

中国西北干旱区土地沙漠化敏感性时空格局

郭泽呈¹, 魏伟¹, 石培基¹, 周亮^{2,3}, 王旭峰⁴, 李振亚¹, 庞素菲¹, 颀斌斌⁵

(1. 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070; 2. 兰州交通大学测绘与地理信息学院, 兰州 730070; 3. 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; 4. 中国科学院西北生态环境资源研究院 内陆河流域生态水文重点实验室/甘肃省祁连山生态研究中心, 兰州 730000; 5. 兰州城市学院旅游学院, 兰州 730070)

摘要: 土地沙漠化敏感性评估是沙漠化监测的重要内容之一,也是研究如何防止和治理沙漠化的重要课题。本文以中国西北干旱区作为研究区,利用遥感技术和GIS空间分析技术为支撑,通过构建“土壤—地形—水文—气候—植被”沙漠化敏感性综合评价指标体系,并借助空间距离模型计算了沙漠化敏感性指数,进而定量评估2000年、2005年、2010年和2017年西北干旱区土地沙漠化敏感性的时空演变特征,在此基础上引入地理探测器等方法对其主要驱动因素进行了深入分析。研究表明:① 地形、土壤、气候、植被和水文等5个方面相互影响,彼此制约,共同构成中国西北干旱区沙漠化敏感性分布和变化的本底条件;② 西北干旱区沙漠化敏感性总体上呈现周边低、内部高的分布特征,低敏感区主要分布在阿尔泰山、天山、昆仑山、阿尔金山和祁连山等地,而高敏感区则主要分布在准噶尔盆地、塔里木盆地和内蒙古高原等大部分地区,包括塔克拉玛干沙漠、巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠腹地。沙漠化敏感性的空间分布具有显著的区域性,高敏感区和低敏感区界限分明、分布集中;③ 从时空演变看,2000年以来沙漠化敏感性变化以稳定型占据主导,而整体上敏感性表现为缓慢降低趋势,说明潜在沙漠化区域逐年减少,区域沙漠化治理工作取得了一定成效;④ 西北干旱区的各驱动因素中,土壤及气候起直接作用,是最主要的影响因素,而植被是改变沙漠化敏感性最活跃、最基本的因素。除此之外,地形的分布和水文的变化对沙漠化敏感性起到一定的限制作用,而社会经济因素是影响区域沙漠化敏感性最为快速的因素,且经济发展对促进区域沙漠化敏感性的增长作用有逐渐加强的趋势。从整体来看,中国西北干旱区土地沙漠化得到了有效遏制,沙漠化治理工作取得了积极成效,但在全球气候变化加强和社会经济发展进入新常态的大背景下,中国沙漠化监测评估和治理工作仍然任重道远。

关键词: 沙漠化敏感性;时空变化;地理探测器;GIS;中国西北干旱区

DOI: 10.11821/dlxb202009010

1 引言

沙漠化是受气候变化、人类活动等因素的影响,发生在干旱、半干旱地区的一种土地退化现象^[1]。沙漠化作为当今国际社会面临的全球性的生态—社会—经济问题之一,已受到全世界范围内的广泛关注^[2]。沙漠化过程不仅导致土壤结构疏松及养分流失、植被覆

收稿日期: 2019-07-25; 修订日期: 2020-05-13

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: 郭泽呈(1996-), 男, 安徽亳州人, 硕士生, 研究方向为环境遥感与GIS应用。E-mail: 18709424424@163.com

通讯作者: 魏伟(1982-), 男, 甘肃庄浪人, 博士, 副教授, 研究方向为干旱区GIS应用与生态遥感。

E-mail: weiweigis2006@126.com

盖和生物量降低这些现象的发生, 而且造成可利用土地资源大量减少, 严重压缩人类生产生活空间, 制约着当地生态环境与社会经济的协调可持续发展^[3]。根据第五次中国荒漠化和沙化状况公报显示, 中国沙化土地面积 172.12 万 km², 占国土总面积的 1/6~1/5, 因此作为受沙漠化危害影响较为严重的国家, 沙漠化防治工作刻不容缓。而土地沙漠化敏感性作为沙漠化监测评估及综合生态环境评价的重要内容之一, 成为地理学者、生态学者及相关领域学者们关注的重点。

沙漠化敏感性是指受各种因素的影响与制约, 导致土地发生沙化的可能性大小^[4]。其过程往往与地形、土壤、植被、气候和人类活动等要素有着密不可分的关系^[5]。土地沙漠化敏感性可作为测度区域沙化程度的重要指标, 确定土地沙漠化易发区和敏感区, 评价其时空演变格局和发展趋势, 进而为沙漠化防治工作制定治理规划和防护措施提供有力的科学依据^[6]。沙漠化敏感性评价始于欧盟组织 (European Union) 资助地中海沙漠化和土地利用项目 (MEDALUS), 从土壤、气候、植被、土地管理等方面选取指标用以评估土地退化和沙漠化敏感性的环境敏感区域 (Environmental Sensitivity Area, ESA)^[7-8]。ESA 方法由于计算方式简单灵活、高效快速, 已被广泛运用到全球各地区土地退化和沙漠化评价中^[5-6]。在国内, 已有相关研究在基于 ESA 方法对中国区域土地沙漠化敏感区域进行了一定的调查和研究^[9-11], 但是对中国广袤的国土面积来说, 不同区域发生沙漠化以及时空分布的差异性显著, 从科学角度来说, ESA 方法中的指标及方法是为探究地中海区域而研制的, 不能充分反映中国干旱、半干旱地区沙漠化敏感性的实际情况以及不同敏感区域的细节变化。因此, 该方法不能直接用来识别中国地区土地沙漠化的敏感区域。与此同时, 在以往的评价中, 指标的选取、评价体系的构建和评价方法的使用并无统一的标准与规范, 在一定程度上较为主观和单调, 且缺乏沙漠化敏感性动态变化对比及变化过程的探讨, 难以系统、科学和全面的对区域沙漠化防治提供指导和依据。因此如何确立一种简单、客观的评价模型, 使其能在较大范围、时空尺度上准确和真实的模拟与评价区域沙漠化敏感性, 成为众多学者研究的焦点。

中国西北干旱区因其远离海洋, 深居大陆腹地的独特地理区位, 降水稀少, 蒸发强烈, 是中国沙漠化危害最为严重的区域之一。近年来, 中国沙漠化研究和治理工作取得了显著进展, 对沙漠化监测评价工作也得到了众多成果^[8-11]。但大多均以沙漠本身为研究对象, 通过微观实验和观测、中观解译和提取、宏观监测和评估等从不同视角、不同方法开展研究。而土地沙漠化实则由区域环境本身为主导的一系列综合因素相互作用的结果, 因此需从全局角度、宏观系统思维来监测评估已有沙漠化和潜在产生沙漠化的空间特征和演化格局。基于此, 论文选择中国西北干旱区作为探究沙漠化敏感性的典型区域, 其具有重要的研究价值和实践指导作用。本文基于 ESA 方法的基本原理, 通过构建“土壤—地形—水文—气候—植被”沙漠化敏感性综合评价指标体系, 对比分析西北干旱区沙漠化敏感性时空变化格局, 并借助地理探测器和相关性分析对影响敏感性的因素进行相关的探讨。以期在理论和实践上为西北干旱区沙漠化管控和防治给予有力支撑, 同时为其他地区的沙漠化敏感区域的识别和探究提供一定的借鉴。

2 数据来源与研究方法

2.1 研究区概况

西北干旱区^[12]位于中国西部内陆地区 (73°E~107°E, 35°N~50°N), 东以贺兰山为界, 南至昆仑山—阿尔金山—祁连山, 而北部与西部则直抵国境线。在行政区划上包括

新疆、河西五市以及内蒙古阿拉善地区, 面积约为 $2.09 \times 10^6 \text{ km}^2$ 。西北干旱区地貌复杂多样, 地势起伏多变, 地形以高原、山地和盆地为主, 主要包括内蒙古高原、阿尔泰山脉、阿尔金山脉、天山山脉、昆仑山脉、祁连山脉、塔里木盆地、准噶尔盆地以及吐鲁番盆地, 在自然景观上构成以山地—绿洲—沙漠3大生态系统并存为基本特征的特殊地理单元。由于常年受大陆性气候影响, 西北干旱区降水稀少, 年平均降水量约130 mm, 并呈自东向西递减的趋势; 蒸发强烈, 年平均蒸发量在800~3200 mm之间, 植被稀疏, 地表水不足以维持植被正常生长, 主要依靠地下水来维持生计; 气温日间、季节以及年间接差异性较大, 是世界上最为干旱的地区之一^[13]; 湖泊数量较少, 主要分布在新疆维吾尔自治区境内, 季节性差异较大, 多为微咸水湖及咸水湖, 而盐湖和淡水湖分布较少。西北干旱区人烟稀少, 人口主要聚集在绿洲地区, 经济发展相对较为落后。

