

中国陆地生态敏感性时空演变特征

李振亚¹, 魏伟¹, 周亮^{2,3}, 刘春芳^{1,4}, 郭泽呈¹, 庞素菲¹, 张静¹

(1. 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所
资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101; 3. 兰州交通大学测绘与地理信息学院,
兰州 730070; 4. 甘肃省土地利用与综合整治工程研究中心, 兰州 730070)

摘要: 生态敏感性作为评价区域生态环境问题的重要指标之一, 对区域的生态治理与管理具有重要意义。本文从自然生态系统、自然—社会复合生态系统、社会生态系统等视角选取生物多样性、水热环境、土壤盐渍化、土地荒漠化、土壤侵蚀和人类干扰6个指标, 运用全排列多边形图示指标法对2000—2018年间中国陆地生态敏感性进行计算, 并运用格网编码法对其时空演变特征进行分析。研究结果表明: ① 2000—2018年间中国陆地生态敏感性总体稳定, 生态敏感值稳定在0.33~0.34之间; 但得益于21世纪以来中国实施了一系列生态环境治理与预防工作, 敏感值在2000—2018年间持续下降, 表明中国陆地生态敏感性状况正在逐渐好转。② 中国陆地生态敏感性空间异质性显著, 呈现出“东低西高、南低北高”“城区高、郊区低”的空间分布格局。中国西部区域和北方区域自然环境恶劣, 生态自我调节能力较差, 易受外界因素的影响, 而人类聚居区生态自我调节能力虽然较强, 但由于人类活动强度较大, 其敏感性反而较高。③ 中国陆地生态敏感性受土壤(地)环境因素影响较大, 但人类干扰因素影响也在逐年递增, 这表明在经济快速发展的同时, 中国的生态环境保护与治理工作仍然任重道远。

关键词: 中国陆地; 生态敏感性; 时空演变; 地理信息系统; 全排列多边形图示指标法

DOI: 10.11821/dlxb202201011

1 引言

生态环境问题是当前人类面临的全球性重要问题之一, 全球变暖、土地沙化、森林资源锐减、生物多样性功能衰退等严重影响着人类的生存与发展^[1-2]。随着经济高速发展, 中国的生态环境问题也日益突出, 尤其是21世纪以来, 中国的生态环境恶化已经影响到人民的生存安全, 成为民生中的大问题^[3], 引起了党和国家的高度关注^[4]。为此, 中国共产党十九大报告中特别指出要实施重要生态系统保护和修复重大工程, 优化生态安全屏障体系, 构建生态廊道和生物多样性保护网络, 提升生态系统质量和稳定性。《中共中央关于坚持和完善中国特色社会主义制度, 推进国家治理体系和治理能力现代化若干重大问题决定》也明确指出, 要开展大规模国土绿化行动, 加快生态综合治理, 保护生物多样性, 筑牢生态安全屏障。生态敏感性评价是生态环境治理和保护的重要参考指标之一, 已引起了广泛关注。

收稿日期: 2020-11-09; 修订日期: 2021-06-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(41861040, 41761047) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41861040, No.41761047]

作者简介: 李振亚(1995-), 男, 甘肃会宁人, 硕士生, 研究方向为生态环境遥感与GIS应用。

E-mail: 2991180590@qq.com

通讯作者: 魏伟(1982-), 男, 甘肃庄浪人, 博士, 副教授, 研究方向为资源环境遥感与GIS应用。

E-mail: weiweigis2006@126.com

生态敏感性是指生态系统对自然环境变化和人类干扰的反应程度,是发生区域生态环境问题的难易程度和可能性大小^[5]。生态敏感性评价实质上是对现状自然环境背景和人类干扰背景下潜在生态环境问题进行有效识别的方法之一,能为预防和治理生态环境问题提供有用的信息^[6]。生态敏感性较高的区域,当生态系统遇到干扰时,极易产生生态环境问题,是生态环境保护和恢复建设的重点区域^[7-8]。目前,关于区域生态敏感性的研究,国内外学者已取得了大量的研究成果,研究内容分为评价指标体系、尺度和方法研究三大部分^[9-12]。① 指标体系。欧洲太空局从土壤、气候、植被和管理质量视角构建评估指标体系,此指标体系适用于沙漠化和土地退化区域的生态敏感性研究(如西亚国家和地中海地区),而对植被较好、土地退化尚不明显的地区该指标体系适用性不强^[12];中国学者从土壤侵蚀、土壤盐渍化、土地沙漠化和生物多样性等生态因子视角构建生态敏感性评估指标体系^[13-16],并将最终的评估结果分为5类,比欧洲太空局评价更为细致。不过,其目前存在的问题是缺乏统一的评价指标体系,且对空间尺度依赖程度较高,尺度效应对研究结果的精度影响也较大。② 研究尺度。生态敏感性研究多集中于流域、岛屿和地区尺度,对国家尺度及洲际尺度的大面积宏观探测的研究成果甚少。其中,欧阳志云等^[17]选取水土流失、沙漠化、盐渍化和酸雨等指标,刘军会等^[8]选取土地沙化、土壤侵蚀和石漠化等指标,对中国全国尺度的生态敏感性状况进行了深入研究,但其研究成果仅反应了当地敏感性的现状情况,没有揭示其纵向、横向的发展变化态势,属于静态性研究^[18]。③ 研究方法。当前研究多集中于运用传统的主观权重方法对生态敏感性进行研究,赋权重方法计算步骤复杂且易受主观因素的影响。全排列多边形图示指标法不用专家主观评判权重系数的大小,减少了指标计算过程中的主观随意性^[19],且其考虑了临界值对系统综合指标的放大和紧缩效应,能够有效地反映中国陆地生态环境系统的协调性和系统整合性^[20]。

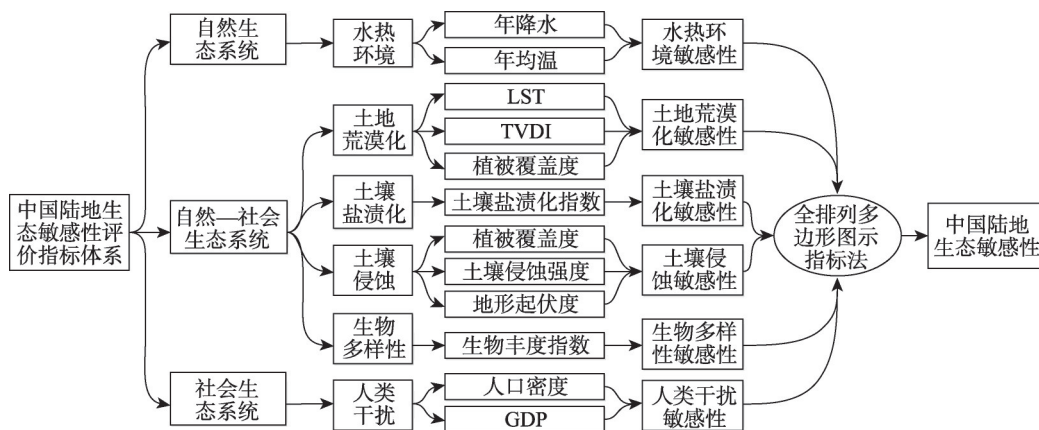
鉴于此,本文在参考欧洲太空局标准和中国学者提出的生态敏感性评估指标体系的基础上,从自然生态系统、自然—社会复合生态系统、社会生态系统等视角选取生物多样性、水热环境、土壤盐渍化、土地荒漠化、土壤侵蚀和人类干扰6个敏感性指标,运用全排列多边形图示指标法构建中国陆地生态敏感性评估模型^[19-20],对2000年、2005年、2010年、2015年和2018年的中国陆地生态敏感性状况进行评估,定量揭示中国陆地生态敏感程度和地域分布差异,旨在为改善中国陆地生态敏感区环境质量和制定严格的管控措施提供科学参考。

