

DOI: 10.5846/stxb202101130132

王鹤松, 何敏, 闫薇, 艾金龙, 褚建民. 基于遥感总初级生产力的天山-塔里木绿洲地区生态系统脆弱性研究. 生态学报, 2021, 41(24): 9729-9737.

Wang H S, He M, Yan W, Ai J L, Chu J M. Ecosystem vulnerability in the Tianshan Mountains and Tarim Oasis based on remote sensed gross primary productivity. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(24): 9729-9737.

基于遥感总初级生产力的天山-塔里木绿洲地区生态系统脆弱性研究

王鹤松^{1,*}, 何 敏¹, 闫 薇¹, 艾金龙², 褚建民³

1 北京林业大学, 生态与自然保护学院, 北京 100083

2 益阳职业技术学院, 生物与信息工程系, 益阳 413049

3 中国林业科学研究院林业研究所, 国家林业和草原局林木培育重点实验室, 北京 100091

摘要: 生态系统的脆弱性是全球气候变化与可持续发展研究的核心问题, 测定与评价脆弱性对认识生态系统的结构与功能至关重要。天山-塔里木绿洲地区包含着山地、荒漠和绿洲等多种类型的生态系统, 存在着多个不同生态类型的交界过渡区。为定量评价该地区生态脆弱性, 以植被总初级生产力这一生态系统重要的功能性指标为基础, 对该地区生态系统脆弱性进行了计算和分级(不脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱和极度脆弱), 并对研究区生态系统脆弱性的空间分布特征及其与环境因子的关系进行了分析与讨论。结果表明: (1) 研究区生态系统脆弱性总体上表现出明显的空间分化格局, 以中度和重度脆弱为主, 极度脆弱的地区主要分布在南部的塔里木绿洲。(2) 生态系统脆弱等级大体上随着区域内多年平均温度的升高而升高。受地表水灌溉的影响, 生态系统脆弱性与降水量间并无明显趋势性规律。(3) 研究区的生态系统脆弱等级随着区域内的平均海拔以及平均坡度的升高都呈现下降的趋势。受自然条件恶劣、过度放牧以及农田过度开垦的影响, 目前该地区总体呈现脆弱性严重的状态。研究表明该地区应积极开展生态治理工作, 合理规划生态功能关键区, 保护好现有草原和湿地等易开垦地区, 划定绿洲开发范围的“红线”, 限制农田的开垦, 协调好塔里木河流域的水资源分配。研究为使用卫星遥感数据研究生态系统脆弱性提供了方法上的参考, 为可持续发展和生态治理提供了科学依据。

关键词: 天山; 塔里木绿洲; 生态过渡带; 生态系统脆弱性; 总初级生产力

Ecosystem vulnerability in the Tianshan Mountains and Tarim Oasis based on remote sensed gross primary productivity

WANG Hesong^{1,*}, HE Min¹, YAN Wei¹, AI Jinlong², CHU Jianmin³

1 College of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

2 Department of Biology and Information Engineering, Yiyang Vocational and Technical College, Yiyang 413049, China

3 Key Laboratory of Tree Breeding and Cultivation, National Forestry and Grassland Administration, Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

Abstract: Ecosystem vulnerability is a core issue of global climate change and sustainable development research. Measuring and evaluating of vulnerability are essential for understanding the structure and function of ecosystems. Tianshan-Tarim Oasis contains multiple types of ecosystems such as mountain, desert and oasis, and there are many ecotones between different ecological types. Gross primary productivity (GPP) of vegetation, which is the total amount of carbon uptake by vegetation photosynthesis, is an important functional indicator of terrestrial ecosystem. GPP is not only an important index to

基金项目: 国家重点研发计划项目(2020YFA0608103-02); 国家重点基础研究发展计划项目(2014CB954204); 湖南省自然科学基金青年基金项目(2020JJ5557)

收稿日期: 2021-01-13; **网络出版日期:** 2021-08-04

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wanghs@bjfu.edu.cn

measure the health status of ecosystem, but also a result of comprehensive effects of the environmental limiting factors on ecosystem. The fluctuation of vegetation productivity can also be used as an indicator to measure the vulnerability of ecosystem. In this study, GPP products with a spatial resolution of 1 km retrieved from Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) were chosen to calculate and evaluate the ecosystem vulnerability of the study area. Based on vegetation productivity, the vulnerability of the study area is calculated and classified into not vulnerable, mild vulnerable, moderate vulnerable, severe vulnerable, and extreme vulnerable. The spatial distribution characteristics of ecosystem vulnerability and its relationship with environmental factors were also analyzed and discussed. The results showed that: (1) the ecosystem vulnerability of the study area presented an obvious spatial differentiation pattern on the whole, with moderate and severe vulnerability as the main feature, and the extremely vulnerable areas were mainly distributed in the southern Tarim Oasis; (2) the vulnerability of the ecosystem generally increased with the rise of the mean annual temperature in the region. Affected by surface water irrigation, there was no obvious trend between ecosystem vulnerability and precipitation; (3) the vulnerability of the ecosystem in the study area indicated a downward trend with the increase of the average altitude and the average slope in the area. Due to harshly natural conditions, overgrazing and over-exploitation of farmland, the area currently showed a state of serious vulnerability. Therefore, the ecological governance should be actively carried out, the key areas of ecological functions should be rationally planned, grassland, wetland and other easy-to-reclaim areas should be protected, the red line of the scope of oasis development should be delineated, farmland reclamation should be restricted, and the distribution of water resources in the Tarim River Basin should be coordinated. This study provides a methodological reference for using satellite remote sensing data to study the vulnerability of ecosystems, and provides a scientific evidence for sustainable development and ecological governance.