2.2 数据来源

本文采用的数据包括: ① MODIS数据的MOD13A3产品(归一化植被指数(NDVI)数据, 该产品时间分辨率为月, 空间分辨率1 km)及MOD11A2产品(地表温度(LST)数据, 该产品时间分辨率8 d, 空间分辨率1 km)来源于NASA网站LAADS DAAC数据中心(<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>), 数据的行列号为h23v04、h23v05、h24v04、h24v05、h25v04、h25v05、h26v04、h26v05, 其中因2000年MODIS影像缺失一月份数据, 且部分月份数据存在影像质量相对较差的现象, 本文采用2001年的MODIS数据来代替2000年。预处理过程为: 经过投影转换、影像拼接及最大值合成法等操作, 将LST数据的时间分辨率处理成与NDVI数据一致, 再通过Python语言对月数据进行批量裁剪和均值处理, 以获得年数据; ② 数字高程模型(DEM)来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>), 空间分辨率90 m; ③ 土壤数据来源于世界土壤数据库(HWSD, <http://www.fao.org>)和中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>); ④ 土地利用/覆被类型数据来源于中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>), 由于并没有2017年研究区的土地利用/覆被类型数据, 且两年之内土地利用/覆被类型之间的相互转化率不大^[14], 并不影响本文的精度需求, 故采用2015年来代替2017年的数据; ⑤ 河流数据来源于国家基础地理信息中心(<http://www.ngcc.cn>)的1:400万中国基础地理数据库; ⑥ 气象站点数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn>)的中国地面气候资料月值数据集; ⑦ 植被类型数据来源于中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>); ⑧ 社会经济数据主要来源于CNKI中国经济社会大数据研究平台(<http://data.cnki.net>), 部分缺失数据通过相应年份的甘肃省、内蒙古自治区及新疆维吾尔自治区3个省份各县区的经济社会统计公报进行补充。此外, 将通过数据源获取和计算的所有指标的空间分辨率均统一为1 km×1 km的栅格格式, 并使用统一的Krasovsky椭球体坐标和Albers投影。

2.3 主要指示因子的选择

土地沙漠化演化是一个复杂而多变的过程。受自然和人为因素的双重作用导致区域的气候、水文、土壤、植被和地形发生一系列的变迁, 它们之间相互影响、彼此制约的关系共同决定着沙漠化敏感性的时空分布的区域性和异质性(图1)。在西北干旱区, 影响地形地貌特征十分重要的3个因子: 海拔, 坡度及坡向, 这三者对沙化土地的分布及聚集有一定的限制作用^[15]。不同海拔梯度下的地貌类型、气候特征、水热条件及人类活动轨迹等均具有差异性, 对区域地表植被生长及生物多样性水平会产生一定的影响; 坡度主要是通过影响土壤稳定性, 水力、风力、重力等外部营力对土壤表层的作用而间接作用于土地沙化过程; 而在地表起伏较大的条件下, 坡向不同导致陆地表面太阳辐射和

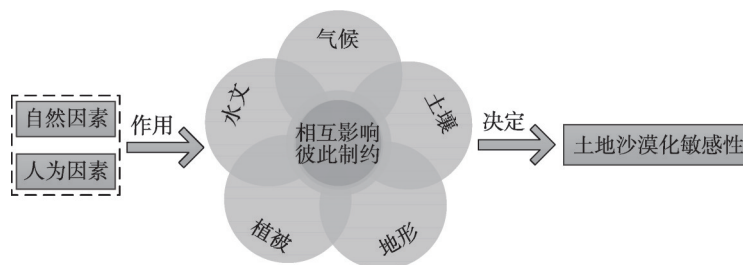


图1 沙漠化敏感性原理解析

Fig. 1 Analysis of the principle of desertification sensitivity

地表温度存在差异, 阳坡、阴坡的日照时长、降水蒸发量、水土保持能力及植被覆盖等的不同均会导致土地沙化的空间分异^[16]。土壤环境是影响土地沙漠化的决定性因素。其中, 土壤有机质含量是反映土壤物理化学性质的典型代表指标之一, 是植被生长和发育不可或缺的基本条件^[17]; 而不同等级土壤侵蚀强度对沙漠化的演替有着重要的影响, 西北干旱区的侵蚀主要是由风力引起, 土壤风力侵蚀会产生土壤颗粒的侵蚀、搬运和沉积现象, 导致土壤发生粗化及沙化现象; 土壤质地和深度对土地沙漠化也有着一定的影响, 深度越低、含砂量越高的土壤, 其持水能力越低, 可蚀性越高^[18]。水文要素是干旱区的生命线, 植被覆盖的高低和生物量的大小与其有着密切的关系, 水资源的多寡程度间接制约着土地沙化的推移与扩张, 地表水及地下水是反映区域水资源状况两个重要的层面^[19], 但是由于研究区干旱少雨, 蒸发强烈, 地形高低起伏不平, 山地、绿洲和沙漠的地下水单元特征有很大差别, 反映地下水的指标如地下水埋深等代表性不明确, 故在本文暂不考虑地下水的因素。西北干旱区的地表水资源主要来源于冰川融水、河流沟渠以及湖泊水库。由于本文评价的基本单元为1 km的栅格尺度, 研究区内提取的沟渠以及细小的河流支流较少且断续分布, 故仅考虑冰川融水、主要河流以及湖泊水库作为反映西北干旱区水资源状况^[20]。气候条件则是西北干旱区土地沙漠化演化的关键因素。区域干燥程度和地表温度能够综合反映区域降水与蒸散发之间矛盾关系以及水热平衡状况, 干燥程度和地表温度越高, 生态系统所承受的压力就越大, 沙漠化敏感性程度也就越高; 风力影响着土壤风蚀程度, 是土壤沙化的源动力^[21]。植被覆盖在土地沙漠化扩张过程中具有明显的抑制作用, 区域植被覆盖程度以及植被抗旱能力的不同, 其对干旱以及沙漠化的响应不同。西北干旱区内不同类型的植被对区域气候、土壤、地质等条件的改善有着促进作用。一般认为乔木、灌木和禾本科植物等具有良好的抗旱能力^[22]。对于具有植被类型为乔木、灌木和禾本科植物生长的区域, 有着良好的防风固沙、水源涵养、调节气候等生态作用, 即阻滞土地沙漠化进程, 降低沙漠化敏感程度。

因此, 基于指标选取的科学性、全面性、独立性和可操作性等基本原则。本文从地形、土壤、水文、气候和植被等5个方面共选取15个指标用以构建沙漠化敏感性评价指标体系(表1)。并通过对所选指标进行多元共线性诊断后, 发现所选取指标的方差膨胀因子(VIF)均小于10, 容忍度(TOL)均大于0.1, 不存在明显的共线性。故该评价指标体系用于研究本文的沙漠化敏感性是可行的。

2.4 沙漠化敏感性评价模型的构建

2.4.1 空间距离模型

对于如何拟合构成沙漠化敏感性的各指标层的信息, 采用简单的线性加权或者加权几何平均^[22]的方法并不能定量描述它们之间相互影响、彼此制约的关系, 而采用距离度量不同指示因子在沙漠化敏感性评价的作用是比较客观和真实的。欧式距离(Euclidean Distance)是作为目前较为通用的距离定义, 即测量多维空间各点之

间的绝对距离^[23]。其具备的客观性、科学性、通用性使得欧式距离被广泛的运用在各个领域^[24-25]。其表达式为:

$$D(X, Y) = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (1)$$

式中: $D(X, Y)$ 为点 $X(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n)$ 和 $Y(y_1, y_2, y_3, \dots, y_n)$ 之间的欧氏距离; n 为多维空间的维度。

在地理学中, 欧式距离已被运用到干旱检测^[26]、农业可持续发展^[27]、生态及环境质量评估^[28-29]和石漠化识别^[30]等研究当中, 应用较为广泛。因此本文基于欧式距离和地理信息系统的原理, 引入空间距离模型 (SDM) 作为本文用以计算沙漠化敏感性的模型。其基本原理为: 在多维空间中, 定义一个最低基准点 (基于研究目标, 该点在每个维度上, 均表征着敏感性程度为最低水平), 然后通过计算多维空间每个点到该点的欧氏距离, 以距离值的大小来判断不同空间位置上沙漠化敏感程度的高低。计算的距离值越大, 表征土地沙漠化敏感程度就越高。其公式为:

$$d_{SDM} = \sqrt{(I_1 - I_{1_{low}})^2 + (I_2 - I_{2_{low}})^2 + (I_3 - I_{3_{low}})^2 + \dots + (I_n - I_{n_{low}})^2} \quad (2)$$

式中: d_{SDM} 为多维空间中各点到基准点的欧氏距离; $1 \sim n$ 为多维空间中各维度; $I_1 \sim I_n$ 为多维空间中的各点; $I_{1_{low}} \sim I_{n_{low}}$ 为多维空间中各维度的最低基准点。

2.4.2 沙漠化敏感性指数 本文从地形、土壤、水文、气候和植被5个方面考虑, 通过量化计算影响沙漠化敏感性时间演替和空间分异过程的各环境因子, 借助SDM模型综合相关各因子的相关信息, 用以构建沙漠化敏感性指数 (DSI)。在计算DSI之前, 要对各指标 (表1) 进行标准化处理, 去除不同量纲对评价结果的影响, 这里本文采用极差变换法。而DSI的计算公式为:

$$DSI = \sqrt{(TBI - TBI_{low})^2 + (SBI - SBI_{low})^2 + (HBI - HBI_{low})^2 + (CBI - CBI_{low})^2 + (VBI - VBI_{low})^2} \quad (3)$$

式中: TBI 、 SBI 、 HBI 、 CBI 和 VBI 分别为地形本底指数、土壤本底指数、水文本底指数、气候本底指数和植被本底指数, 各本底指数及相关指标的计算如表2所示; TBI_{low} 、 SBI_{low} 、 HBI_{low} 、 CBI_{low} 和 VBI_{low} 为最低基准点, 各研究年份的最低基准点均由各本底指数的最小值构成。