2 数据来源与研究方法

2.1 指标选取与数据来源

中国经济快速发展和城镇化步伐加快后对生态环境及生态敏感性产生了一定影响,但其对生态环境产生的影响与经济发展节点相比具有滞后性^[21]。本文在综合考虑中国实际生态环境状况以及较大尺度评价数据可获得性的基础上,在数据获取及指标计算时均选取了2000年及以后的数据(由于港澳台地区部分数据缺失,因此本文研究区域不包括港澳台地区)。

2.1.1 指标选取 根据科学性、系统性、区域性、层次性、开放性和动态性等原则^[17-18],从自然生态系统、自然—社会复合生态系统、社会生态系统等视角选取了生物多样性、水热环境、土壤侵蚀、土壤盐渍化、土地荒漠化和人类干扰6个指标,对中国的陆地生态敏感性进行研究(图1)。



注：LST为地表温度,TVDI为温度植被干旱指数。

图1 中国陆地生态敏感性评估模型

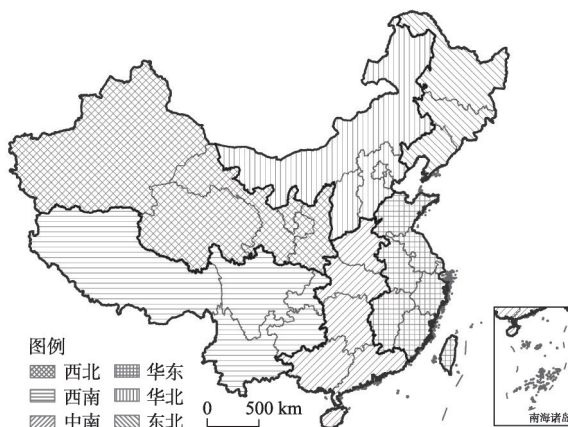
Fig. 1 China's terrestrial ecological sensitivity assessment model

2.1.2 数据来源 ① 遥感数据：2000

年、2005年、2010年、2015年和2018年MOD09A1和MOD11A2数据产品来源于NASA官网 (<https://www.nasa.gov>)。其中，MOD09A1数据产品时间分辨率为8 d，空间分辨率为500 m×500 m。MOD11A2数据产品时间分辨率为8 d，空间分辨率为1 km×1 km。通过使用MRT (MODIS Reprojection Tools) 对MOD09A1和MOD11A2数据产品进行格式和投影转换等，之后使用地表反射率数据计算获得全国NDVI数据，最后使用最大值合成法获得2000年、2005年、2010年、2015年和2018年尺度NDVI与LST数据^[22]。② 土地利用数据：2000年、2005年、2010年、2015年和

2018年的土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>)；

③ 基础地理信息数据：行政边界与六大地理分区来源于国家基础地理信息中心 (NGCC) (<http://ngcc.sbsm.gov.cn/>) (图2)；④ 统计数据：2000年、2005年、2010年、2015年和2018年的人口密度与GDP数据来源于全国各县区统计年鉴。本文运用ArcGIS 10.6软件中的普通克里金插值方法，对获取的人口密度与GDP数据进行空间插值^[23]，最终获得全国1 km×1 km人口密度与人均GDP栅格数据；⑤ 气象数据：2000年、2005年、2010年、2015年和2018年的年降水与年均温数据来源于中国气象数据网 (<http://data.cma.cn/>)。本文通过运用ArcGIS10.6软件中的协同克里金插值方法，对获取的年降水与年均温数据进行空间插值^[23]，从而获得全国1 km×1 km年降水与年均温栅格数据；⑥ 高程数据：DEM来源于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn/>)；⑦ 土壤数据：土壤侵蚀强度来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>)。最终，通过重采样将所有栅格数据分辨率统一为1 km×1 km。



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)2885号的标准地图制作，底图边界无修改。

图2 中国六大地理分区

Fig. 2 China's six geographical regions

2.2 研究方法

2.2.1 指标标准化 由于各评价因子的量纲不同，无法使用其直接参与敏感性计算。因此，本文通过对不同量纲的评价因子进行标准化处理（表 1），进而对中国陆地生态敏感性状况进行计算。具体的标准化计算公式如下^[23]：

正向标准化：

$$Y_i = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \tag{1}$$

负向标准化：

$$Y_i = \frac{X_{\max} - X_i}{X_{\max} - X_{\min}} \tag{2}$$

式中， Y_i 为第*i*因子标准化后的值； X_i 为第*i*因子的原始值。

表 1 指标因子标准化统计表

Tab. 1 Standardized statistics table of indicators and factors

指标	指标因子标准化	指标	指标因子标准化
土壤侵蚀敏感性	土壤侵蚀强度(+)	土地荒漠化敏感性	LST(+)
	地形起伏度(+)		TVDI(-)
	植被覆盖度(-)		植被覆盖度(-)
人类干预敏感性	人口密度(+)	水热环境敏感性	年降水(-)
	GDP(+)		年均温(-)
生物多样性敏感性	生物丰度指数(-)	土地盐渍化敏感性	土地盐渍化指数(+)

2.2.2 指标计算 假设在指标系统中有 m 个指标，有 n 个指标因子。则其评估矩阵为：

$$Y = \{y_{ij}\}_{m \times n} \tag{3}$$

式中： $i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, \dots, n$ 。之后对所有的指标因子进行标准化（表 2），并根据信息论中信息熵的定义，对第*j*个指标因子的信息熵（ E_j ）进行计算：

$$E_j = -k \sum_{i=1}^m \ln(r_{ij}) \tag{4}$$

常数 $k = 1/\ln(m)$ 时，当 $r_{ij} = 0$ 时， $\ln(r_{ij})$ 无意义。因此 r_{ij} 被替换为 $\frac{0.001}{\max_i\{x_{ij}\} - \min_i\{x_{ij}\}}$ 。

因此，熵权法（ W_i ）计算公式为^[24]：

$$w_i = \frac{1 - E_j}{\sum_{i=1}^n (1 - E_j)} \tag{5}$$

$$S = \sum_{i=1}^n w_i a_i \tag{6}$$

式中： S 为敏感性指标； w_i 为第*i*个因子的敏感性权重； a_i 为第*i*个敏感性因子值。

2.2.3 综合生态敏感性 近年来对于综合生态敏感性的评价指标和模型较多^[30]，对于各指标权重的确定和综合计算也不尽相同，其中全排列多边形图示指标法在生态评价领域应用较为广泛^[30]，其方法也较为成熟，在多方法计算、比较后发现，该方法对于尺度较大的生态敏感性评价较为科学合理，并能避免传统权重赋值法对研究结果的影响。因此本文选用全排列多边形图示指标法对中国陆地生态敏感性状况进行研究。其基本原理为：设共有 N 个标准化指标，以原点 0 为中心，以标准化的上限值 1 为半径形成中心 N 多边形，各指标值在原点与中心 N 多边形顶点间取值，指标值连线组成不规则 N 多边形，按分