Key Words: Tianshan Mountains; Tarim Oasis; ecotone; ecosystem vulnerability; gross primary productivity

生态系统的脆弱性是指系统受到外界干扰后所表现出的敏感反应和自我恢复能力^[1-2]。脆弱性包括了敏感性和适应性两方面,其中敏感性是指系统受气候变化或其它外界扰动影响的程度,适应性是指系统在新条件下的修复与适应能力^[3-4]。在气候变化与人类活动的共同影响下,定量识别生态系统脆弱性的关键区、开展生态系统脆弱性研究对认识生态系统的结构与功能至关重要,既是全球气候变化和可持续发展研究的核心问题^[5-6],也是制定生态环境整治政策的重要依据^[7]。

评判生态系统脆弱性的指标主要包括:水文、气候、地形地貌以及植被状态等^[8-9]。植被生产力既是衡量生态系统健康状态的重要依据,又是上述外界驱动因子对生态系统作用的综合体现,植被生产力的波动也可作为衡量依据判断生态系统的脆弱程度。因此,本研究选取植被生产力作为生态系统脆弱性的评价指标。基于植被生产力,国内外学者使用植被总初级生产力(GPP)、净初级生产力(NPP)以及表征植被生长状况的归一化植被指数(NDVI)开展了大量研究。van Minnen 等^[10]以 NPP 的变化作为生态系统对气候变化响应指标,发现约有 80% 的 NPP 数值在多年平均值 $\pm 10\%$ 之间波动。据此以多年平均 NPP 的 10%为梯度对系统的脆弱性进行了划分。Ciais 等^[11]基于生态系统的 GPP,采用模型模拟和涡动相关观测相结合的方法,研究了 2003 年干旱对欧洲大陆各生态系统的影响。苑全治等^[12]利用动态植被模型 IBIS 模拟了 1961—2010 年中国潜在植被 NPP 的动态变化,以标准年的潜在植被 NPP 作为评价基准,判断并分析了气候变化背景下植被的脆弱性。於琍等^[13]基于生态系统过程模型的动态模拟,以夏季生态系统 NPP 的年际波动情况表征系统对极端降水的敏感性,以 NPP 年际波动的变化趋势表征系统对极端降水的适应性,评估了长江中下游地区生态系统对极端降水事件的脆弱性。段士中^[14]以 NDVI 的年际波动情况来表征敏感性,NDVI 变率的变化趋势来表征适应性,对四川省生态系统脆弱性的区域分布和脆弱性状况开展了研究。何敏等^[15]基于生态系统 GPP 计算并分析了西南地区生态系统脆弱性的空间分布格局。王春雨等^[16]基于 NDVI 数据分时段地分析了印度、孟加拉和缅甸的农田生态系统脆弱性的空间格局变化及其受气候变化的影响。

天山是重要的水源涵养地,新疆地表水资源的一半发源于此^[17]。塔里木河流域是我国重要的农业、能源基地^[18-19]。同时,塔里木绿洲也是阻挡塔克拉玛干沙漠风沙侵袭的重要生态屏障^[20-21]。天山与塔里木河流域存在着山地、荒漠以及绿洲等多种生态类型,这些不同类型的生态系统间交互的界面构成了多个抗干扰能力弱、对气候变化敏感的生态过渡带。该地区由于植被退化、沙漠扩张以及水资源过度使用,致使生态环境日趋恶化并制约着社会经济和生态环境的可持续发展^[22-23]。在该地区开展生态系统脆弱性研究,认识脆弱性的空间分布特征,对保障区域生态安全、合理调配与管理水资源具有重要的现实意义。

本研究从植被总初级生产力这一生态系统功能指标出发,评估天山-塔里木河绿洲地区生态系统脆弱性的空间格局,进而分析气候、地形以及人类活动对生态系统脆弱性空间分布的影响,以期提高生态系统对气候变化以及人类活动的适应能力并为脆弱区的生态修复和区域可持续发展政策的制定提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究区在海拔上北高南低,由天山山脉的南端和塔里木河流域北部的绿洲区构成(20°53′—36°29′N,83°52′—112°03′E),包括了我国新疆的巴音郭楞蒙古自治州、吐鲁番地区、伊犁哈萨克自治州和阿克苏地区。该区地貌类型多样,包括了天山、塔里木盆地、塔克拉玛干沙漠、塔里木河流域和吐鲁番盆地等。主要植被类型有草地、农田、灌丛、疏林草原和林地。研究区降水少、夏季气温高,气候类型为温带大陆性气候。该地区多年平均降水量为 179.88 mm,空间变化范围在 17—502 mm 之间,分布上表现出北多南少,西多东少的特征。

1.2 数据来源与方法

1.2.1 数据来源

本研究选取 2000—2014 年 MODIS 植被总初级生产力(GPP)产品(第 5.5 版),空间分辨率为 1 km。数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)空间分布数据来自中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>),空间分辨率为 90 m。土地覆盖综合数据集(Land-Use and Land-Cover Change, LUCC)为 MCD12Q1 产品(第六版),空间分辨率为 500 m。从国家青藏高原科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn/>)获取中国区域地面气象要素数据集(China Meteorological Forcing Dataset)中的温度和降雨量数据,空间分辨率为 0.1°。