为了对比与分析不同时期沙漠化敏感性的空间分布特征, 采用自然断点法 (Jenks) 对评价结果进行分类。为了统一分类标准, 本文结合西北干旱区区域特征, 以2017年的分类结果为最终划分标准。分级标准如表3所示。

2.5 沙漠化敏感性时空演变特征分析

2.5.1 不同沙漠化敏感性类型转换特征分析 为识别不同沙漠化敏感性类型随时间推移下的变化状况, 基于 ArcGIS 10.2 中栅格计算器的 con 函数分别提取每一敏感性类型斑块, 赋值为1, 其他类别赋值为0。然后将不同年份相同敏感性类别的栅格图进行空间叠加, 提取每一敏感性类别变化的动态图斑, 计算公式为:

表1 沙漠化敏感性评价指标体系

Tab. 1 Evaluation index system of desertification sensitivity

一级指标层	二级指标层	标准化处理
地形本底指数	海拔	-
	坡度	-
	坡向	+
土壤本底指数	土壤有机质含量	-
	土壤侵蚀强度	+
	土壤深度	+
	土壤含砂量	+
水文本底指数	距冰川雪地距离	+
	距主要河流距离	+
	距湖泊水库距离	+
气候本底指数	干燥度	-
	地表温度	+
	平均风速	+
植被本底指数	NDVI	-
	植被抗旱能力	+

注: “+”代表正向标准化, “-”代表负向标准化。

表2 各本底指数的构建方法

Tab. 2 Construction methods of each background index

单一本底指数	计算公式	解释说明
地形本底指数	$TBI = \sqrt{(E - E_{low})^2 + (S - S_{low})^2 + (A - A_{low})^2}$	式中: E 、 S 和 A 分别为海拔、坡度和坡向因子; E_{low} 、 S_{low} 和 A_{low} 分别为由海拔、坡度和坡向构成的三维空间中代表的在这3个维度上敏感性程度最低值,下同;基准点(E_{low} , S_{low} , A_{low})为(0, 0, 0), TBI 值越大,代表在地形这个因子层面上土地沙漠化敏感性越高。其中海拔是基于数字高程模型(DEM)直接获取,坡度和坡向则是借助ArcGIS 10.2中Slope和Aspect工具进行提取。坡向按敏感性由低到高排序为:平地<西、西北和北<东北和东<东南、南和西南,分别赋值为1~4 ^[22] 。
土壤本底指数	$SBI = \sqrt{\frac{(SOMC - SOMC_{low})^2 + (SEI - SEI_{low})^2}{(SSC - SSC_{low})^2 + (SD - SD_{low})^2}}$	式中: $SOMC$ 、 SEI 、 SSC 和 SD 分别为土壤有机质含量、土壤侵蚀强度、土壤含砂量和土壤深度;基准点($SOMC_{low}$, SEI_{low} , SSC_{low} , SD_{low})为(0, 0, 0, 0), SBI 值越大,其土壤基底条件越差,土地沙漠化敏感性程度就越高。其中土壤有机质含量是根据世界土壤数据库中的土壤有机碳除以0.58换算得来;土壤侵蚀强度根据微度侵蚀、轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极强度侵蚀和剧烈侵蚀6种侵蚀类型等级,分别赋值为1~6;土壤含砂量由中国科学院资源与环境科学数据中心提供;土壤深度则根据土壤类型量化而来 ^[18, 22] 。
水文本底指数	$HBI = \sqrt{(DS - DS_{low})^2 + (DR - DR_{low})^2 + (DLR - DLR_{low})^2}$	式中: DS 、 DR 和 DLR 分别为距冰川雪地距离、距主要河流距离和距湖泊水库距离;基准点(DS_{low} , DR_{low} , DLR_{low})为(0, 0, 0), HBI 值越大,代表区域水资源量越低,其土地沙漠化敏感性就越高。其中距冰川雪地、主要河流和湖泊水库的距离是借助ArcGIS 10.2中Euclidean distance工具 ^[20, 31] 进行计算得来的。
气候本底指数	$AI = \frac{P}{t^0 + 10}$ $CBI = \sqrt{(AWV - AWV_{low})^2 + (AI - AI_{low})^2 + (LST - LST_{low})^2}$	式中: AI 、 P 和 t^0 分别为干燥度、年平均降水量和年平均气温; AWV 和 LST 分别为平均风速和地表温度;基准点(AWV_{low} , AI_{low} , LST_{low})为(0, 0, 0), CBI 值越大,代表着气候条件越恶劣,土地沙漠化敏感性越高。其中,地表温度为MODIS数据产品,干燥度和平均风速利用研究区及周边112个气象站点提供各年份的站点数据,并采用克里金插值法(Kriging)插值得到空间分布图 ^[20] 。平均风速可由气象数据集中直接获取,而本研究则采用de Martonne方法计算干燥度,其计算过程简单,数据容易获取,且经过实际应用后发现,在中国西北地区有较好的利用价值 ^[21] 。
植被本底指数	$VBI = \sqrt{(NDVI - NDVI_{low})^2 + (DR - DR_{low})^2}$	式中: $NDVI$ 和 DR 为归一化植被指数和植被抗旱能力;基准点($NDVI_{low}$, DR_{low})为(0, 0), VBI 值越大,代表植被覆盖越低,沙漠化敏感性越高。其中归一化植被指数来源于MODIS数据产品,而植被抗旱能力是根据植被类型量化提取,按沙漠化敏感性由低到高排序为:阔叶林、针叶林、针阔叶混交林和水域<沼泽、栽培植被、高山植被和灌丛<草原、草甸、牧场和草丛<荒漠、岩石和无植被覆盖区,分别赋值为1~4 ^[22] 。

$$code_i = 1000 \times code_{i_2000} + 100 \times code_{i_2005} + 10 \times code_{i_2010} + 1 \times code_{i_2017} \quad (4)$$

式中： $code_i$ 为2000—2017年各敏感性类型的变化代码； $code_{i_2000}$ 、 $code_{i_2005}$ 、 $code_{i_2010}$ 、 $code_{i_2017}$ 分别为2000年、2005年、2010年和2017年各敏感性类型的原代码（0或1）。变化类型代码 $code_i$ 中，千位、百位、十位和个位分别为2000年、2005年、2010年和2017年各敏感性类型。变化类型代码共16种，对其分类归纳用以提取各敏感性转换类型（表4）。

表3 西北干旱区沙漠化敏感性分级标准

Tab. 3 Classification standard for desertification sensitivity

类别值	敏感性	值域
1	不敏感	< 1.561
2	轻度敏感	1.561~1.842
3	中度敏感	1.842~2.131
4	高度敏感	2.131~2.386
5	极度敏感	≥ 2.386

表4 敏感性转换类型分类

Tab. 4 Classification of each sensitivity conversion type

转换类型	代码	赋值	说明
稳定型	1111	1	2000—2017年，敏感类型未发生变化
增加型	0001, 0111, 0011	2	2000—2017年，敏感类型由其他类型转化而增加
减少型	1000, 1100, 1110	3	2000—2017年，敏感类型逆转为其他类型而减少
波动稳定型	0010, 0100, 0110, 1001, 1011, 1101	4	2017年相对于2000年敏感类型未发生变化，在2005和2010年呈波动性变化
波动增加型	0101	5	2017年相对于2000年该敏感类型有所增加，在2005和2010年呈波动性变化
波动减少型	1010	6	2017年相对于2000年该敏感类型有所减少，在2005和2010年呈波动性变化
其他	0000	0	其他沙漠化敏感类型

2.5.2 沙漠化敏感性整体转换特征分析 将不敏感、轻度敏感、中度敏感、高度敏感和极度敏感5种沙漠化敏感性转换类型的栅格图进行空间叠加，用以获取整体上2000—2017年西北干旱区各种沙漠化敏感性类型相互转换特征及空间分布状况。其计算公式为：

$$code = 10000 \times code_{none} + 1000 \times code_{light} + 100 \times code_{medium} + 10 \times code_{height} + 1 \times code_{extreme} \quad (5)$$

式中： $code$ 为2000—2017年沙漠化敏感性类型相互转换代码； $code_{none}$ 、 $code_{light}$ 、 $code_{medium}$ 、 $code_{height}$ 、 $code_{extreme}$ 分别为上述不敏感、轻度敏感、中度敏感、高度敏感和极度敏感5种敏感性类型转换的栅格图，属性为（0~6）。 $code$ 共25种类型，经归纳总结后用以提取西北干旱区沙漠化敏感性的整体转换类型（表5）。

2.6 地理探测器

土地沙漠化演化过程中，伴随各种因素的交互作用的影响会产生明显的空间分异特征，识别与分析空间分异的规律和驱动因子是治理土地沙漠化的基石^[32]。地理探测器是用来探测空间分异性和探究多因子驱动作用的统计学方法，在自然、社会、环境等领域应用广泛^[33-35]。本文利用地理探测器中的因子探测器对西北干旱区沙漠化敏感性的不同影响因子进行探讨，可用地理探测力 q 值进行表示。其计算公式为：

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (6)$$

$$SSW = \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2, \quad SST = N \sigma^2 \quad (7)$$