表2 指标介绍及要素计算

Tab. 2 Indicator introduction and factor calculation

指标层	因子层	计算公式及数据	解释说明
土壤侵蚀	土壤侵蚀强度	土壤侵蚀强度数据产品	—
	地形起伏度	由DEM数据计算获得	—
	植被覆盖度	$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}}$	NDVI是归一化植被指数； $NDVI_{max}$ 为植被的植被指数； $NDVI_{min}$ 为裸土的植被指数 ^[25]
人类干扰	人口密度	由统计数据插值获得	用克里金插值法中的普通克里金插值方法进行插值 ^[22]
	GDP	由统计数据插值获得	普通克里金插值方法
生物多样性	生物丰度指数	$BSI = A_{bio} \times (0.35 \times \text{林地} + 0.21 \times \text{草地} + 0.28 \times \text{水域湿地} + 0.11 \times \text{耕地} + 0.04 \times \text{建设用地} + 0.01 \times \text{未利用地}) / \text{区域面积}$	A_{bio} 为生物丰度指数归一化系数；BSI为生物丰度指数 ^[26]
土地荒漠化	LST	MODIS 11A2数据产品处理获得	采用最大值合成法获得年尺度LST数据；
	TVDI	$TVDI = \frac{[T_s - (a_1 + b_1 \times NDVI)]}{[(a_2 + b_2 \times NDVI) - (a_1 + b_1 \times NDVI)]}$	式中： T_s 为地表温度； a_1 、 b_1 、 a_2 和 b_2 分别为干边与湿边拟合方程系数 ^[27]
	植被覆盖度	同土壤侵蚀植被覆盖度	—
水热环境	年降水	由气象数据插值获得	采用克里金插值法中的协同克里金插值方法进行插值 ^[22]
	年均温	由气象数据插值获得	协同克里金插值方法
土地盐渍化	土地盐渍化指数	$SI = \sqrt{b_1 \times b_2}$	b_1 、 b_2 分别为MOD09A1中的620~670nm、841~876nm波段反射率；NDVI为归一化植被指数 ^[28] ；SI为盐分指数 ^[29] ；SRSI为土壤盐渍化指数
		$SRSI = \sqrt{(NDVI - 1)^2 + SI^2}$	

类排列乘法原理， N 个指标可形成 $(N-1)!/2$ 个不同的不规则 N 多边形^[19, 30]。定义各不规则多边形面积的均值与中心多边形的比值为最终评价结果值^[19, 30]（图3）。其计算公式如下：

$$SEI = \frac{\sum_{i < j}^{i,j} (s_i + 1)(s_j + 1)}{N(N-1)}$$

(7)

式中： SEI 为综合生态敏感性； S_i 和 S_j 为单项指标。

此外，为了确保研究结果的可信度和准确性，本文以2018年的数据为例，运用SPSS软件对各分指标的共线性状况进行了计算，结果为方差膨胀因子 $VIF < 10$ （容忍度 $TOL > 0.1$ ）^[31]（表3），这表明本文选用的6个指标不存在共线性，研究区的综合生态敏感性计算过程是科学合理的。

2.2.4 格网编码分析 格网编码法不仅可以有效监测长时间序列生态敏感性变化情况，而且还可以将其变化状况空间可视化。因此，本文首先运用自然断点法对中国各分指标敏感性和综合生态敏感性进行分级（表4），并对不同的敏感性等级进行赋值。其次，本文将全国划分为1 km×1 km等大小的格网单元，通过观察2000—2018年间不同格网单元上生态敏感性代码的变化，从而对全国陆地生态敏感性变化强度与涨落状况进行分析（表5）。其变化强度计算公式如下^[31]：

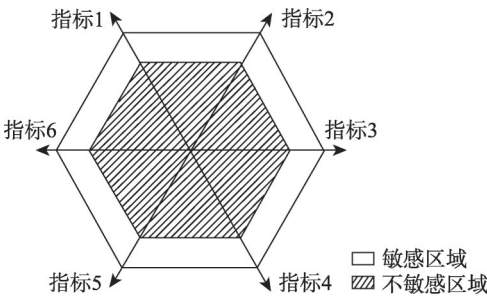


图3 全排列多边形图示指标法示意图

Fig. 3 Schematic diagram of entire-array-polygon indicator method

$$ESCI=\sum_{i=1}^{n-1}|Code_{i+1}-Code_i| \tag{8}$$

式中： $ESCI$ 为生态敏感性变化强度； n 为样本年数； $Code_i$ 为前一年生态敏感性代码； $Code_{i+1}$ 为后一年生态敏感性代码。当 $Code_{i+1}-Code_i=0$ 时，则 $|Code_{i+1}-Code_i|=0$ ；当 $Code_{i+1}-Code_i>0$ 时或 $Code_{i+1}-Code_i<0$ 时，则 $|Code_{i+1}-Code_i|=1$ 。本文将生态敏感性变化强度共分为5级，依次为：0、1、2、3、4。其中，0表示2000—2018年间代码未发生变化，1表示2000—2018年间代码发生1次变化，依次类推，4表示2000—2018年间代码发生4次变化。

生态敏感性涨落状况计算公式如下^[23]：

$$Change=10000code_{2000}+1000code_{2005}+100code_{2010}+10code_{2015}+code_{2018} \tag{9}$$

式中： $Change$ 为生态敏感性变化状况； $Code$ 为各年生态敏感性代码。

2.2.5 地理探测器 由于生态环境系统不是一个简单的独立系统，其由多个子系统交互作用组成。而精确高效的识别子系统对生态环境系统发展演变的贡献，是目前生态环境治理因症施策的主要依据^[32]。地理探测器作为探测空间分异性以及探究多因子驱动作用的统计学方法，其能有效的计算各子系统的驱动贡献^[32]。因此，本文选取了地理探测器中的因子探测器，对研究区的生态敏感性驱动因素进行了探讨。其因子探测器的计算公式如下所示^[32]：

$$P_{D,C}=1-\frac{1}{n\sigma_v^2}\sum_{i=1}^Ln_i\sigma_i^2 \tag{10}$$

式中： $P_{D,C}$ 为影响因素 D 对生态敏感性 C 的探测力值； n 和 σ_v^2 分别为整个区域的样本总量

表4 敏感性分级标准
Tab. 4 Sensitivity grading standard

敏感分级	生物多样性	水热环境	土地荒漠化	土壤盐渍化	土壤侵蚀	人类干预	综合生态敏感性	赋值
不敏感	< 0.24	< 0.35	< 0.23	< 0.18	< 0.14	< 0.11	< 0.32	1
轻度敏感	0.24~0.41	0.35~0.50	0.23~0.34	0.18~0.30	0.14~0.26	0.11~0.17	0.32~0.36	2
中度敏感	0.41~0.59	0.50~0.65	0.34~0.49	0.30~0.44	0.26~0.39	0.17~0.27	0.36~0.42	3
重度敏感	0.59~0.81	0.65~0.78	0.49~0.64	0.44~0.59	0.39~0.52	0.27~0.45	0.42~0.47	4
极度敏感	≥ 0.81	≥ 0.78	≥ 0.64	≥ 0.59	≥ 0.52	≥ 0.45	≥ 0.47	5

