

汪磊,黄其松. 基于博弈论组合赋权的西部地区生态脆弱性评价[J]. 江苏农业科学,2016,44(3):318-322.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.03.091

基于博弈论组合赋权的西部地区生态脆弱性评价

汪磊,黄其松

(贵州大学公共管理学院,贵州贵阳 550025)

摘要:西部是我国生态环境最为脆弱的地区,科学评价其生态脆弱性是进行生态恢复和重建的重要前提。构建了西部地区生态脆弱性评价指标体系,引入博弈论集结思想,建立了基于层次分析法(主观赋权)和主成分分析(客观赋权)的博弈论组合赋权模型,借助 2013 年截面数据评价了西部 12 省区生态脆弱性并进行等级划分。研究结论表明,西部地区内部生态脆弱性分布极不平衡,西北地区生态脆弱程度明显高于西南地区。

关键词:生态脆弱性;博弈论组合赋权;主成分分析;层次分析法;西部地区;等级划分

中图分类号: F301.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)03-0318-04

西部地区作为我国重要的生态安全屏障,长期以来,受乱砍滥伐、过度开垦、超载放牧、开发粗放等人为因素影响,水土流失严重,植被不断减少,近年来先后发生了西南特大旱灾、玉树地震、舟曲泥石流等自然灾害,生态环境持续恶化。党的十八大报告首次将生态文明纳入“五位一体”的总体布局,对于生态脆弱地区而言,科学评价生态脆弱性已成为生态文明建设的重要内容^[1]。在此背景下,本研究构建了西部地区生态脆弱性评价体系,引入博弈论集结思想,构建了博弈论组合赋权模型,集成主观赋权和客观赋权的优点,从而提高了西部地区生态脆弱性评价的科学性,同时也为其他地区的生态脆弱性评价提供有益的方法借鉴。

1 生态脆弱性的概念分析

生态脆弱性概念是基于生态交错带(ecotone)和脆弱性(vulnerability)概念的基础上衍生出来的复合型概念。生态交错带由 Clements 于 1905 年首次提出,意指从两侧生物群落来的物种在此受到某种胁迫^[2]。脆弱性原指物体易受攻击、易受伤和被损坏的特性^[3],最早运用于灾害学领域的研究。国外学者对其研究较早,但对脆弱性概念的认识不尽相同。如 Smith 等认为脆弱性是暴露和适应性的函数。Metzger 等认为脆弱性是气候变化的潜在影响和适应性能力的函数^[4]。IPCC 则认为脆弱性是系统外在气候变化的特征、强度和速率、敏感性和适应性的函数^[5]。随着脆弱性概念在生态领域的广泛应用,国内学者尝试对生态脆弱性概念进行界定。如王介勇等认为生态脆弱性是生态系统在人类活动干扰和外界环境胁迫作用下所表现出来的易变性以及生态系统所做出的可能性响应^[6]。赵珂等认为生态脆弱性概念应侧重于突出生态系统偏离原系统的程度,即生态系统受到外界干扰后所表现出的不稳定性特征^[7]。周嘉慧等认为生态脆弱性是在特定空间区域内,受自然或人类活动驱动,生态环境所表现出

的不利于人类生存、发展、利用的易变性^[8]。

由于不同学者的专业方向、分析维度以及理解程度等存在差异,目前学术界对于生态脆弱性的定义尚未形成一致性意见。但以上概念都强调了外在环境对生态系统由外而内的冲击作用以及生态系统对外在环境由内而外的恢复作用的综合影响。综上所述,本研究对生态脆弱性作如下理解:“生态脆弱性是在特定时空尺度背景下生态系统对于自然因素或人类社会等外在环境的风险、冲击和压力所呈现出的敏感反应以及自我恢复能力的综合度量,是生态系统的固有属性。”

2 国内外研究现状

国外学者对生态脆弱性研究起步较早,内容涵盖生态脆弱性的内涵分析、类型划分、成因分析、脆弱度评价以及脆弱区生态恢复与治理等。Chambers 等指出脆弱性包括外部因素和内部因素 2 个方面的综合作用^[9]。IPCC 认为生态脆弱性是由暴露性、敏感性与适应性能力综合决定的^[5];实证方面,鉴于对生态脆弱性的概念及内涵认识的不一致,更多研究倾向于生态脆弱性的测度,如应用 GIS、地图方式进行空间分析^[10-11]。

