凯, 何洪林, 刘兆礼. 基于参照基准的湿地生物多样性保护成效区域对比评估. 湿地科学, 2018, 16(2): 120-129.
- [25] Dong K K, Hou G L, Xu D D, He H L, Liu Z L. A method to compare the biodiversity conservation effectiveness between regions based on a reference condition. Sustainability, 2018, 10(10): 3694.
- [26] Kareiva P, Tallis H, Ricketts T H, Daily G C, Polasky S. Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services. Oxford: Oxford University Press, 2011.
- [27] 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. InVEST 3.2.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2016.
- [28] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D, Chan K M, Daily G C, Goldstein J, Kareiva P M, Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts T H, Shaw M. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 4-11.
- [29] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 In VEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究 —— 以北京为例. *北京大学学报: 自然科学版*, 2016, 52(3): 553-562.
- [30] 刘方田, 许尔琪. 基于土地利用的新疆兵团与非兵团生境质量时空演变的对比. *应用生态学报*, 2020, 31(7): 2341-2351.
- [31] 税燕萍, 卢慧婷, 王慧芳, 严岩, 吴钢. 基于土地覆盖和 NDVI 变化的拉萨河流域生境质量评估. *生态学报*, 2018, 38(24): 8946-8954.
- [32] 杨志鹏, 许嘉巍, 冯兴华, 郭蒙, 靳英华, 高雪娇. 基于 InVEST 模型的东北地区土地利用变化对生境的影响研究. *生态科学*, 2018, 37(6): 139-147.
- [33] 李胜鹏, 柳建玲, 林津, 范胜龙. 基于 1980—2018 年土地利用变化的福建省生境质量时空演变. *应用生态学报*, 2020, 31(12): 4080-4090.
- [34] 姚云长. 基于 InVEST 模型的三江平原生境质量评价与动态分析[D]. 哈尔滨: 中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所), 2017.
- [35] 朱鹏飞. 基于 InVEST 模型的广西沿海地区土地利用/覆被变化的生态效应研究[D]. 南宁: 广西师范学院, 2018.
- [36] 孙兴齐. 基于 InVEST 模型的香格里拉市生态系统服务功能评估[D]. 昆明: 云南师范大学, 2017.
- [37] 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.
- [38] 何念鹏, 徐丽, 何洪林. 生态系统质量评估方法——理想参照系和关键指标. *生态学报*, 2020, 40(6): 1877-1886.
- [39] 吴洪潘, 刘冬志, 马伟, 戚英杰, 邵长亮, 初红军. 新疆卡拉麦里山有蹄类野生动物自然保护区啮齿动物群落多样性及其与环境因子的关系. *生态学报*, 2021, 41(23): 9511-9524.