表5 敏感性变化状况统计表
Tab. 5 Statistical table of sensitivity changes

敏感性涨落分区	二级分区	编码变化	涨落状况描述
不变区	常年不变区	11111, 22222, 33333, 44444, 55555	代码不变的区域
	波动不变区	11121, 11211, 23222, 31233, 43344, 42344, 55445, 55545, 等	首尾代码一致的区域
波动升高区	波动升高区	11112, 12112, 13223, 12343, 21213, 22123, 22323, 23223, 32224, 33234, 34544, 35545, 35454, 43455, 43445, 44345, 45445, 等	首尾代码相比，其代码增大的区域
波动降低区	波动降低区	21211, 22221, 23221, 23231, 23211, 31321, 32121, 34332, 43223, 43232, 43343, 43432, 45543, 54433, 54332, 54323, 55443, 等	首尾代码相比，其代码减小的区域

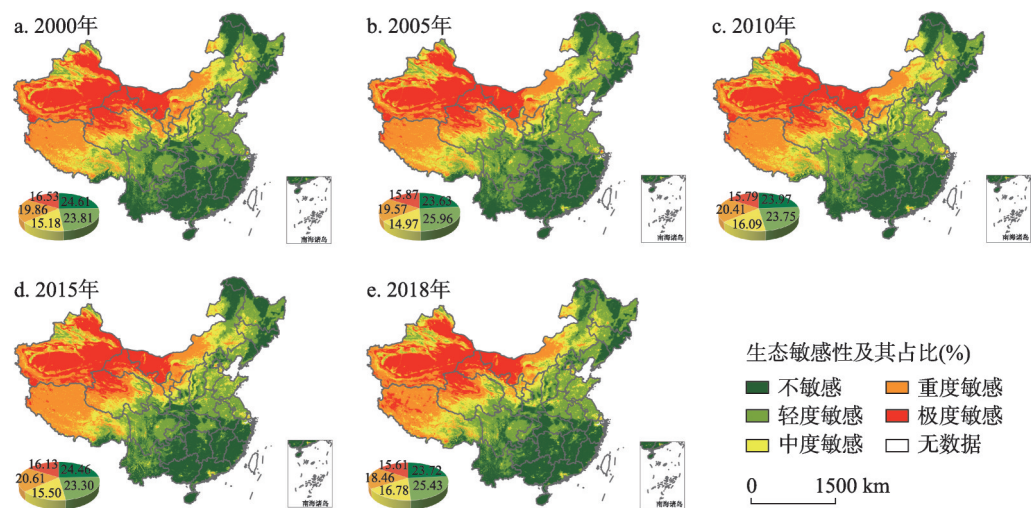
和方差; n_i 和 σ_i^2 为 i 层样本量和方差, 探测力值在 0~1 之间, 某因子探测力值越大, 代表该因子对生态敏感性的影响越大。

3 结果分析

3.1 综合生态敏感性时空演变特征

中国陆地生态敏感性研究结果表明 (图 4), 2000—2018 年间中国陆地生态敏感性总体较低, 且呈现出波动下降的发展趋势 (图 5a), 由 2000 年的 0.342 下降到 2018 年的 0.333, 这主要是 21 世纪以来中国实施了一系列生态环境治理与预防工作, 例如: 生态移民安置工程、围栏封育工作等。这一系列工作极大的改善了中国陆地局部区域的生态环境状况, 保护了生物多样性, 从而极大地减轻了该区域的自然生态系统压力。但值得注意的是, 2010—2015 年间中国陆地生态敏感性持续升高, 由 2010 年的 0.334 上升到 2015 年的 0.336, 这主要是由于以前及这一时期的中国社会经济快速发展, 使得人类对自然生态系统的干扰进一步加强, 进而破坏了区域生态系统的自我恢复能力, 增加了自然生态系统的压力。而 2015 年以后, 随着中国经济结构调整与转型发展的深入推进, 中国陆地生态环境状况得到逐步改善, 自然生态系统的压力也随之减轻。

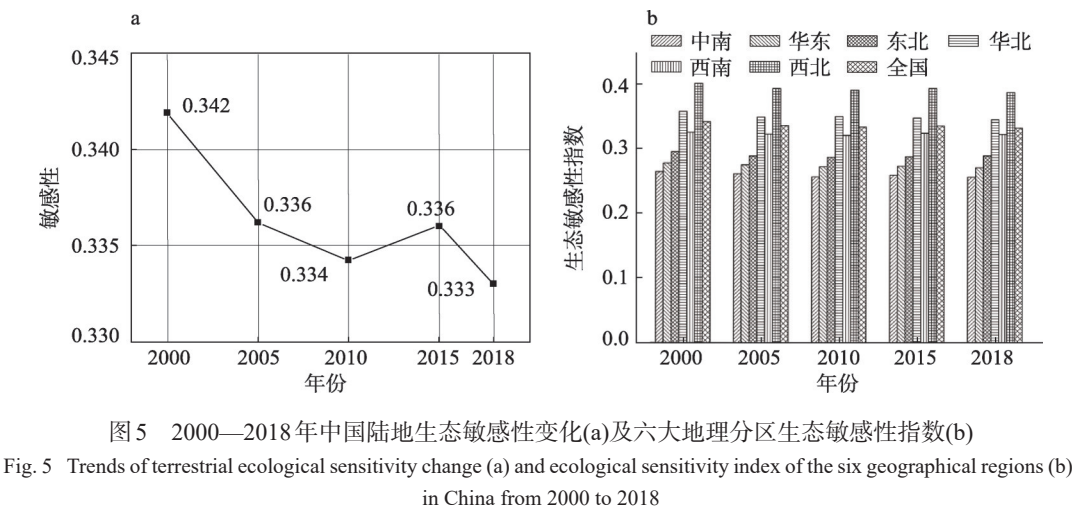
从生态敏感性空间分布来看, 研究期内中国陆地生态敏感性总体上呈现出“东南低、西北高”的空间分布格局 (图 4)。从其区域分布差异来看 (图 5b), 研究期内中国西北地区的生态敏感性最高, 其次为华北地区, 该二者的生态敏感值均超过了全国平均水平 0.33。之后依次为西南地区、东北地区、华东地区和中南地区。其中, 中南地区的生态敏感值甚至低于 0.26。这主要是由于西北地区地处中国内陆, 属于温带大陆性气候, 降水稀少、气候干燥、自然条件复杂、植被覆盖度低、生态承载力低, 且塔克拉玛干、腾格里、古尔班通古特沙漠等分布广泛。而华北地区毗邻西北地区, 且其部分区域坐落于蒙古高原, 生态环境承载能力较低, 抗干扰能力较差。西南地区生态敏感性较高主要是由于其大部分区域属于青藏高原气候区, 海拔较高、温度较低, 生态环境自我调