国内学者的研究主要集中于生态脆弱性的定量评价:(1)从研究对象来看,国内文献集中在塔里木河^[12]、黄河中游区佳芦河流域^[13]等河流流域,洞庭湖区湿地^[14]、洪泽湖湿地^[15]等湿地生态系统,以及农牧交错带^[16-17]等生态交错带。(2)从指标体系构建来看,付博等从生态压力、生态状态、生态响应 3 个维度构建了相应的评价指标体系^[18]。万洪秀等从生态脆弱性的影响因子、表现因子、胁迫因子 3 方面构建了综合评价指标体系^[19]。乔青等从生态敏感度、生态弹性度、生态压力度 3 个方面构建了相应的评价指标体系^[20]。(3)从评价方法来看,有 AHP 和模糊综合评判法^[21]、主成分分析法^[22]、BP 人工神经网络分析法^[23]、压力-敏感-弹性(PSE)^[24]、改进 TOPSIS 模型^[25]等评价方法。此外,直接与西部地区生态脆弱性评价高度相关的文献只有 1 篇^[26],本研究实证结果将与其研究结论进行对比分析。

上述观点、思路与方法给本研究提供了很好的参考借鉴。然而结合文献分布来看尚存在如下不足:(1)研究对象上,现

收稿日期:2015-09-25

基金项目:教育部人文社会科学研究规划基金(编号:11YJAZH086)。

作者简介:汪磊(1974—),男,湖北黄冈人,博士,副教授,研究方向为农村经济学与生态脆弱性评价。E-mail:80290257@qq.com。

有文献较少将研究对象瞄准于西部地区;(2)研究方法上,大多应用主成分进行分析的文献均忽略了评分函数中客观赋权的自身缺陷。

3 构建西部地区生态脆弱性评价指标体系

西部地区生态脆弱性综合评价包括构建指标体系以及选取评价方法 2 个方面。指标体系的构建要遵循科学性、可比性、实用性等原则。由于生态脆弱性是一个复杂系统的综合性,多数研究倾向于引入较多的指标来刻画,尽管可以加深对系统特征的认识,但指标数量过多导致指标之间容易产生相关性,同时稀释了各评价指标的权重,从而失去综合评价的客观性。鉴于此,本着指标约简的原则,本研究从自然因素和社会因素的二维框架出发,从自然环境、人均水资源量、产业结构、富裕程度等不同维度构建了西部地区生态脆弱性评价指标体系。

具体而言,充分考虑到产业发展、人的因素、生态环境、农业发展等因素对生态脆弱性的作用,从《中国统计年鉴 2014》《各省区第 6 次人口普查数据》等文献资料选取如下指标:人均 GDP(元/人)—— X_1 、第三产业占 GDP 比重(%)—— X_2 、

森林覆盖率(%)—— X_3 、人口密度(人/ km^2)—— X_4 、农村居民人均纯收入(元)—— X_5 、自然保护区占辖区面积比重(%)—— X_6 、农作物受灾面积($\times 10^3 \text{ hm}^2$)—— X_7 、湿地面积($\times 10^3 \text{ hm}^2$)—— X_8 ,共 8 项指标构成评价指标体系。原始数据参照《中国统计年鉴 2014》《各省区第 6 次人口普查数据》。

4 基于主成分分析的西部地区生态脆弱性综合评价

4.1 数据预处理

本研究借助统计软件 SPSS 20.0 先对原始数据进行标准化处理,以消除变量间的量纲差异和数量级影响,得到相关系数矩阵 R (表 1)。由表 1 可知,部分指标之间存在很强的相关性,如 ZX_1 与 ZX_5 之间的相关系数为 0.750, ZX_3 与 ZX_4 之间的相关系数为 0.731,表明指标之间存在着严重的信息重叠,若直接用于分析,会带来严重的共线问题。需要说明的是, ZX_1 表示原始指标 X_1 经过标准变换后生成的新指标,其他 ZX 指标含义类推。此外,标准变换后的指标值若为负数,表明某样本的该指标值低于平均水平,反之,则表明某样本的该指标值高于平均水平。限于篇幅,此处略去主成分分析的相关原理及数学模型^[27]。

表 1 相关系数矩阵

指标	ZX_1	ZX_2	ZX_3	ZX_4	ZX_5	ZX_6	ZX_7	ZX_8
ZX_1	1.000	-0.056	-0.139	-0.074	0.750	-0.136	-0.224	0.282
ZX_2		1.000	0.647	0.501	0.254	-0.259	-0.106	-0.246
ZX_3			1.000	0.731	0.055	-0.617	-0.438	-0.646
ZX_4				1.000	0.200	-0.563	-0.418	-0.747
ZX_5					1.000	-0.052	-0.085	0.133
ZX_6						1.000	0.718	0.793
ZX_7							1.000	0.489
ZX_8								1.000