式中： $h = 1, 2, \dots, L$ 为因变量 Y 或自变量 X 的分层； N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数； σ_h^2 和 σ^2 分别是层 h 和全区的因变量 Y 值的方差； SSW 和 SST 分别为层内方差之和和全区总方差； q 值的取值范围为 $[0, 1]$ ，值越大表明该因子对沙漠化敏感性的影响越大。

表5 沙漠化敏感性整体转换类型分类

Tab. 5 Classification of overall conversion types of desertification sensitivity

赋值	代码	含义
1	00001	敏感性类型一直为极度敏感
2	00010	敏感性类型一直为高度敏感
3	00023, 00056	敏感性类型由极度敏感转化为高度敏感
4	00044	敏感性类型在极度敏感和高度敏感间波动转换
5	00032, 00065	敏感性类型由高度敏感逆转为极度敏感
6	00100	敏感性类型一直为中度敏感
7	00230, 00560	敏感性类型由高度敏感转化为中度敏感
8	00440	敏感性类型在高度敏感和中度敏感间波动转换
9	00320, 00650	敏感性类型由中度敏感逆转为高度敏感
10	01000	敏感性类型一直为轻度敏感
11	02300, 05600	敏感性类型由中度敏感转化为轻度敏感
12	04400	敏感性类型在中度敏感和轻度敏感间波动转换
13	03200, 06500	敏感性类型由轻度敏感逆转为中度敏感
14	10000	敏感性类型一直为不敏感
15	23000, 56000	敏感性类型由轻度敏感转化为不敏感
16	44000	敏感性类型在轻度敏感和不敏感间波动转换
17	32000, 65000	敏感性类型由不敏感逆转为轻度敏感

3 结果与分析

3.1 沙漠化敏感性单本底要素分布特征

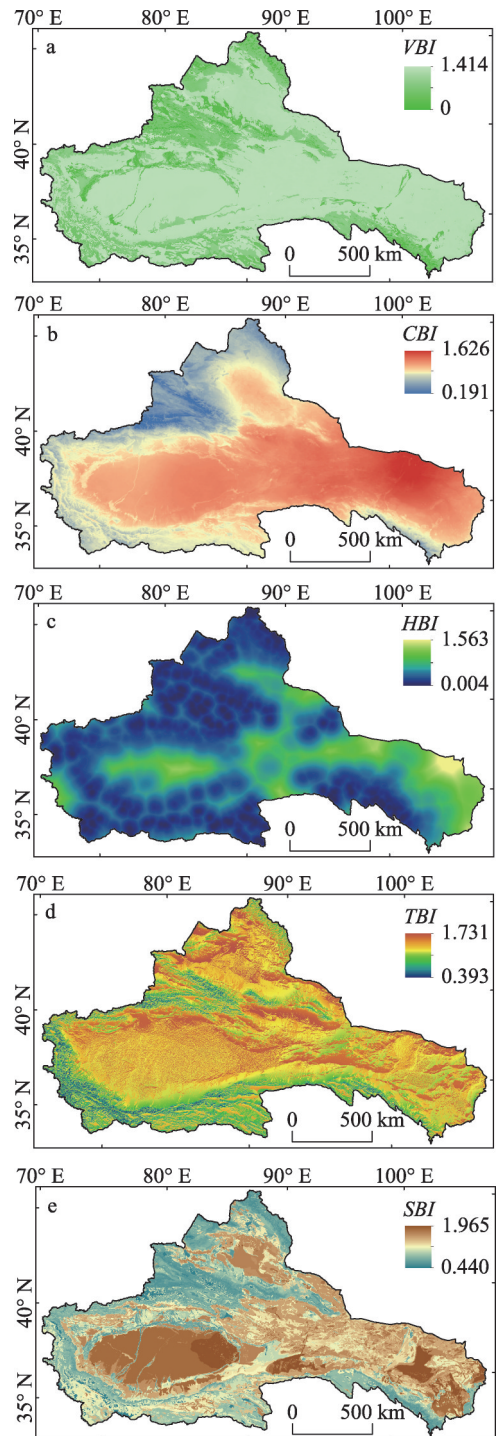
2017年各本底要素的空间分布状况表明(图2), 2017年植被本底指数VBI的空间分布表现出植被覆盖的分布具有一定的集聚性(图2a)。植被覆盖较高的区域主要集聚在境内海拔较高的各大山脉及其周边绿洲区, 植被类型多为乔木、灌木和草本科植物, 这些地区对土地沙化的缓冲能力和抗旱能力较强。2000年、2005年、2010年和2017年VBI的均值分别为1.061、1.052、1.051、1.050, 说明在这17年间植被覆盖呈现逐渐增加的态势, 致使对沙漠化敏感性的抑制作用也逐渐增强。气候本底指数CBI的均值在2000—2017年均达到了1.398以上, 表现为气候条件整体上较为恶劣, 尤其在内蒙古阿拉善地区(图2b)。气候要素对沙漠化敏感性的影响程度相对较高。17年来, 西北干旱区地表水资源储量呈现缓慢性增加的趋势, 水文本底指数HBI在空间分布上表现为距离水资源较近的区域沙漠化敏感性较低, 反之敏感性则较高(图2c)。图2d和图2e分别为地形本底指数TBI和土壤本底指数SBI, 西北干旱区地形高低起伏、地貌类型多样, 土地沙漠化敏感性随海拔和坡度的升高而降低, 就坡向而言, 沙漠化土地分布在阳坡的比例大于阴坡; 西北干旱区的土壤受区域气候条件、植被发育与生长状况和地貌水文的影响, 其有机质含量、理化性质、砂土含量和受侵蚀程度等具有明显的差异性。在空间分布上, 均呈现为山脉和绿洲区域的地形、土壤环境优于盆地和平原区域的分布特征。

3.2 沙漠化敏感性空间分布特征

3.2.1 总体空间分布特征 图3是各年份西北干旱区沙漠化敏感性的空间分布图。结果表明, 中国西北干旱区的沙漠化敏感性在空间分布上呈现周边低、内部高、嵌套式的分布格局, 即分布在研究区周边的山脉、绿洲沙漠化敏感性最低, 随着向内部延伸, 敏感性程度逐渐增高。中度敏感区环绕着不敏感区和轻度敏感区分布, 而中度敏感区又被高度

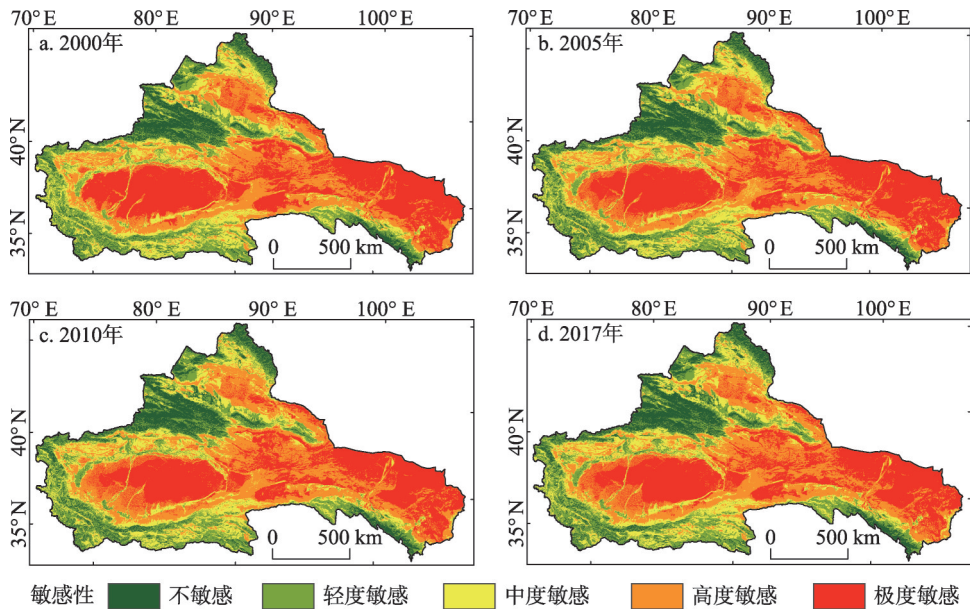
敏感和极度敏感所包围。低敏感区（包括敏感性等级为不敏感和轻度敏感）主要分布于阿尔泰山、天山、昆仑山、阿尔金山和祁连山五大山脉及周边绿洲区；高敏感区（包括敏感性等级为高度敏感和极度敏感）主要位于准噶尔盆地、塔里木盆地、内蒙古高原等大部分地区，包括塔克拉玛干沙漠、巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠腹地。通过统计不同年份各敏感性类型的面积占比，结果表明各敏感性类型面积分布差异性较大（图4）。具体而言，西北干旱区占比最大的土地面积为高敏感区，2000年、2005年、2010年和2017年面积总占比分别为55.57%、54.19%、53.35%、53.28%，总体上呈现一定的下降趋势，高度敏感区地表覆被类型主要为戈壁、盐碱地和裸土地等，植被覆盖稀疏、土壤环境较差；而极度敏感区的地表为沙土覆盖，植被覆盖度在5%以下，气候条件恶劣，土地沙化现象严重，不易发生改变。而低敏感区的面积总占比分别为26.30%、27.67%、28.74%、28.79%，总体上呈现一定的增加趋势，由于分布于山脉及绿洲区，植被长势良好，气候条件温和，水分充足，林草地覆盖率高，面对外界干扰和冲击时缓冲能力较强，不易发生沙漠化，敏感性程度较低。