1.2.2 遥感数据处理

为方便分析气候、植被类型、海拔和坡度等因子与脆弱性的空间关系,将上述数据利用双线性插值法进行投影转换和重采样处理,使空间分辨率与 GPP 产品保持一致。根据 MCD12Q1 数据集,将研究区土地覆盖类型分为林地、灌丛和疏林草原、草地、农田、裸地和其它共 6 类。本文所指的林地包括常绿针叶林、常绿阔叶林、落叶针叶林、落叶阔叶林和混交林,草地包括典型草原和草甸草原,其它包括了永久湿地、城市和建筑、冰雪和水体。

1.2.3 脆弱性的计算

生态系统敏感性被定义为生态系统对气候变化或其它扰动的响应程度,可由生态系统功能特征量的年际波动情况来表示^[24-27]。本研究以 GPP 作为生态系统功能特征量,敏感性由 2000 年至 2014 年 GPP 的年际波动情况来表示,反映了 GPP 对于平均值的离散程度。计算公式为:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n |F_i - \bar{F}|}{\bar{F}} \quad (1)$$

式中, i 表示第 i 年(n 为 15); F_i 表示 GPP 在第 i 个时间段的值; \bar{F} 表示 GPP 在 n 时段的平均值; S 表示 GPP 的变率,即生态系统敏感性。

适应性是指生态系统在面对气候变化或其它扰动时保持和恢复其结构的能力,本研究中的适应性由 2000 年至 2014 年 GPP 年际变率的线性拟合趋势线的斜率来表示^[24-27]:

$$y = Ax + B \quad (2)$$

根据式(2),为了得到上述拟合直线的斜率 A 推算得到下式:

$$A = \frac{n \sum xy - (\sum x)(\sum y)}{n \sum x^2 - (\sum x)^2} \quad (3)$$

式中, x 为 GPP 的年际变率,即每年 GPP 的绝对变化量,是由每年的 GPP 值减去 2000 到 2014 年的 GPP 平均值。 y 为生态系统时间序列,是指自然数 1,2,3 等,对应着 2000 年到 2014 年的年份; A 为数据组 y 和 x 的回归斜率,是 GPP 变率的变化趋势,即生态系统适应性, B 为截距。

根据式(1)和式(3)得到的敏感性和适应性的结果未必在同一量纲,故分别对它们的计算结果进行标准化后,再进行脆弱性的计算,这有利于分析脆弱性的地区差异^[14],脆弱性公式可以用数学形式表达为:

$$V = S' - A' \quad (4)$$

式中, V 为生态系统的脆弱性; S' 为系统的敏感性; A' 为系统的适应性。

1.2.4 脆弱性指标分级

自然断点法是一种系统聚类分析的方法,利用统计学的 Jenk 最优化法推导出最适合的分界点,对相似值进行分组,使得各个类别之间差异最大化,内部方差之和最小^[28]。该方法出发点是研究对象之间可能存在的相似性和亲疏关系,根据研究对象之间各种特征标志的相似程度或相关程度的大小,将它们进行分组归类。本研究采用自然断点分类方法^[29]将脆弱性从轻到重划分为 5 级,即:不脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱和极度脆弱。

2 结果与分析

2.1 脆弱性的分布特征与空间格局

研究区生态系统脆弱性总体上表现出明显的空间分化格局,位于南部的塔里木绿洲的极度脆弱地区面积比天山更大,研究区大部分以中度和重度脆弱为主,二者共占区域总面积的 80%(图 1)。具体来说,脆弱度的平均值为 0.14,最小数值为 -0.94,最大数值为 1,说明研究区内脆弱程度差别较大。根据自然断点法将生态