注: 基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)2885号的标准地图制作, 底图边界无修改。

图 4 2000—2018 年中国陆地生态敏感性空间分布格局

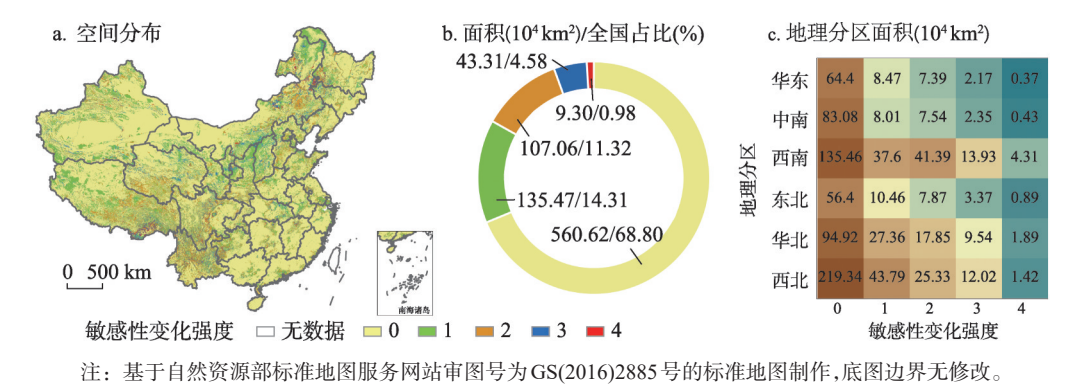
Fig. 4 Spatial distribution of China's terrestrial ecological sensitivity from 2000 to 2018



节能力较差。而东北地区、华东地区和中南地区大部分区域位于中国第三阶梯，地势相对平坦，且其属于季风气候区，降水较多、植被覆盖度高，生态环境状况较好。因此，该区域的生态敏感性状况相对较低。从六大地理分区生态敏感性空间分布特征来看，中国西北地区总体上呈现出“西北高，东南低”“荒漠区高，山脉区低”的空间分布格局，西南地区、华北地区和东北地区总体上呈现出“西部高东部低”的空间分布格局，而华东地区和中南地区总体上呈现出“北部高，南部低”的空间分布格局。从六大地理分区生态敏感性波动变化状况来看，其均呈现出波动下降的趋势。其中，西北地区的敏感值下降幅度最大，达到了0.013，其次为华北地区，下降幅度达到0.012。这表明21世纪以来中国在西北和华北地区的生态环境治理与保护工作效果更加显著。

3.2 生态敏感性变化强度时空特征分析

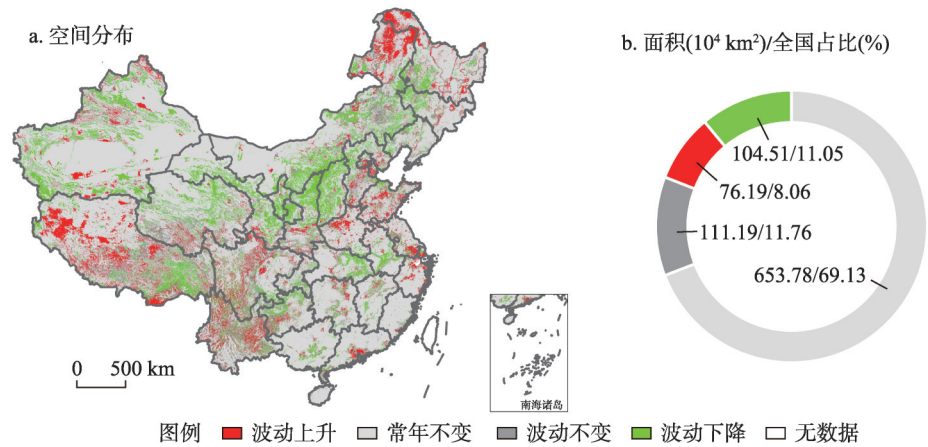
从敏感性变化强度空间分布来看（图6a），敏感性变化较强的区域主要分布在内蒙古的东部，云南的中北部，青海和四川的南部以及西藏的东南部。此外，新疆、甘肃和河北等地的局部地区也有分布。从生态敏感性变化强度来看（图6b），2000—2018年间中国陆地生态敏感性以不变区为主体，不变区的面积为 $650.62\times10^4\text{ km}^2$ ，占国土面积的68.80%。其次为一次变化区，面积达到了 $135.37\times10^4\text{ km}^2$ ，占国土面积的14.31%。而变化最强的4次变化区面积为 $9.30\times10^4\text{ km}^2$ ，占国土面积的0.98%。总体来看（图6c），西南



地区的生态敏感性变化强度最大，其2次、3次和4次变化区面积均为六大地理分区之最，分别占国土面积的4.38%、1.47%和0.46%，其次为西北地区。这主要是由于中国西南地区大部分区域属于青藏高原气候区，其海拔较高、温度较低，对外部环境因素的影响较为敏感，因此该区域的生态敏感性变化强度比其他区域更为剧烈，而西北地区深居中国内陆，生态承载能力较低，人口稀少，对全球气候变化和政策等因素变动反应较大。

3.3 生态敏感性涨落变化分析

本文为了监测中国陆地生态敏感性涨落变化状况，通过运用格网编码法，对其2000—2018年间生态敏感性变化趋势进行了分析。并将最终的结果分为波动上升、常年不变、波动不变和波动下降4种类型，并对其结果进行可视化表达（图7a）。研究结果表明：2000—2018年间中国陆地生态敏感性总体稳定，常年不变区的面积为 $653.78\times10^4\text{ km}^2$ ，占国土面积的69.13%。波动不变区的面积为 $111.19\times10^4\text{ km}^2$ ，占国土面积的11.76%。而波动上升和波动下降的面积比分别为8.06%和11.05%（图7b），这表明进入21世纪以来，中国陆地的生态敏感性呈现出下降的趋势。从空间分布来看，敏感性波动下降的区域主要分布在中国的西北和华北地区，而敏感性波动上升的区域主要分布在中国的西南和东北区域。此外，各大城市群也成为敏感性波动上升的主要分布地。



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)2885号的标准地图制作，底图边界无修改。

图7 敏感性涨落变化类型空间分布及面积统计

Fig. 7 Spatial distribution and area statistics of sensitive fluctuation types

3.4 生态敏感性变动成因探测

本文将各年的综合生态敏感性作为因变量，将生物多样性、水热环境、土壤侵蚀、土壤盐渍化、土地荒漠化和人类干扰指标作为自变量。由于地理探测器计算所需的自变量为类型量，因此本文运用了自然断点法对自变量进行分级，将自变量的数值量转化为类型量，并结合ArcGIS10.6软件对研究区的因子驱动进行了探测。探测结果表明（表6）：研究期内土地荒漠化和土壤盐渍化指标对中国陆地生态敏感性的影响最大。土壤侵蚀和生物多样性指标次之。而人类干扰指标的影响最低。从5个时期的 q 值变化状况来看，虽然各指标的 q 值变动不大，且其相对重要性并未发生变化。但值得注意的是，人类干扰指标的影响力在逐年增加，这表明人类在经济快速发展，城市化与工业化取得巨大成就的同时，其对生态环境系统的干扰程度也在逐步提升。这也表明生态环境保护制度的健全与完善，人类生产生活活动的行为规范是迫在眉睫、必不可少的，需引起人们的高度关注。