3.2.2 典型区域敏感性空间分布特征 西北干旱区面积涵盖范围较大，区域沙漠化敏感性的时空分布差异显著，因此本文通过选取典型区域进行对比和分析（图5）。结果表明，在2000—2017年，位于生态功能保护区、农牧交错区、毗邻沙漠绿洲区和绿洲外围过渡区的区域沙漠化敏感性处于波动降低的趋势；而位于戈壁沙漠区的区域沙漠化敏感性基本保持稳定不变，处于高度敏感和极度敏感的水平。总体而言，对西北干旱区的生态功能保护区而言，由于政策导向，其植被、气候、土壤、水文等环境得以保护和改善，沙漠化敏感性在整体有所下降；对人类集聚和生活的农牧交错区、毗邻沙漠绿洲区，和周边的绿洲外围过渡区而言，由于近年来，人们对环境保护的高度重视和对环境保护的投入占比的增加，成为沙漠化敏感性降低的主要原因；而对于戈壁沙漠区，其沙漠化现状极其严重，气候条件恶劣，植被覆盖和



注：该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站GS(2016)2885号的标准地图制作，底图无修改。

图2 2017年西北干旱区各本底要素空间分布
Fig. 2 Spatial distribution of background elements in the arid region of Northwest China in 2017



注: 该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站GS(2016)2885号的标准地图制作, 底图无修改。

图3 西北干旱区沙漠化敏感性空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of desertification sensitivity in the arid region of Northwest China

水土保持能力极低等环境因素是导致沙漠化敏感性高居不下的主要原因。总的来看, 沙漠化敏感性在空间分布上的区域差异性显著, 高敏感区和低敏感区界限分明、分布集中。

3.3 沙漠化敏感性时间变化特征

3.3.1 不同敏感性类型转换特征

图6是对2000—2017年间各敏感性转换类型的面积统计。结果表明, 不同敏感性类型在随时间推移中, 其转换类型以稳定型占据主导地位。敏感性类型为不敏感、轻度敏感和高度敏感的区域面积总体上转入大于转出, 转换类型变化状况主要表现为增加型和波动增加型 (20.71%、12.15%、12.99%) > 减少型和波动减少型 (0.37%、10.66%、9.90%)。而中度敏感和极度敏感区域面积表现为转入小于转出, 增加型和波动增加型 (11.32%、1.91%) < 减少型和波动减少型 (12.28%、11.97%)。其中, 敏感性类型为不敏感的区域面积增加显著, 而面积显著减少区域的敏感性类型主要为极度敏感。

3.3.2 沙漠化敏感性整体转换特征

上述各敏感性类型转换特征可了解每一敏感性类型转入与转出的转移变化状况, 但是难以判断不同敏感性类型间相互转化的实际情况, 故本文通过提取沙漠化敏感性整体转移分布状况进行相关探究 (图7)。其中, 转换类型1~17的解释及含义详见表5。图8为面积统计, 结果表明, 2000—2017年间, 转换类型为1、

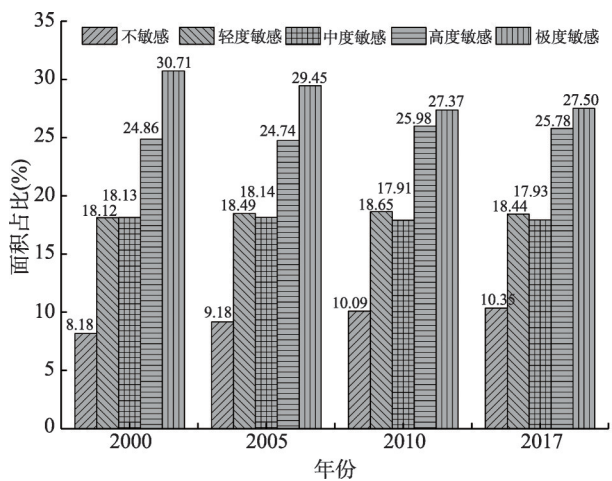
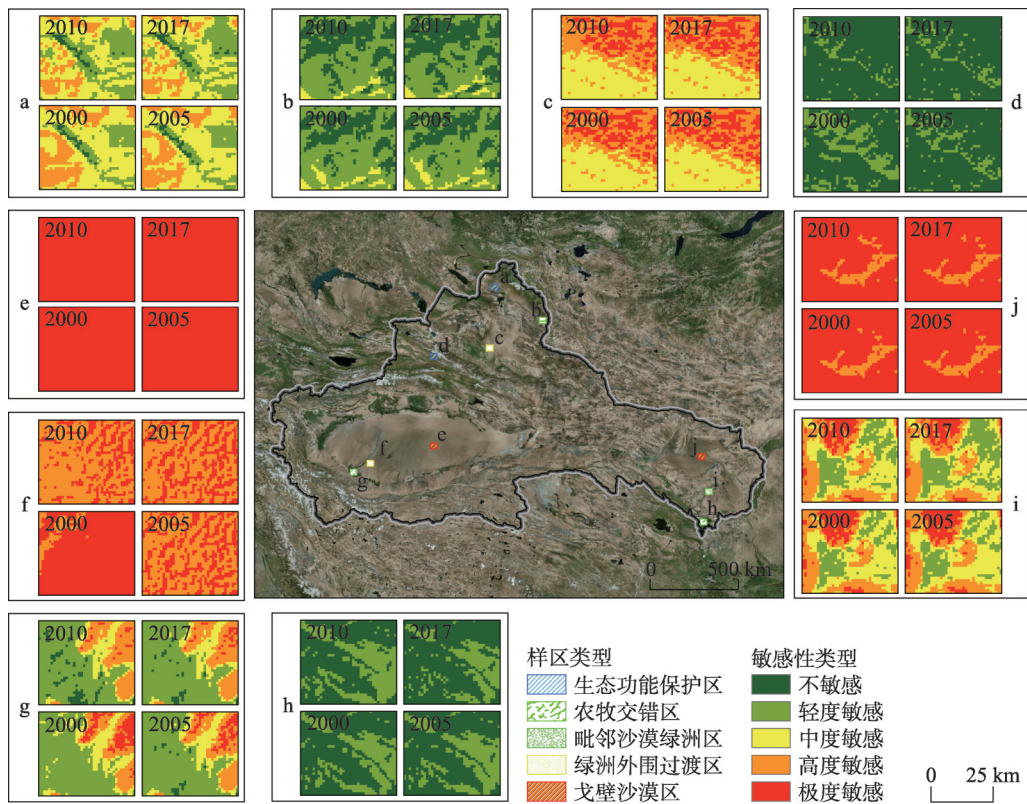


图4 西北干旱区沙漠化敏感性面积统计

Fig. 4 Area statistics of desertification sensitivity in the arid region of Northwest China



注: a、d为天山和阿尔泰山的生态功能保护区;b、h为清河县和天祝藏族自治县的农牧交错区;g、i为和田绿洲和民勤绿洲的毗邻沙漠绿洲区;c、j为塔克拉玛干沙漠和巴丹吉林沙漠的戈壁沙漠区;c、f为乌鲁木齐地区和和田地区的绿洲外围过渡区;该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站GS(2016)2885号的标准地图制作,底图无修改。

图5 2000—2017年西北干旱区典型区域空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of typical regions in the arid region of Northwest China

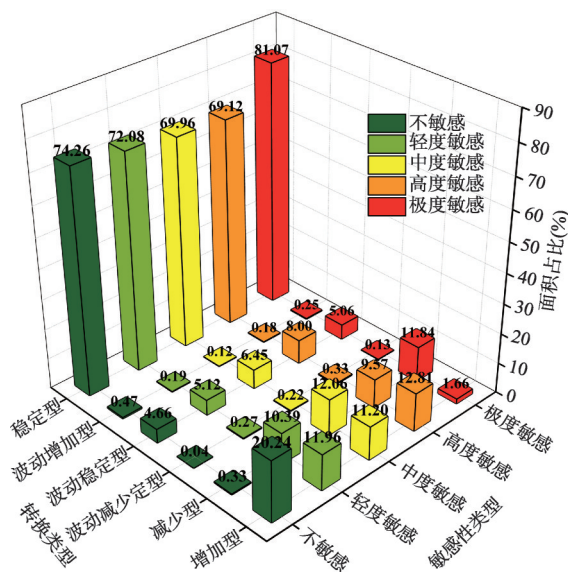


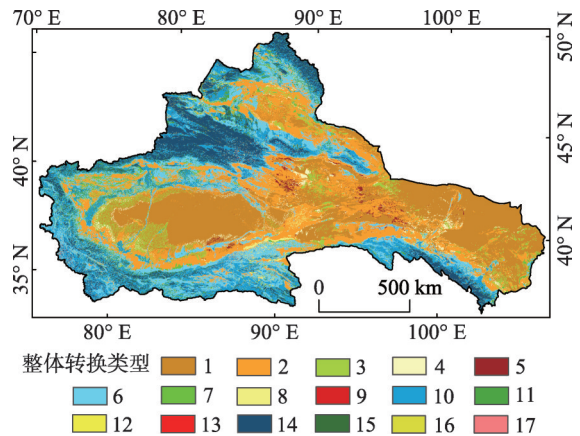
图6 西北干旱区不同沙漠化敏感性转换类型面积统计

Fig. 6 Area statistics of different conversion types of desertification sensitivity in the arid region of Northwest China