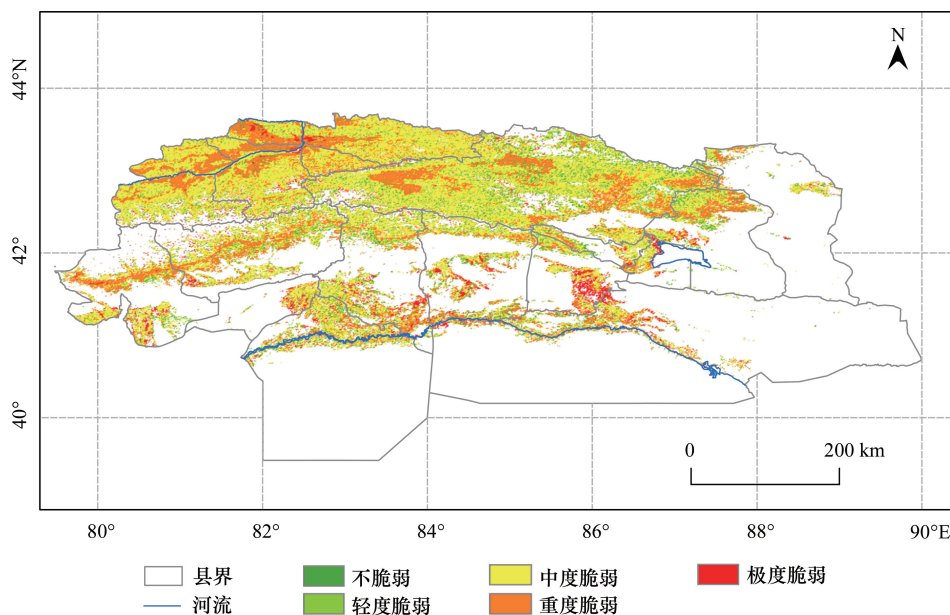


图 1 研究区生态系统脆弱等级的空间分布

Fig.1 Spatial distribution of different vulnerable levels over the study area

脆弱性评价结果分为 5 级,即不脆弱($-0.94—0.51$)、轻度脆弱($-0.51—0.05$)、中度脆弱($-0.05—0.27$)、重度脆弱($0.27—0.58$)和极度脆弱($0.58—1$)。研究区的主要植被类型为草地和农田,此外还包括林地、灌丛以及裸地等(图 2)。在海拔较高的地区主要分布着草地和林地,农田则主要分布在海拔较低的山谷以及塔里木河流域的绿洲地区。

不脆弱的区域以草地和裸地为主,二者几乎各占一半(表 1),呈零星分布,约占区域总面积的 6%。轻度脆弱的区域,主要分布在天山南麓,约占区域面积的 17%。中度脆弱性区域广泛分布在研究区各处,以草地(65.02%)和农田(24.84%)为主。重度脆弱区集中分布在河谷的草地以及绿洲农田,包括天山一带的特克斯河谷以及和硕县附近,呈斑块状分布,类型集中在草地上,为 71.29%;之后是农田和裸地,分别占 13.55%和 11.81%。极度脆弱的区域面积较小,占整个研究区的 4%,集中在库尔勒市和博斯腾湖附近的农田和草地。

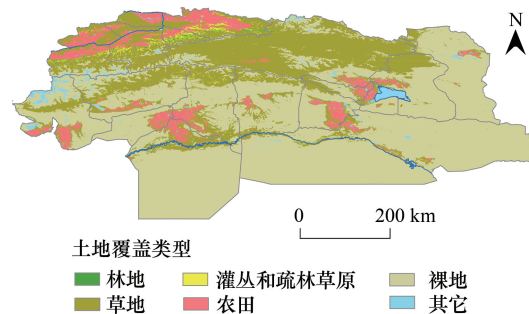


图 2 研究区的土地覆盖类型空间分布

Fig.2 Spatial distribution of land cover types over the study area

表 1 各脆弱等级下不同土地覆盖类型的面积与百分比

Table 1 Areas and percentages of different land cover types for each vulnerability level

土地覆盖类型 Land cover types	脆弱等级 Level of vulnerability									
	不脆弱 Not vulnerable		轻度脆弱 Mild vulnerable		中度脆弱 Moderate vulnerable		重度脆弱 Severe vulnerable		极度脆弱 Extreme vulnerable	
	面积 Area/km ²	%	面积 Area/km ²	%	面积 Area/km ²	%	面积 Area/km ²	%	面积 Area/km ²	%
林地 Woodland	0	0	73	0.07	2823	1.05	1107	0.68	0	0
灌丛和疏林草原 Shrublands and savannas	19	0.05	420	0.42	7852	2.91	3530	2.16	20	0.1
草地 Grassland	19187	51.74	70583	70.12	175219	65.02	116396	71.29	10865	52
农田 Cropland	125	0.34	10411	10.34	66936	24.84	22131	13.55	5058	24.21
裸地 Barren	17713	47.76	18735	18.61	14699	5.45	19276	11.81	4484	21.46
其它 Others	41	0.11	442	0.44	1939	0.72	836	0.51	466	2.23

研究区主要植被类型的脆弱性都以中度脆弱为主(表 2),其次为重度脆弱。草地在研究区面积最大,中度脆弱的比重在所有植被中最低(44.67%),且更多地偏向于重度(29.67%)。中度和重度脆弱区占据了农田的大部分面积,分别达到了 63.96%和 21.15%,农田极度脆弱的比例是所有植被类型中最高的,达到 4.83%。灌丛和疏林草原以及林地在研究区的面积相对较小,超过三分之二的区域属于中度脆弱区,另有接近 30%的区域属于重度脆弱区。

2.2 脆弱性对气温和降水的响应

热量和水分对生态系统的脆弱程度起着至关重要的作用。从空间分布来看,研究区生态系统脆弱性大体上随着区域内的多年平均温度的升高而升高(图 3、4)。温度高的地区主要分布在研究区南部的塔里木河绿洲区,在该地区温度并不是限制因子,反而由于夏季温度过高,加剧了水分的消耗,生态系统的脆弱程度随之增加。而在天山由于夏季较低的气温有助于降低潜在蒸发量并提高相对湿度,对植被生长起到了改善的作用,因此脆弱性较低。从降水来看,海拔更高的天山地区降水量明显高于塔里木河流域地区,但整个研究区的生态系统脆弱性与降水量之间并无明显趋势性规律(图 5、6)。

表 2 各土地覆盖类型下不同脆弱等级的面积与百分比

Table 2 Areas and percentages of different vulnerability levels for each land cover type