表6 生态敏感性影响因素地理探测结果

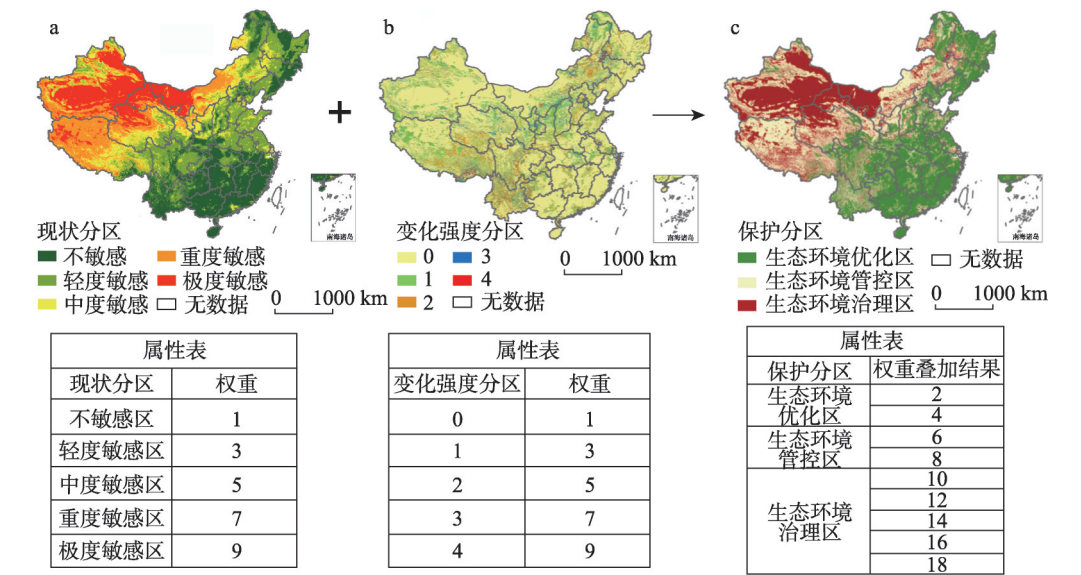
Tab. 6 Geographical detection results of factors affecting ecological sensitivity

指标	2000年		2005年		2010年		2015年		2018年	
	<i>q</i>	<i>p</i>	<i>q</i>	<i>p</i>	<i>q</i>	<i>p</i>	<i>q</i>	<i>p</i>	<i>q</i>	<i>p</i>
生物多样性	0.728	<0.001	0.725	<0.001	0.723	<0.001	0.721	<0.001	0.727	<0.001
水热环境	0.464	<0.001	0.457	<0.001	0.470	<0.001	0.443	<0.001	0.436	<0.001
土壤侵蚀	0.737	<0.001	0.743	<0.001	0.733	<0.001	0.735	<0.001	0.737	<0.001
土壤盐渍化	0.785	<0.001	0.762	<0.001	0.795	<0.001	0.768	<0.001	0.789	<0.001
土地荒漠化	0.866	<0.001	0.862	<0.001	0.826	<0.001	0.836	<0.001	0.828	<0.001
人类干扰	0.018	<0.001	0.020	<0.001	0.022	<0.001	0.044	<0.001	0.039	<0.001

4 讨论

4.1 敏感性管控分区

当前，国内学术界和国际学术界对生态敏感性做了大量工作，但其主要集中于单一生态系统、单一视角的生态敏感性研究，而对全国陆地范围内复合、多视角耦合生态系统敏感性研究相对偏少。且其对生态敏感性保护区进行划定时，主要依据是单一的“静态”现状或“动态”演变，而对“静态”和“动态”相结合的敏感性保护区划定研究相对偏少。鉴于此，本文从自然生态系统、自然—社会复合生态系统和社会生态系统3个视角出发，耦合土地、生物等多个单一生态系统，构建了基于GIS和RS的空间可视化评价模型，并使用将中国陆地生态敏感性现状（静）与敏感性变化强度（动）相结合的方法（图8），对中国陆地生态敏感性保护区划定进行了初步尝试，以期为生态优先、绿色发展理念指引下的中国生态文明建设提供一种新的思路，并通过对其分异规律的分析，为中国国土空间规划、宏观生态环境综合整治政策的制定提供科学依据。



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)2885号的标准地图制作,底图边界无修改。

图8 中国陆地生态敏感性管治分区

Fig. 8 Terrestrial ecological sensitivity control zoning in China

在划定敏感性管治分区时, 本文将现状生态敏感性和敏感性变化强度依据不同类型分别赋予保护权重1、3、5、7、9, 并通过空间栅格数据叠置方法得到了生态敏感性空间管治计算结果, 之后通过运用自然断点法对其进行分区, 将其分为生态环境优化区、生态环境管控区和生态环境治理区三大类。其中, 生态环境优化区为“动静”评分较低(2~4), 生态环境状况较好, 只需保持现状并对其进行优化的区域; 生态环境管控区为“动静”评分居中(6~8), 生态环境状况较差, 需对其进行严格监控, 必要时限制人类干扰的区域; 生态环境治理区为“动静”评分较高(10~18), 生态环境状况恶劣, 需对其进行综合治理, 防止其扩张影响人类正常生产生活的区域。从敏感性管控分区的空间分布来看, 其呈现出“西高东低”“北高南低”“城区高郊区低”的空间分异规律。其中, 生态环境优化区主要集中分布在中国东部区域的中南、华东和东北地区, 而生态环境管控区和治理区则主要集中分布在西部区域的西北、西南地区 and 北部区域的华北地区。从其空间分布结果来看, 中国西部、北部地区与城区的生态环境状况仍然严峻, 生态环境综合整治与管控仍是当前该区域生态文明建设的主要任务之一, 其应严格遵守国家生态环境保护相关政策, 积极做好国土空间规划生态红线划定工作等。

4.2 研究结果不确定性

本文从综合生态环境系统视角出发, 从自然生态系统、自然—社会复合生态系统和 社会生态系统3个方面构建了基于GIS和RS的中国陆地生态敏感性空间分析评价模型, 并根据指标因子选取因地制宜、综合性、系统性和主导性等原则, 重点遴选了中国陆地生态敏感性评价指标因子, 使其具有宏观性、大范围、长时间序列对比分析等特点。但本文在微观视角更加详细的空间差异性分析方面仍存在不足之处, 且由于生态敏感性本身的复杂性以及评价因子之间有相互影响、相互作用这一过程, 涉及生态、环境、农业、经济、社会等一系列领域, 需综合不同领域、不同学科、不同方法和不同思路, 并从每个细节认真研究加以解决。这还需在今后的研究中逐步探索解决。

5 结论

(1) 本文通过运用全排列多边形图示指标法对中国长时间序列的生态敏感性状况进行研究, 结果表明: 2000—2018年间中国陆地生态敏感性波动下降, 从2000的0.342下降到2018年的0.333。这表明21世纪以来, 中国生态环境的治理使得陆地生态环境敏感性状况正在逐步好转。