2、6、10和14的土地面积占比最大(84.81%), 这些区域的敏感性整体转换类型主要为各敏感性类型在17年间的面积未发生明显变化和转移。而西北干旱区敏感性类型相互转换的土地面积共占比为15.19%, 其中, 敏感性类型由极度敏感转化为高度敏感、高度敏感转化为中度敏感、中度敏感转化为轻度敏感、轻度敏感转化为不敏感的土地面积占比分别为3.82%、2.35%、2.55%、2.21%, 而敏感性类型从高度敏感逆转为极度敏感、中度敏感逆转为高度敏感、轻度敏感逆转为中度敏感、不敏感逆转为轻度敏感的土地面积占比分别为0.61%、0.07%、0.06%、0.04%, 西北干旱区沙漠化敏感性整体上有降低的趋势, 且整个研究区并未发生敏感性急剧升高现象。

3.4 沙漠化敏感性影响因素分析

3.4.1 内部驱动因素 本文借助地理探测器中的因子探测器模块用以探究西北干旱区内部驱动因素对沙漠化敏感性的影响作用。具体做法为: 以沙漠化敏感性指数为因变量, 土壤本底指数、地形本底指数、气候本底指数、水文本底指数和植被本底指数作为自变量, 采用自然断点法对自变量进行分层, 将数值量转化为类型量, 采用均匀取样的方式, 通过创建10 km×10 km的渔网点获取在研究区范围内足够的均匀样本点(共20918个点), 然后分别提取不同年份的因变量和自变量的值进行因子探测, 得出各变量对沙漠化敏感性的影响程度。结果表明(表6), 不同年份的各本底指数对沙漠化敏感性的影响力按 q 值大小进行排序均为: 土壤本底指数>气候本底指数>植被本底指数>水文本底指数>地形本底指数, 表明在西北干旱区, 土壤及气候因素对沙漠化敏感性的影响最大, 植被因素其次, 而水文和地形因素影响最低, 2000年、2005年、2010年和2017年的 q 值均存在不同程度的波动变化现象, 但相对重要性并未发生改变。总的来看, 对于内部各驱动因素在影响中国西北干旱区土地沙漠化的演替过程中, 土壤及气候起直接作用, 是最主要的影响因素, 而植被是改变沙漠化敏感性最活跃、最基本的因素, 高植被覆盖对敏感性起到重要的抑制作用。除此之外, 地形的分布和水文的变化对沙漠化敏感性起到一定的限制作用。



注: 该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站GS(2016) 2885号的标准地图制作, 底图无修改。

图7 西北干旱区沙漠化敏感性整体转换类型空间分布

Fig. 7 Spatial distribution of overall conversion types for desertification sensitivity in the arid region of Northwest China

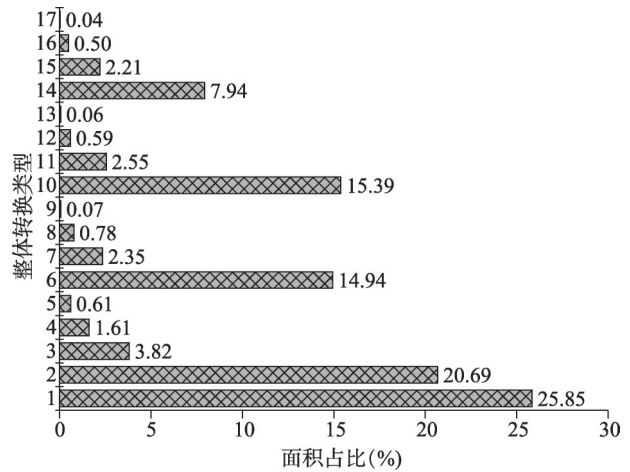


图8 西北干旱区沙漠化敏感性整体转换类型面积统计

Fig. 8 Area statistics of overall transformation types for desertification sensitivity in the arid region of Northwest China

表6 自然因素地理探测结果
Tab. 6 Geographical detector results of natural factors

本底指数	2000年		2005年		2010年		2017年	
	<i>q</i> 值	<i>p</i> 值	<i>q</i> 值	<i>p</i> 值	<i>q</i> 值	<i>p</i> 值	<i>q</i> 值	<i>p</i> 值
土壤本底指数	0.714	0.000***	0.710	0.000***	0.712	0.000***	0.715	0.000***
地形本底指数	0.311	0.000***	0.322	0.000***	0.308	0.000***	0.301	0.000***
气候本底指数	0.704	0.000***	0.710	0.000***	0.710	0.000***	0.711	0.000***
水文本底指数	0.435	0.000***	0.431	0.000***	0.433	0.000***	0.417	0.000***
植被本底指数	0.612	0.000***	0.610	0.000***	0.608	0.000***	0.609	0.000***

注：***表示通过1%显著性检验。

3.4.2 社会经济发展影响 通过统计西北干旱区各县区的人口密度、人均GDP以及沙漠化敏感性指数的均值，在SPSS 23.0中进行相关性分析。结果表明（表7），各年份人口密度与沙漠化敏感性之间的对应关系并无明显的吻合状态（相关系数 r 值在 $-0.11\sim-0.08$ 之间，未通过显著性检验）。西北干旱区面积辽阔，而人口基数较少且又相对集中，人口载荷的影响仅局限于局部地区，对于整个研究区，人口载荷的影响受制于其他因素，主要表现为人类通过活动干扰影响到居住地周边地区的环境变化，如影响植被覆盖和土地覆被等，从而导致沙漠化敏感性程度有所变化。对于人均GDP来说，随着时间的推移， r 值逐渐增大， p 值除2000年未通过显著性检验外，2005年通过5%的显著性检验，2010年和2017年均通过1%的显著性检验，说明经济发展对土地沙漠化的影响作用逐渐增加，且呈一定的正相关关系，经济水平的提高在一定程度上导致沙漠化敏感性程度升高。经济发展与土地沙漠化的相关性并不显著，说明目前经济发展对沙漠化敏感性的影响作用仅限于局部地区，并非是影响西北干旱区土地沙漠化的主要因素。

表7 社会经济因素与沙漠化敏感性指数相关性分析
Tab. 7 Correlation analysis of socio-economic factors and desertification sensitivity index

沙漠化敏感性指数	2000年		2005年		2010年		2017年	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
人口密度	-0.105	0.270	-0.107	0.261	-0.111	0.243	-0.089	0.350
人均GDP	0.135	0.155	0.217	0.021**	0.323	0.001**	0.334	0.000***

注：**表示通过5%显著性检验，***表示通过1%显著性检验。

4 讨论

4.1 沙漠化敏感性的演变机制

本文在分析中国西北干旱区2000—2017年间沙漠化敏感性变化过程的基础上，对其演变机制及影响因素进行了梳理。沙漠化形成及潜在沙漠化过程是一个受多重环境因素综合影响过程，土壤、地形、气候、水文和植被这5个方面作为影响中国西北干旱区土地沙漠化敏感性变化最为重要的因素，它们之间相互影响、彼此制约的关系是导致不同区域产生不同敏感程度的内在原因。地形起伏的复杂性和地表径流、地下水走向及储量的差异性，影响着中国西北干旱区在地理单元上气候条件、植被覆盖和土壤基质的显著分异性，形成了西北干旱区土地沙漠化敏感性独特的周边低、内部高、嵌套式的空间分布特征。中国西北干旱区土地沙漠化敏感程度的演变机制从大范围的区域视角下是由于各种环境因素长期交互影响下的产物，而从小区域范围内来说，人类的生产、生活给周边环境所带来的干扰作用是引起土地沙漠化敏感程度变化最为快速和直接的因素。

由于深居欧亚大陆腹地,来自海洋的水汽很少,夏季风难以到达,平原降水量在160 mm以下,基本上不产生地表径流,形成世界上最严酷的干旱区之一,在此气候背景下,发生微弱风化、物质移动、水力侵蚀和堆积以及广泛的风力侵蚀、搬运和堆积,逐渐形成了荒漠和部分荒漠草原。从土壤看,该区大部分土壤为栗钙土、灰钙土、风沙土和荒漠土,土质松散、颗粒微小,在长时间的风力作用下,逐渐形成土质、沙质和砾质,最终形成沙漠化。另外,植被是沙漠化敏感性最活跃、最基本的因素,以塔里木盆地东南部、柴达木盆地和河西西部为中心,植被向北、东逐渐过渡到荒漠和荒漠草原,向西与中亚地区荒漠相连,向南和西南过渡到青藏高原高寒荒漠、荒漠草原和高寒草原,这种大区域植被分布差异性与时空和地形等相互作用,共同形成了沙漠化敏感性的分布格局。此外,人类活动强度的不断增长在一定程度上加大了西北干旱地区生态环境承受能力的负荷,如过度拦水或引水、过量开采地下水等行为打破了自然界水资源原有的微弱平衡;为了当地社会经济的发展,无节制的开垦荒地、开采矿石等行为严重破坏了区域生态环境的稳定性,在长时间影响下,植被势必退化,土地沙化则进一步扩张。从目前研究结果看,中国西北干旱区沙漠化敏感性整体上仍处于较高的水平,但在政府实施一系列防风固沙、植树造林等生态恢复工程后,土地沙漠化的趋势得到很大程度遏止,总体趋势有所好转^[36],研究表明,高敏感性的土地面积在2000—2017年间减少了大约 $4.78 \times 10^4 \text{ km}^2$,这种变化现象在绿洲及其周边地区尤为明显。土地沙漠化已经给中国西北地区产生了深远影响,而沙漠化敏感性变化的机制是治理和恢复土地沙漠化的关键,需引起足够的重视。