脆弱等级 Levels of vulnerability	土地覆盖类型 Land cover types											
	林地 Woodland		灌木和疏林草原 Shrublands and savannas		草地 Grassland		农田 Cropland		裸地 Barren		其它 Others	
	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%
不脆弱 Not vulnerable	0	0.00	19	0.16	19187	4.89	125	0.12	17713	23.65	41	1.10
轻度脆弱 Mildvulnerable	73	1.82	420	3.55	70583	17.99	10411	9.95	18735	25.01	442	11.87
中度脆弱 Moderate vulnerable	2823	70.52	7852	66.31	175219	44.67	66936	63.96	14699	19.62	1939	52.07
重度脆弱 Severe vulnerable	1107	27.65	3530	29.81	116396	29.67	22131	21.15	19276	25.73	836	22.45
极度脆弱 Extreme vulnerable	0	0.00	20	0.17	10865	2.77	5058	4.83	4484	5.99	466	12.51
总计 Sum	4003	100.00	11841	100.00	392250	100.00	104661	100.00	74907	100.00	3724	100.00

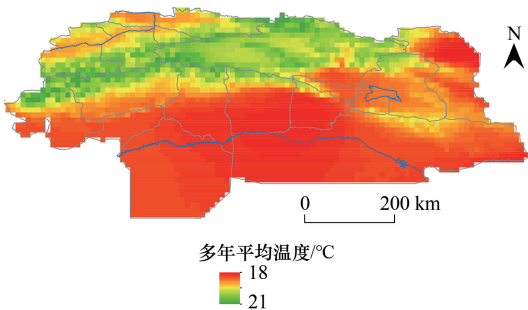


图 3 多年平均温度的空间分布

Fig.3 Spatial distribution of mean annual temperature

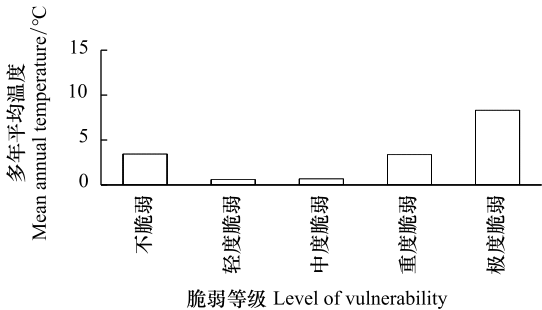


图 4 脆弱等级与区域年均温度的变化关系

Fig. 4 Relationship between vulnerability levels and regional mean annual temperature

2.3 脆弱性对海拔和坡度的响应

生态系统脆弱程度随着区域内的平均海拔以及平均坡度的升高都呈现下降的趋势。即海拔越低、坡度越小的区域,生态系统的脆弱性越高,而在海拔高(图 7、8)、坡度大(图 9、10)的地区总体上呈现了较低的脆弱性。研究区的海拔和坡度都呈现北高南低的特征,并且二者在空间分布上具有较好的一致性,海拔高的地区坡度也较高,海拔低则的地区坡度也较低(图 7、9)。

3 讨论

3.1 环境因子对脆弱性的影响

脆弱性是生态系统对外界压力或胁迫的综合反应^[3,16,30],环境因子与脆弱性的关系要结合具体情况而定。在地处热带和亚热带中国西南地区,由于气温背景值较高、降水充足,气温的增加对生态系统脆弱性的影响并不明显^[9]。本研究区地处干旱-半干旱区,生态系统脆弱性表现为随着温度的升高而增大,这是由于气温的增加提高了潜在蒸发量,容易引起干旱等极端天气,加剧了生态系统的脆弱性^[27]。通常认为降水量的增加有利于降低生态系统的脆弱性^[8],但在本研究中,降水量不是决定水分条件的唯一因素,尤其在塔里木河流域,绿洲农田的水源补给主要依靠地表和地下水灌溉,造成了降水量与脆弱性间的关系不明显。

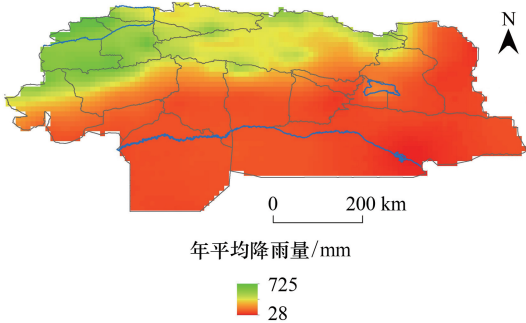


图 5 多年平均降雨量的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of mean annual precipitation

从盆地到高山,研究区内海拔高度落差大,存在着多种地貌类型,生态环境呈现明显的垂直性地带性分布。通常认为海拔和坡度低的地区平坦开阔、土层较厚,利于植被生长,生态系统脆弱性因此会较低。但在本研究中,海拔低并且坡度较小的绿洲因适宜耕种多被开垦为农田,水资源的短缺以及矿化的灌溉水引起了土壤盐渍化,导致水土条件进一步的恶化,因此造成了这些地区生态系统脆弱性偏高的结果^[31-32]。