(2) 从敏感性波动变化特征来看, 2000—2018年间中国陆地生态敏感性变化强度 >0 的区域面积占国土面积的31.2%, 且敏感性波动上升的区域占国土面积的8.06%。这表明在全球生态环境剧烈变化的大背景下, 中国生态环境的治理与预防工作依然任重道远。

(3) 中国陆地生态敏感性空间异质性显著, 呈现出“东低西高, 南低北高”“城区高, 郊区低”的空间分布格局。其中, 中国西部区域和北方区域生态敏感性高的主要原因是该区域自然环境恶劣, 生态承载力低, 生态弹性也较低, 易受外界因素的影响。而城区虽然自然环境状况较好, 生态承载力较高, 但由于人类活动的影响, 生态弹性较低, 敏感性反而较高。

(4) 中国陆地生态敏感性空间分布主要受土壤(地)环境状况影响, 而人类干扰因素影响相对较低。但值得注意的是, 2000—2018年间, 人类干扰因素的影响力在逐年增加, 这表明在经济快速发展, 城镇化与工业化取得巨大成就的同时, 人类活动对生态环

境系统的干扰程度也在逐步提升。这也表明生态环境保护制度的健全与完善, 人类生产生活活动的行为规范是迫在眉睫、必不可少的, 需引起人们的高度关注。

参考文献(References)

- [1] Rind D. Complexity and climate. *Science*, 1999, 284(5411): 105-107.
- [2] Chen Wanxu, Li Jiangfeng, Zeng Jie, et al. Spatial heterogeneity and formation mechanism of eco-environmental effect of land use change in China. *Geographical Research*, 2019, 38(9): 2173-2187. [陈万旭, 李江风, 曾杰, 等. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理. *地理研究*, 2019, 38(9): 2173-2187.]
- [3] Sun Dongqi, Zhang Jingxiang, Zhu Chuangeng, et al. An assessment of China's ecological environment quality change and its spatial variation. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(12): 1599-1610. [孙东琪, 张京祥, 朱传耿, 等. 中国生态环境质量变化态势及其空间分异分析. *地理学报*, 2012, 67(12): 1599-1610.]
- [4] Wu Yijin, Zhao Xingshuang, Xi Yue, et al. Comprehensive evaluation and spatial-temporal changes of eco-environmental quality based on MODIS in Tibet during 2006-2016. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(7): 1438-1449. [吴宜进, 赵行双, 奚悦, 等. 基于MODIS的2006—2016年西藏生态质量综合评价及其时空变化. *地理学报*, 2019, 74(7): 1438-1449.]
- [5] Pan Feng, Tian Changyan, Shao Feng, et al. Evaluation of ecological sensitivity in Karamay, Xinjiang, northwest China. *Acta Geographica Sinica*, 2011, 66(11): 1497-1507. [潘峰, 田长彦, 邵峰, 等. 新疆克拉玛依市生态敏感性研究. *地理学报*, 2011, 66(11): 1497-1507.]
- [6] Guan Qingchun, Hao Jinmin, Wang Hongliang, et al. Evaluation of ecological sensitivity of mineral resources city under economic transformation. *Transactions of the CSAE*, 2018, 34(21): 253-262. [管青春, 郝晋珉, 王宏亮, 等. 经济转型视角下矿产资源城市生态敏感性评价. *农业工程学报*, 2018, 34(21): 253-262.]
- [7] Liu Kang, Ouyang Zhiyun, Wang Xiaoke, et al. Eco-environmental sensitivity and its spatial distribution in Gansu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2711-2718. [刘康, 欧阳志云, 王效科, 等. 甘肃省生态环境敏感性评价及其空间分布. *生态学报*, 2003, 23(12): 2711-2718.]
- [8] Liu Junhui, Gao Jixi, Ma Su, et al. Evaluation of ecological sensitivity in China. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(10): 1607-1616. [刘军会, 高吉喜, 马苏, 等. 中国生态环境敏感区评价. *自然资源学报*, 2015, 30(10): 1607-1616.]
- [9] Pan Jinghu, Dong Xiaofeng. GIS-based assessment and division on eco-environmental sensitivity in the Heihe river basin. *Journal of Natural Resources*, 2006, 21(2): 267-273. [潘竞虎, 董晓峰. 基于GIS的黑河流域生态环境敏感性评价与分区. *自然资源学报*, 2006, 21(2): 267-273.]
- [10] Ding Zhenmin, Yao Shunbo. Theoretical framework and model design for ecological sensitivity assessment: A case study of Shaanxi province. *Geographical Research*, 2019, 38(8): 2085-2098. [丁振民, 姚顺波. 区域生态敏感性评估的理论框架与模型设计: 以陕西省为例. *地理研究*, 2019, 38(8): 2085-2098.]
- [11] Wang Lin, Sun Yuanyuan, Wang Jin. Coastal wetland ecosystem sensitivity evaluation method research. *China Population, Resources and Environment*, 2016, 26(Suppl.2): 223-227. [王琳, 孙苑苑, 王晋. 滨海湿地生态系统敏感性评价方法研究. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(Suppl.2): 223-227.]
- [12] Nazren Leman, Mohammad Firuz Ramli, Rd Puteri Khairani Khierodin. GIS-based integrated evaluation of environmentally sensitive areas (ESAs) for land use planning in Langkawi, Malaysia. *Ecological Indicators*, 2016, 61: 293-308.
- [13] Liu Chunxia, Li Yuechen, Yang Hua, et al. RS and GIS-based assessment for eco-environmental sensitivity of the Three Gorges reservoir area of Chongqing. *Acta Geographica Sinica*, 2011, 66(5): 631-642. [刘春霞, 李月臣, 杨华, 等. 三峡库区重庆段生态与环境敏感性综合评价. *地理学报*, 2011, 66(5): 631-642.]
- [14] Qin Xianhong, Chen Wen, Duan Xuejun, et al. Eco-sensitivity assessing and protecting policy in the complex geomorphic region: A case study of Qinzhou city in Guangxi. *Journal of Natural Resources*, 2013, 28(4): 608-617. [秦贤宏, 陈雯, 段学军, 等. 复杂地貌区域生态敏感区综合评价与保护对策: 以广西钦州市为例. *自然资源学报*, 2013, 28(4): 608-617.]
- [15] Liu Yaolong, Wang Jun, Xu Shiyuan, et al. Ecological sensitivity of Jingnanxia-Heishanxia reach of Yellow river. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(1): 113-120. [刘耀龙, 王军, 许世远, 等. 黄河靖南峡—黑山峡河段的生态敏感性. *应用生态学报*, 2009, 20(1): 113-120.]
- [16] Guo Zecheng, Wei Wei, Shi Peiji, et al. Spatiotemporal changes of land desertification sensitivity in the arid region of Northwest China. *Acta Geographica Sinica*, 2020, 75(9): 1948-1965. [郭泽呈, 魏伟, 石培基, 等. 中国西北干旱区土地