4.2 土地沙漠化治理与恢复的相关建议

人类不仅作为土地沙漠化的受害者,在一定程度上也扮演着引发者的角色,因此在全球气候变化加强、人类活动日益显著、社会经济发展进入新常态的大背景下,中国西北干旱区土地沙漠化的环境问题依旧十分严峻,因此对未来沙漠化及沙漠化敏感性的防治应从以下几个方面入手:

(1) 阿尔泰山、天山、昆仑山、阿尔金山和祁连山五大山脉等核心区域作为西北干旱区的“生态源地”,应设立生态封育区,加强禁牧禁伐、休牧轮牧等政策,建立绿色屏障,遏止沙漠化在这些区域的扩张;

(2) 对于人类生存和发展的绿洲区,要合理配置产业结构,把握农林牧业结构,控制矿产资源开发力度,对于人口密集和经济发展较为迅速而沙漠化敏感性较高的区域注意合理分流,可适当实施生态移民政策,以推动生态—社会—经济协调可持续发展;

(3) 根据沙漠化形成的演变过程,将原生沙漠、戈壁、沙漠化土地等进行有效的区分。对于原生沙漠和戈壁来说,建立人工防风固沙林,遏止沙漠化向周边地区蔓延是沙漠化防治工作的重心。而对于受人类干扰所造成扩展的沙漠化土地,一要严格控制人类滥用土地、过度放牧、过度灌溉等行为造成土地、土壤、植被和地表径流的退化和减少现象;二要开展一系列生态恢复工程的实施,重点保持现有植被,培育防风固沙类型植被新品种,改造沙化侵蚀劣地的生态条件,注重沙化植物群落的自然演替规律,以缓解区域土地沙漠化的扩张压力。

5 结论

基于2000—2017年多源数据,通过构建“土壤—地形—水文—气候—植被”敏感性综合评价指标体系和借助空间距离模型,定量评估了中国西北干旱区沙漠化敏感性的时

空格局,并对沙漠化敏感性成因进行了分析,在一定程度上弥补了以往敏感性评价中“重评价、分区,轻动态、成因”的研究不足。主要得到以下结论:

(1) 不同影响因素间相互影响,彼此制约,共同构成中国西北干旱区沙漠化敏感性分布和本底条件。植被覆盖和地表水资源储量具有一定的增加态势,对沙漠化敏感性的抑制作用增强。西北干旱区气候条件整体上较为恶劣,干燥少雨,蒸发量大,尤其在内蒙古阿拉善地区。在空间分布上,均呈现为山脉和绿洲区域的地形、土壤环境优于盆地和平原区域的分布特征;

(2) 整体上,中国西北干旱区的沙漠化敏感性呈现周边低、内部高、嵌套式的分布格局。低敏感区(包括敏感性等级为不敏感和轻度敏感)主要分布于阿尔泰山、天山、昆仑山、阿尔金山和祁连山五大山脉及周边绿洲区,而高敏感区(包括敏感性等级为高度敏感和极度敏感)主要位于准噶尔盆地、塔里木盆地、吐鲁番盆地、内蒙古高原等大部分地区,包括塔克拉玛干沙漠、巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠腹地。局部上,沙漠化敏感性在空间分布上的区域性和空间差异性显著,高敏感区和低敏感区的界限分明、分布集中;

(3) 通过分析不同敏感性类型转换以及相互转换状况,在不同敏感性类型转换的特征中,稳定型占据主导地位,敏感性类型为不敏感的区域面积增加显著,而面积显著减少区域的敏感性类型主要为极度敏感。西北干旱区的整体转换特征表现为以各敏感性类型在17年间的面积未发生明显变化和转移为主,土地总面积占比约为84.81%,沙漠化敏感性总体上呈现一定的降低态势,说明潜在沙漠化区域逐年减少,区域沙漠化治理工作取得了一定成效;

(4) 通过对比不同影响因素对沙漠化敏感性的影响程度,在2000—2017年间,内部各驱动因素在影响中国西北干旱区土地沙漠化敏感性的演替过程中,土壤及气候起直接作用,是最主要的影响因素,植被覆盖是改变其敏感性最活跃、最基本的因素。除此之外,地形的分布和水文的变化对沙漠化敏感性起到一定的限制作用;而社会经济因素对沙漠化敏感性的影响表现为经济发展对沙漠化敏感性起促进作用,影响逐渐增强,人口载荷的影响仅限于局部地区,并受制于其他因素影响。

总的来看,中国西北干旱区的沙漠化敏感性仍处于较高的水平,土地沙漠化治理仍然任重而道远。对于敏感性有所增高的区域,要有所警惕和施以措施进行相关治理以遏止沙漠化继续恶化;而对于沙漠化敏感性有所降低的区域要继续保持并维持当地的治理模式。本文探究沙漠化敏感性的整体思路可以为西北干旱区或者其他区域沙漠化防治提供一定的参考价值和决策依据。

参考文献(References)

- [1] Wang Tao, Zhu Zhenda. Study on sandy desertification in China: Definition of sandy desertification and its connotation. *Journal of Desert Research*, 2003, 23(3): 209-214. [王涛,朱震达.我国沙漠化研究的若干问题—沙漠化的概念及其内涵. *中国沙漠*, 2003, 23(3): 209-214.]
- [2] UN. United Nations Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. Combat Desertification Office of Ministry of Forestry in the People's Republic of China, trans. Beijing: China Forestry Publishing House, 1994. [UN. 联合国关于在发生严重干旱和/或沙漠化的国家特别是在非洲防治沙漠化的公约. 中华人民共和国林业部防治沙漠化办公室,译.北京:中国林业出版社,1994.]
- [3] Zhu Zhenda. Fragile ecological zones and land desertification in China. *Journal of Desert Research*, 1991, 11(4): 11-22. [朱震达.中国的脆弱生态带与土地荒漠化. *中国沙漠*, 1991, 11(4): 11-22.]
- [4] Sterk G, Boardman J, Verdoodt A. Desertification: History, causes and options for its control. *Land Degradation & Development*, 2016, 27(8): 1783-1787.

- [5] Symeonakis E, Karathanasis N, Koukoulas S, et al. Monitoring sensitivity to land degradation and desertification with the environmentally sensitive area index: The case of Lesvos Island. *Land Degradation & Development*, 2016, 27(6): 1562-1573.
- [6] Karamesouti M, Panagos P, Kosmas C. Model-based spatio-temporal analysis of land desertification risk in Greece. *Catena*, 2018, 167: 266-275.
- [7] Tian Lu, Qiu Sijing, Peng Jian, et al. Desertification sensitivity evaluation in Inner Mongolia Autonomous Region based on PSR framework. *Progress in Geography*, 2018, 37(12): 1682-1692. [田璐, 邱思静, 彭建, 等. 基于PSR框架的内蒙古自治区沙漠化敏感性评估. *地理科学进展*, 2018, 37(12): 1682-1692.]
- [8] Salvati L, Bajocco S. Validation of MEDALUS fire risk index using forest fires statistics through a multivariate approach. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 365-369.
- [9] Zhao Mingyue, Zhao Wenwu, Jin Ting, et al. Land desertification sensitivity evaluation in Qinghai Lake Basin. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2012, 28(32): 237-242. [赵明月, 赵文武, 靳婷, 等. 青海湖流域土地沙漠化敏感性评价. *中国农学通报*, 2012, 28(32): 237-242.]
- [10] Wang Yuehui, Zhang Linbo, Guo Yang, et al. Analysis of spatiotemporal pattern and tendency of land desertification sensitivity in six provinces of China. *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, 21(5): 132-137. [王跃辉, 张林波, 郭杨, 等. 中国六省土地沙漠化敏感性时空格局与趋势分析. *水土保持研究*, 2014, 21(5): 132-137.]
- [11] Sun Binfeng, Wang Xiaoke. On assessment of sandy desertification sensitivity in Xinjiang. *Journal of Southwest China Normal University (Natural Science Edition)*, 2015, 40(7): 108-112. [孙滨峰, 王效科. 新疆沙漠化敏感性评价研究. *西南师范大学学报(自然科学版)*, 2015, 40(7): 108-112.]
- [12] Chen Dongdong, Zhao Jun. Spatial and temporal characteristics of lake changes in arid areas of northwest China. *Remote Sensing Technology and Application*, 2017, 32(6): 1114-1125. [陈栋栋, 赵军. 我国西北干旱区湖泊变化时空特征. *遥感技术与应用*, 2017, 32(6): 1114-1125.]
- [13] Zhou Dan, Shen Yanjun, Chen Yaning, et al. Estimation of ecological water requirement of desert vegetation in the arid region of northwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(3): 670-680. [周丹, 沈彦俊, 陈亚宁, 等. 西北干旱区荒漠植被生态需水量估算. *生态学杂志*, 2015, 34(3): 670-680.]
- [14] Wei Xiaoxu, Zhao Jun, Wei Wei, et al. Coordinated development of ecological-economic system and spatial evolution based on county unit in China. *Progress in Geography*, 2014, 33(11): 1535-1545. [魏晓旭, 赵军, 魏伟, 等. 基于县域单元的中国生态经济系统协调度及空间演化. *地理科学进展*, 2014, 33(11): 1535-1545.]
- [15] Cui Buli, Li Xiaoyan, Jiang Guanghui, et al. Study on land use/cover in mountain area based on the DEM: Taking the Qinghai Lake Basin as an example. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(5): 871-880. [崔步礼, 李小雁, 姜广辉, 等. 基于DEM的山地丘陵区土地利用/覆被研究: 以青海湖流域为例. *自然资源学报*, 2011, 26(5): 871-880.]
- [16] Duan Hanchen, Xue Xian. Spatio-temporal distribution of aeolian desertification in Horqin Sandy Land based on DEM. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2018, 32(8): 74-79. [段翰晨, 薛娴. 基于DEM的科尔沁沙地沙漠化土地时空分布特征. *干旱区资源与环境*, 2018, 32(8): 74-79.]
- [17] Wang Ya, Zhou Lihua, Wei Xuan. An evaluation index system of vulnerability of the desertification reversion process based on the socio-ecological systems theory. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(3): 829-840. [王娅, 周立华, 魏轩. 基于社会—生态系统的沙漠化逆转过程脆弱性评价指标体系. *生态学报*, 2018, 38(3): 829-840.]
- [18] Liu L Y, Li X Y, Shi P, et al. Wind erodibility of major soils in the farming-pastoral ecotone of China. *Journal of Arid Environments*, 2007, 68(4): 611-623.
- [19] Zhou Kan, Fan Jie, Wang Yafei, et al. Evaluation of water resources carrying capacity and its guidelines for spatial planning in arid and semi-arid region: A case in Xiji-Haiyuan-Guyuan area of Ningxia. *Scientia Geographica Sinica*, 2019, 39(2): 232-241. [周侃, 樊杰, 王亚飞, 等. 干旱半干旱区水资源承载力评价及空间规划指引: 以宁夏西海固地区为例. *地理科学*, 2019, 39(2): 232-241.]
- [20] Wei Wei. Land use optimal allocation based on CLUE-S and MCR model in Shiyang River Basin [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2018. [魏伟. 基于CLUE-S和MCR模型的石羊河流域土地利用空间优化配置研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2018.]
- [21] Zhang Xinshi. Principles and optimal models for development of Maowusu Sandy Grassland. *Acta Phytocologica Sinica*, 1994, 18(1): 1-16. [张新时. 毛乌素沙地的生态背景及其草地建设的原则与优化模式. *植物生态学报*, 1994, 18(1): 1-16.]
- [22] Xu D, You X, Xia C. Assessing the spatial-temporal pattern and evolution of areas sensitive to land desertification in north China. *Ecological Indicators*, 2019, 97: 150-158.