3.2 人类活动对脆弱性的影响

本研究将生态脆弱性进行了级别的划分,这样有利于深入理解人类活动对生态系统脆弱性的影响过程。就研究区而言,人类活动的主要形式表现为农田开垦以及因自然、经济等原因造成的弃耕以及在耕种农田时的灌溉活动。驱动生态系统脆弱性的根本原因是水分供求关系,对天然绿洲的过渡开垦加剧了这一矛盾,推动了整个绿洲区向更加脆弱的状态发展。由表 3 可知,2000 年至 2014 年间在塔里木绿洲新开垦了大量的农田,面积为 5691 km²。与此同时,由于过度开垦,在此期间弃耕农田的面积也达到了 2050 km²。这种农田与其它类型土地间相互转换较多的现象是塔里木河绿洲长期存在着的^[31]。农田的开垦在空间分布上集中在塔里木河流域的北端以及博斯腾湖的西侧,此外位于研究区西北部的特克斯河谷也有一定的分布。这些新开垦的农田中,约有一半(49.71%)处于重度和极度脆弱状态,而弃耕后的农田中有 58.68% 处于重度和极度脆弱状态。它们的中重度和极度脆弱所占比例都比未发生变化农田的高,说明绿洲农田存在着强烈的人类干预,对农田的开垦和弃耕活动加剧了研究区的脆弱程度。此外,灌溉不当引起的土壤盐渍化也加剧了生态系统的脆弱性^[33-34]。这些人为因素导致了该地区生态退化的趋势并没有发生根本性扭转^[35]。

3.3 生态关键区与生态治理

研究区地处塔里木盆地和天山山脉两个海拔特征差异极大的地理单元过渡带,存在着荒漠、绿洲和山地等多种生态系统类型,构成了多样的生态界面。由此造成了该区域内物质循环、能量流动以及景观结构的异质化显著^[36]。研究区大多为中度和重度脆弱区,其中塔里木河流域的绿洲生态系统由于受人类活动干扰最大,水资源矛盾突出,是研究区内生态问题最为严重的地区^[32,37]。已有研究发现在水热条件较好的绿洲区,由于人类的过度开垦农田,造成了该地区绿洲脆弱

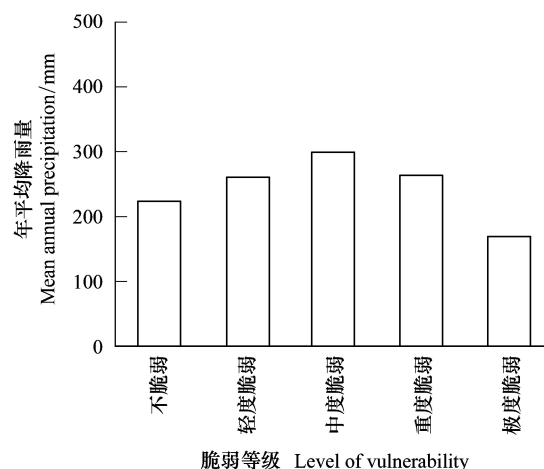


图 6 脆弱等级与区域年平均降雨量变化关系

Fig. 6 Relationship between vulnerability levels and regional mean annual precipitation

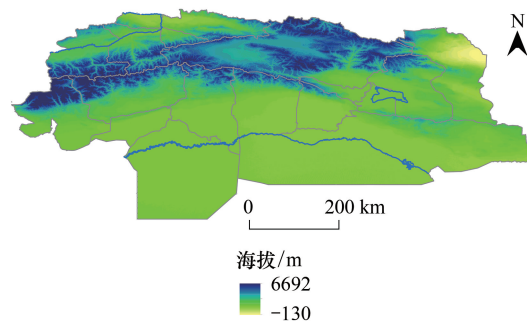


图 7 研究区海拔高度的空间分布

Fig. 7 Spatial distribution of elevation over the study area

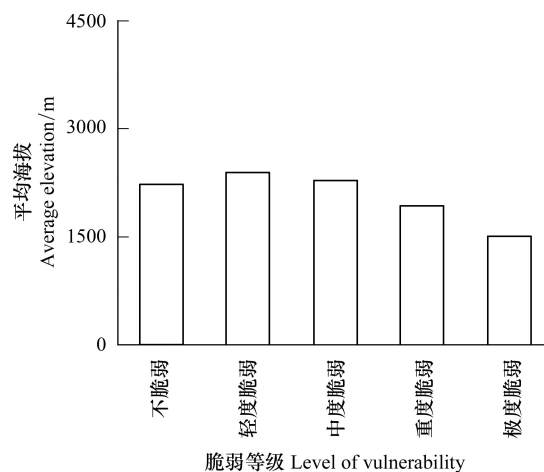


图 8 脆弱等级与区域平均海拔变化关系

Fig. 8 Relationship between vulnerability levels and regional mean elevation

度的升高^[34],而研究区天然草场的退化、沙化和过度放牧则造成了生态环境的恶化^[37]。在本研究也同样发现开垦与弃耕是造成农田脆弱性上升的主要原因,在研究区中度和重度脆弱区的构成上,草地所占比率都超过了65%,这些都说明环境恶化以及过度放牧依然是影响草地生态系统脆弱性的主要因子,也证明本研究采用的单指标脆弱性评估方法是可行的。在气候和人类活动的共同影响下,研究区的脆弱性总体偏高,说明应及时开展生态治理,根据现有情况合理规划生态功能关键区,保护好草原和湿地等易开垦地区,划定绿洲开发“红线”并限制农田的开垦。此外,还要协调好塔里木河流域整体的水资源分配。