- 沙漠化敏感性时空格局. 地理学报, 2020, 75(9): 1948-1965.]
- [17] Ouyang Zhiyun, Wang Xiaoke, Miao Hong. China's eco-environmental sensitivity and its spatial heterogeneity. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(1): 9-12. [欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究. 生态学报, 2000, 20(1): 9-12.]
- [18] Liu Kang, Xu Weihua, Ouyang Zhiyun et al. GIS-based assessment on sensitivity to land desertification in Gansu Province. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2002, 22(5): 29-35. [刘康, 徐卫华, 欧阳志云, 等. 基于 GIS 的甘肃省土地沙漠化敏感性评价. 水土保持通报, 2002, 22(5): 29-35.]
- [19] Wang Liang, Liu Hui. The comprehensive evaluation of regional resources and environmental carrying capacity based on PS-DR-DP theoretical model. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(2): 340-352. [王亮, 刘慧. 基于 PS-DR-DP 理论模型的区域资源环境承载力综合评价. 地理学报, 2019, 74(2): 340-352.]
- [20] Zhou Wei, Cao Yingui, Qiao Luyin. Urban land intensive use assessment based on the entire-array-polygon indicator method. *China Land Sciences*, 2012, 26(4): 84-90. [周伟, 曹银贵, 乔陆印. 基于全排列多边形图示指标法的西宁市土地集约利用评价. 中国土地科学, 2012, 26(4): 84-90.]
- [21] Liu Yong. Evolution and operating orientation of Chinese urbanization strategies. *Reform*, 2012(9): 18-30. [刘勇. 我国城镇化战略的演进轨迹和操作取向. 改革, 2012(9): 18-30.]
- [22] Ma Zice, Yu Hongbo, Cao Congming, et al. Spatiotemporal characteristics of fractional vegetation coverage and its influencing factors in China. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, 29(6): 1310-1321. [马梓策, 于红博, 曹聪明, 等. 中国植被覆盖度时空特征及其影响因素分析. 长江流域资源与环境, 2020, 29(6): 1310-1321.]
- [23] Guo Zecheng, Wei Wei, Zhang Xueyuan, et al. Spatial distribution characteristics and influencing factors of eco-environmental quality based on RS and GIS in Shiyang River Basin, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(9): 3075-3086. [郭泽呈, 魏伟, 张学渊, 等. 基于 RS 和 GIS 的石羊河流域生态环境质量空间分布特征及其影响因素. 应用生态学报, 2019, 30(9): 3075-3086.]
- [24] Xie Tian, Wang Meie, Su Chao, et al. Evaluation of the natural attenuation capacity of urban residential soils with ecosystem-service performance index (EPX) and entropy-weight methods. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 222-229.
- [25] Zhou Wenying, He Binbin. Eco-environmental quality assessment of Ruogai County in Sichuan Province based on multi-sources remote sensing data. *Journal of Geo-information Science*, 2014, 16(2): 314-319. [周文英, 何彬彬. 四川省若尔盖县生态环境质量评价. 地球信息科学学报, 2014, 16(2): 314-319.]
- [26] Ji Xuepeng, Bai Yongping, Du Haibo, et al. Research on the spatial quantitative evaluation and coupling coordination degree of ecological carrying capacity in Gansu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(17): 5861-5870. [纪学朋, 白永平, 杜海波, 等. 甘肃省生态承载力空间定量评价及耦合协调性. 生态学报, 2017, 37(17): 5861-5870.]
- [27] Liu Aixia, Wang Changyao, Wang Jing, et al. Method for remote sensing monitoring of desertification based on MODIS and NOAA/AVHRR data. *Transactions of the CSAE*, 2007, 23(10): 145-150, 293. [刘爱霞, 王长耀, 王静, 等. 基于 MODIS 和 NOAA/AVHRR 的荒漠化遥感监测方法. 农业工程学报, 2007, 23(10): 145-150, 293.]
- [28] Chen Shi, Xu Bin, Jin Yunxiang, et al. Remote sensing monitoring and spatial-temporal characteristics analysis of soil salinization in agricultural area of northern Xinjiang. *Scientia Geographica Sinica*, 2015, 35(12): 1607-1615. [陈实, 徐斌, 金云翔, 等. 北疆农区土壤盐渍化遥感监测及其时空特征分析. 地理科学, 2015, 35(12): 1607-1615.]
- [29] Wang Fei, Ding Jianli, Wu Manchun, et al. Remote sensing monitoring models of soil salinization based on NDVI-SI feature space. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(8): 168-173. [王飞, 丁建丽, 伍漫春, 等. 基于 NDVI-SI 特征空间的土壤盐渍化遥感模型. 农业工程学报, 2010, 26(8): 168-173.]
- [30] Wu Qiong, Wang Rusong, Li Hongqing, et al. The indices and the evaluation method of eco-city. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(8): 2090-2095. [吴琼, 王如松, 李宏卿, 等. 生态城市指标体系与评价方法. 生态学报, 2005, 25(8): 2090-2095.]
- [31] Li Zhenya, Wei Wei, Zhou Liang, et al. Temporal and spatial evolution of ecological sensitivity in arid inland river basins of northwest China based on spatial distance index: A case study of Shiyang River Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7463-7475. [李振亚, 魏伟, 周亮, 等. 基于空间距离指数的中国西北干旱内陆河流域生态敏感性时空演变特征: 以石羊河流域为例. 生态学报, 2019, 39(20): 7463-7475.]
- [32] Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134. [王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.]

Spatio-temporal evolution characteristics of terrestrial ecological sensitivity in China

LI Zhenya¹, WEI Wei¹, ZHOU Liang^{2,3}, LIU Chunfang^{1,4},
GUO Zecheng¹, PANG Sufei¹, ZHANG Jing¹

(1. College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China;

2. Faculty of Geomatics, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 3. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 4. Land Use and Comprehensive Improvement Engineering Research Center of Gansu Province, Lanzhou 730070, China)

Abstract: Ecological sensitivity is one of the most important indicators used to evaluate regional ecological environment. Its research is significant to regional ecological governance and management. Therefore, six indicators including biodiversity, hydrothermal environment, soil salinization, land desertification, soil erosion and human disturbance from the perspectives of natural ecosystems, natural-social ecosystems, and social ecosystems and the entire-array-polygon indicator method were used to calculate terrestrial ecological sensitivity of China from 2000 to 2018. Besides, the spatio-temporal evolution characteristics were also analyzed with the grid coding method. The results showed that: (1) China's terrestrial ecological sensitivity was generally stable from 2000 to 2018, between 0.33-0.34. However, it declined from 0.342 in 2000 to 0.333 in 2018, which indicates that China's terrestrial ecological sensitivity is gradually improving. (2) There is significant spatial heterogeneity of ecological sensitivity in China, showing a spatial distribution pattern of "low in the east and high in the west, and low in the south and high in the north", and "high in urban areas and low in suburban areas". This is mainly due to the poor natural environment in the western and northern regions of China, poor ecological self-regulation ability, and being prone to be affected by external factors. (3) In terms of driving factors, China's terrestrial ecological sensitivity is greatly affected by soil (land) environmental factors. But at the same time, the influence of human disturbance factors is increasing year by year, which shows that China's terrestrial ecological environment management and protection work still has a long way to go.

Keywords: China's terrestrial land; ecological sensitivity; spatio-temporal evolution; GIS; entire-array-polygon indicator method