- [23] Zhai Renjian. Research on automated matching methods for multi-scale vector spatial data based on global consistency evaluation [D]. Zhengzhou: Information Engineering University, 2011. [翟仁健. 基于全局一致性评价的多尺度矢量空间数据匹配方法研究 [D]. 郑州: 解放军信息工程大学, 2011.]
- [24] Bi Jingxue, Zhen Jie, Wang Yunjia, et al. The method of enhanced gaussian function weighted KNN indoor positioning. *Bulletin of Surveying and Mapping*, 2017(6): 9-12. [毕京学, 甄杰, 汪云甲, 等. 高斯函数定权的改进KNN室内定位方法. *测绘通报*, 2017(6): 9-12.]
- [25] Mesquita D P P, Gomes J P P, Júnior A H S, et al. Euclidean distance estimation in incomplete datasets. *Neurocomputing*. 2017, 248: 11-18.
- [26] Amani M, Salehi B, Mahdavi S, et al. Temperature-vegetation-soil moisture dryness index (TVMDI). *Remote Sensing of Environment*, 2017, 197: 1-14.
- [27] Yang Shiqi. A case study of a novel sustainable agricultural development evaluation method based on Euclidean distance theory. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(11): 3840-3848. [杨世琦. 基于欧氏距离的农业可持续发展评价理论构建与实例验证. *生态学报*, 2017, 37(11): 3840-3848.]
- [28] Shi San'e, Wei Wei, Yang Dong, et al. Spatial and temporal evolution of eco-environmental quality in the oasis of Shiyang River Basin based on RSEDI. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(4): 1152-1163. [石三娥, 魏伟, 杨东, 等. 基于RSEDI的石羊河流域绿洲区生态环境质量时空演变. *生态学杂志*, 2018, 37(4): 1152-1163.]
- [29] Wei W, Guo Z C, Xie B B, et al. Spatiotemporal evolution of environment based on integrated remote sensing indexes in arid inland river basin in northwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(13): 13062-13084.
- [30] Zhu Dayun, Xiong Kangning, Xiao Hua, et al. Comparison of rocky desertification detection ability of GF-1 and Landsat-OLI based on vegetation index. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(11): 1949-1957. [朱大运, 熊康宁, 肖华, 等. 基于植被指数的GF-1与Landsat-OLI石漠化识别能力对比评价. *自然资源学报*, 2016, 31(11): 1949-1957.]
- [31] 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.]
- [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.]
- [33] Zhao Xiaofeng, Li Yaya, Zhao Yuntai, et al. Spatiotemporal differences and driving factors of land development degree in China based on geographical detector. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(11): 2425-2433. [赵小凤, 李娅娅, 赵云泰, 等. 基于地理探测器的土地开发度时空差异及其驱动因素. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(11): 2425-2433.]
- [34] Wang Guoxia, Li Man. The spatial interaction between inter-provincial migration and manufacturing industry transfer. *Scientia Geographica Sinica*, 2019, 39(2): 183-194. [王国霞, 李曼. 省际人口迁移与制造业转移空间交互响应研究. *地理科学*, 2019, 39(2): 183-194.]
- [35] Ma Yong, Tong Yun, Ren Jie, et al. Spatial-temporal pattern and driving factors of public participation in environmental regulation: Taking the Yangtze River Economic Belt as an example. *Scientia Geographica Sinica*, 2018, 38 (11): 1799-1808. [马勇, 童昀, 任洁, 等. 公众参与型环境规制的时空格局及驱动因子研究: 以长江经济带为例. *地理科学*, 2018, 38(11): 1799-1808.]
- [36] Wang Xiaofeng, Zhang Mingming, Yin Lichang, et al. Study on the driving factors in desertification process in arid and semi-arid region of China from 2000 to 2015. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(5): 948-957. [王晓峰, 张明明, 尹礼唱, 等. 2000—2015年中国干旱半干旱地区沙漠化进程驱动力研究. *生态环境学报*, 2019, 28(5): 948-957.]

Spatiotemporal changes of land desertification sensitivity in the arid region of Northwest China

GUO Zecheng¹, WEI Wei¹, SHI Peiji¹, ZHOU Liang^{2,3}, WANG Xufeng⁴,
LI Zhenya¹, PANG Sufei¹, XIE Binbin⁵

(1. College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China;
2. Faculty of Geomatics, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 3. State Key Laboratory of Resources
and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS,
Beijing 100101, China; 4. Key Laboratory of Ecohydrology of In-land River Basin/Gansu Qilian Mountains
Ecological Research Center, Northwest Institute of Eco-environment and Resources, CAS, Lanzhou 730000, China;
5. School of Urban Economics and Tourism Culture, Lanzhou City University, Lanzhou 730070, China)

Abstract: The sensitivity assessment of land desertification is one of important contents of monitoring, preventing and controlling desertification. This paper took the arid region of Northwest China as the study area. Based on the RS and spatial analysis technology of GIS, we built a comprehensive index system of desertification sensitivity for evaluation on "soil-terrain-hydrology-climate-vegetation". The spatial distance model (SDM) was used to calculate the desertification sensitivity index (DSI). Then, spatiotemporal change of land desertification sensitivity in the study area covering 2000, 2005, 2010 and 2017 was quantitatively assessed. On this basis, the main driving factors were analyzed by using the geographic detector. The results showed that: (1) terrain, soil, climate, vegetation and hydrology affected each other, which were the basic conditions for the distribution and changes of sensitivity to desertification in the study area. (2) On the whole, the desertification sensitivity showed a distribution pattern of low around and high inside. The low sensitivity regions were mainly distributed in the five major mountain ranges (i.e. Altai Mountains, Tianshan Mountains, Kunlun Mountains, Altun Mountains and Qilian Mountains), and Junggar Basin, Tarim Basin and Inner Mongolian Plateau belonged to the high sensitivity regions, including the back-land of Taklamakan Desert, Badain Jaran Desert and Tengger Desert. Besides, the spatial distribution of desertification sensitivity had obvious regionality, and high and low sensitivity regions had clear boundary and concentrated distribution. (3) In terms of spatiotemporal evolution, changes of desertification sensitivity since 2000 was mainly stable type, and the overall sensitivity showed a slow decrease trend, indicating that the potential desertification regions decreased year by year and some achievements had been made in the control of regional desertification. (4) Among the driving factors affecting study area, soil and climate played a direct role, which were the most important influencing factors, and vegetation was the most active and basic factor that changed desertification sensitivity. In addition, topography and hydrology played a role in restricting the changes of desertification sensitivity, while socio-economic factors were affecting the regional desertification sensitivity, and their effects were gradually strengthened. In general, desertification has been effectively controlled in the study area, and positive results have been achieved in desertification control. However, against the backdrop of intensified global climate change and new normal of socio-economic development, the monitoring, assessment and control of desertification in China still have a long way to go.

Keywords: desertification sensitivity; spatiotemporal change; geographic detector; GIS; arid region of Northwest China