4 结论

本研究根据 IPCC 的脆弱性定义,基于生态系统的 GPP 计算并分析了天山-塔里木绿洲地区生态系统脆弱性的空间格局。研究区大部分以中度和重度脆弱为主,生态系统脆弱等级有较为清晰的地区差异,空间格局分化明显,不同脆弱等级呈斑块状分布,南部的塔里木绿洲脆弱程度较高。气候对研究区脆弱性的影响主要表现在温度上,脆弱程度随着区域内的多年平均温度的升高而增加。由于南疆塔里木绿洲农田的开垦、弃耕以及土壤盐渍化的影响,研究区脆弱性与年平均降雨量的关系不明显,在地形上则表现出随平均海拔和平均坡度的增加而降低的趋势。受自然条件恶劣、过度放牧以及农田过度开垦的影响,目前该地区总体呈现脆弱性严重的状态。本研究基于卫星遥感数据揭示了天山-塔里木绿洲地区生态系统脆弱性的空间分布特征及其对气候和人类活动的响应,为开展生态系统敏感性、脆弱性研究提供了方法参考,为生态脆弱区生态恢复政策的制定提供了理论依据。

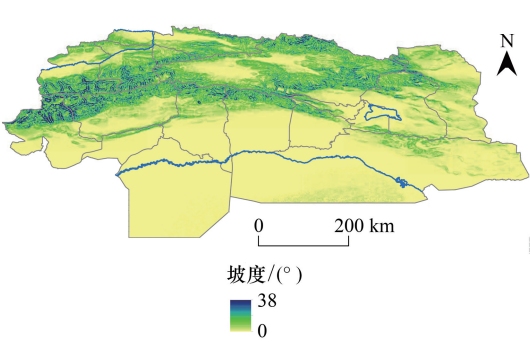


图 9 研究区坡度的空间分布
Fig.9 Spatial distribution of slope over the study area

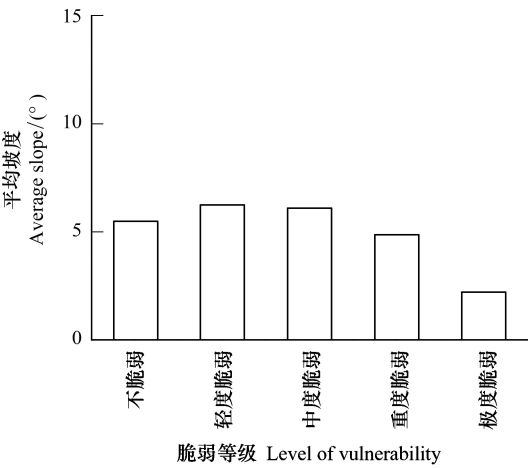


图 10 脆弱等级与区域平均坡度变化关系
Fig.10 Relationship between vulnerability levels and regional mean slope

表 3 弃耕、新开垦和未变化农田的脆弱性分布

Table 3 Areas and percentages of different vulnerability levels for abandoned, newly cultivated and unaltered cropland						
脆弱等级 Level of vulnerability	弃耕农田 Abandoned Cropland		新开垦农田 Newly cultivated Cropland		未变化农田 Unaltered Cropland	
	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%	面积 Area/km ²	/%
不脆弱 Not vulnerable	46	2.26	259	4.54	726	4.41
轻度脆弱 Mild vulnerable	79	3.84	220	3.86	978	5.95
中度脆弱 Moderate vulnerable	722	35.22	2383	41.88	12418	75.47
重度脆弱 Severe vulnerable	1161	56.65	1870	32.86	2291	13.92
极度脆弱 Extreme vulnerable	42	2.03	959	16.85	41	0.25
总计 Sum	2050	100.00	5691	100.00	16454	100.00

参考文献 (References):

- [1] 李振基, 陈小麟, 郑海雷. 生态学(第四版). 北京: 科学出版社, 2014.
- [2] 屈志强, 沈婷婷, 徐胜利, 刘洋, 韩国栋. 生态脆弱性评价概述. 草原与草业, 2020, 32(3): 1-4, 42-42.
- [3] IPCC. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2014.
- [4] 高江波, 焦珂伟, 吴绍洪, 郭灵辉. 气候变化影响与风险研究的理论范式和方法体系. 生态学报, 2017, 37(7): 2169-2178.
- [5] Metzger M J, Rounsevell M D A, Acosta-Michlik L, Leemans R, Schröter D. The vulnerability of ecosystem services to land use change. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006, 114(1): 69-85.
- [6] Nelson R, Kokic P, Crimp S, Martin P, Meinke H, Howden S M, de Voil P, Nidumolu U. The vulnerability of Australian rural communities to climate variability and change: part II-integrating impacts with adaptive capacity. Environmental Science & Policy, 2010, 13(1): 18-27.
- [7] 杨飞, 马超, 方华军. 脆弱性研究进展: 从理论研究到综合实践. 生态学报, 2019, 39(2): 441-453.
- [8] 郭兵, 孔维华, 姜琳, 范业稳. 青藏高原高寒生态区生态系统脆弱性时空变化及驱动机制分析. 生态科学, 2018, 37(3): 96-106.
- [9] 郭兵, 姜琳, 罗巍, 杨光, 戈大专. 极端气候胁迫下西南喀斯特山区生态系统脆弱性遥感评价. 生态学报, 2017, 37(21): 7219-7231.
- [10] van Minnen J G, Onigkeit J, Alcamo J. Critical climate change as an approach to assess climate change impacts in Europe: development and application. Environmental Science & Policy, 2002, 5(4): 335-347.
- [11] Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogée J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer C, Carrara A, Chevallier F, De Noblet N, Friend A D, Friedlingstein P, Grünwald T, Heinesch B, Keronen P, Knohl A, Krinner G, Loustau D, Manca G, Matteucci G, Miglietta F, Ourcival J M, Papale D, Pilegaard K, Rambal S, Seufert G, Soussana J F, Sanz M J, Schulze E D, Vesala T, Valentini R. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. Nature, 2005, 437(7058): 529-533.
- [12] 苑全治, 吴绍洪, 戴尔阜, 赵东升, 任平, 张学儒. 过去 50 年气候变化下中国潜在植被 NPP 的脆弱性评价. 地理学报, 2016, 71(5): 797-806.
- [13] 於琰, 李克让, 陶波. 长江中下游区域生态系统对极端降水的脆弱性评估研究. 自然资源学报, 2012, 27(1): 82-89.
- [14] 段士中. 气候变化下的四川省自然生态系统脆弱性分析[D]. 成都: 成都理工大学, 2013.
- [15] 何敏, 王鹤松, 孙建新. 基于植被生产力的西南地区生态系统脆弱性特征. 应用生态学报, 2019, 30(2): 429-438.
- [16] 王春雨, 王军邦, 孙晓芳, 王猛, 王绍强, 崔惠娟. 孟印地区农田生产力脆弱性变化及气候影响机制——基于 1982-2015 年 GIMMS3g 植被指数. 生态学报, 2019, 39(21): 7793-7804.
- [17] 陈勇航, 彭宽军, 史玉光, 崔彩霞, 林雄, 潘鸽. 天山山区与塔克拉玛干沙漠云水资源的对比分析. 干旱区地理, 2009, 32(6): 886-891.
- [18] 付爱红, 陈亚宁, 李卫红. 塔里木河流域生态系统健康评价. 生态学报, 2009, 29(5): 2418-2426.
- [19] 邓铭江. 南疆未来发展的思考——塔里木河流域水问题与水战略研究. 干旱区地理, 2016, 39(1): 1-11.
- [20] 杨发相, 穆桂金, 岳健, 付强. 干旱区绿洲的成因类型及演变. 干旱区地理, 2006, 29(1): 70-75.
- [21] 乔旭宁, 杨永菊. 塔里木河流域绿洲经济与自然资源关系探析. 干旱区资源与环境, 2011, 25(7): 6-11.
- [22] 童玉芬. 新疆人口变动对生态环境的未来影响趋势与协调发展对策——以塔里木河流域为例. 中国沙漠, 2004, 24(2): 177-181.
- [23] 刘晏良. 塔里木河中下游实地踏勘报告. 北京: 中国统计出版社, 2000.
- [24] 於琰, 曹明奎, 陶波, 李克让, 董文杰, 刘洪滨, 刘长友. 基于潜在植被的中国陆地生态系统对气候变化的脆弱性定量评价. 植物生态学报, 2008, 32(3): 521-530.
- [25] Zhang J F, Sun J, Ma B B, Du W P. Assessing the ecological vulnerability of the upper reaches of the Minjiang River. PLoS One, 2017, 12(7): e0181825.
- [26] 尤南山, 蒙古军. 基于生态敏感性和生态系统服务的黑河中游生态功能区划与生态系统管理. 中国沙漠, 2017, 37(1): 186-197.
- [27] 於琰. 干旱对生态系统脆弱性的影响研究——以长江中下游地区为例. 长江流域资源与环境, 2014, 23(7): 1021-1028.
- [28] 肖荣波, 欧阳志云, 王效科, 赵同谦. 中国西南地区石漠化敏感性评价及其空间分析. 生态学杂志, 2005, 24(5): 551-554.
- [29] 何彦龙, 袁一鸣, 王腾, 张昊飞, 陈耀辉. 基于 GIS 的长江口海域生态系统脆弱性综合评价. 生态学报, 2019, 39(11): 3918-3925.
- [30] Turner II B L, Kasperson R E, Matson P A, McCarthy J J, Corell R W, Christensen L, Eckley N, Kasperson J X, Luers A, Martello M L, Polsky C, Pulsipher A, Schiller A. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003, 100(14): 8074-8079.
- [31] 史永亮, 王如松, 周海波, 陈亮. 新疆生态脆弱区土地利用变化及其生态影响评价——以新疆阿克苏市为例. 生态学杂志, 2006, 25(7): 753-758.
- [32] 王让会, 樊自立. 干旱区内陆河流域生态脆弱性评价——以新疆塔里木河流域为例. 生态学杂志, 2001, 20(3): 63-68.
- [33] 邓铭江, 樊自立, 徐海量, 周海鹰. 塔里木河流域生态功能区划研究. 干旱区地理, 2017, 40(4): 705-717.
- [34] 黄莹, 包安明, 刘海隆, 冯先伟, 杨光华. 基于景观格局的新疆生态脆弱性综合评价研究. 干旱地区农业研究, 2009, 27(3): 261-266.
- [35] 张沛, 徐海量, 杜清, 凌红波, 张鹏, 赵新风. 基于 RS 和 GIS 的塔里木河干流生态环境状况评价. 干旱区研究, 2017, 34(2): 416-422.
- [36] 张杰, 潘晓玲. 天山北麓山地-绿洲-荒漠生态系统净初级生产力空间分布格局及其季节变化. 干旱区地理, 2010, 33(1): 78-86.
- [37] 龚新梅, 汪溪远, 潘晓玲, 师庆东. 新疆塔里木河下游(上段)地区天然草地生态脆弱性研究. 干旱区地理, 2006, 29(2): 230-236.