4.2 KMO 和 Bartlett 球度检验

表 1 只能判断 2 个指标间的简单相关程度,刻画所有指标相关程度的整体水平需要计算 KMO。KMO 统计量是用于比较变量间简单相关系数和偏相关系数的指标,是检验原始数据是否适合进行主成分分析的重要统计量。借助 SPSS 20.0 中的主成分分析模块,得出 KMO 统计量的值为 0.6。根据 Kaiser 给出的 KMO 度量标准可知,该数据适合进行主成分分析。此外,因伴随概率 $P=0.049$ 小于显著性水平 $\alpha=0.05$,应拒绝零假设,认为相关系数矩阵与单位阵有显著差异。相关信息见表 2。

表 2 KMO 和 Bartlett 的检验

	度量	
Kaiser - Meyer - Olkin		0.612
Bartlett 的球形度检验	近似卡方	48.446
	df	28
	P 值	0.010

4.3 计算相关系数矩阵 R 的特征值、方差贡献率及主成分提取

计算相关系数矩阵 R 的特征值、特征值的贡献率和累计贡献率见表 3。主成分的贡献率表示该主成分反映原指标的信息量,累计贡献率表示相应几个公共因子累计反映原指标的信息量。由表 2 可知,第一主成分(F_1)、第二主成分(F_2)、第三

表 3 解释的总方差

主成分	合计	初始特征值	
		方差(%)	累积(%)
F_1	3.730	46.625	46.625
F_2	1.872	23.398	70.023
F_3	1.206	15.072	85.094
F_4	0.507	6.338	91.430
F_5	0.297	3.718	95.148
F_6	0.207	2.589	97.737
F_7	0.138	1.723	99.460
F_8	0.043	0.540	100.000

主成分(F_3)携带的信息分别达到 46.625%、23.398%、15.072%,累计贡献率为 85.094%(方差累计贡献率达 85%以上即被认为有效),所损失的信息只有 13.659%(表 3)。于是提取 F_1 、 F_2 、 F_3 作为降维后的综合变量。因此,上述 8 项指标成功降维至 F_1 、 F_2 、 F_3 3 个维度,并得到主成分载荷矩阵(表 4)。

根据表 4 的相关信息,提取的 3 个主成分 F_1 、 F_2 、 F_3 的线性表达式如下:

$$F_1 = 0.038ZX_1 - 0.559ZX_2 - 0.869ZX_3 - 0.858ZX_4 - 0.117ZX_5 + 0.852ZX_6 + 0.671ZX_7 + 0.857ZX_8; \tag{1}$$

$$F_2 = 0.946ZX_1 + 0.107ZX_2 - 0.082ZX_3 + 0.005ZX_4 + 0.909ZX_5 - 0.07ZX_6 - 0.196ZX_7 + 0.297ZX_8; \tag{2}$$

表 4 主成分载荷矩阵

指标	主成分		
	F_1	F_2	F_3
ZX_1	0.038	0.946 *	-0.199
ZX_2	-0.559	0.107	0.719 *
ZX_3	-0.869 *	-0.082	0.278
ZX_4	-0.858 *	0.005	0.202
ZX_5	-0.117	0.909 *	0.232
ZX_6	0.852 *	-0.070	0.387 *
ZX_7	0.671 *	-0.196	0.540
ZX_8	0.857 *	0.297	0.187

$F_3 = -0.199ZX_1 + 0.719ZX_2 + 0.278ZX_3 + 0.202ZX_4 + 0.232ZX_5 + 0.387ZX_6 + 0.54ZX_7 + 0.187ZX_8。$ (3)

4.4 主成分命名及评分函数分析

由上述 3 式可知,每个主成分只在部分指标上的载荷值较大[见表 4 中数值右上角的(*)所示]。其中, F_1 在 ZX_3 (森林覆盖率)、 ZX_4 (人口密度)、 ZX_6 (自然保护区占辖区面积比重)、 ZX_7 (农作物受灾面积)、 ZX_8 (湿地面积)5 个指标上具有较大载荷值,这些指标集中反映了不同的生态系统本身对生态脆弱性的影响,不妨 F_1 命名为生态环境因子; F_2 在 ZX_1 (人均 GDP)、 ZX_5 (农村居民人均纯收入)上的载荷值都很大,其中人均 GDP 本身就是反映地区富裕程度的指标,同时西部地区生态脆弱区大多位于农村,对农民的纯收入影响较大,因此,将 F_2 概括为社会富裕因子; F_3 在 ZX_2 (第三产业占 GDP 比重)上的载荷值都很大,说明 F_3 集中反映了产业结构变化对地区生态脆弱性的影响,将 F_3 概括为产业结构因子。

主成分分析用于综合评价的优势在于提取的主成分之间线性无关,消除了指标之间的信息重叠,使得采用的线性评分函数具有一定的合理性。这种线性评分函数以各主成分的方差贡献率作为权重大小(F_1 、 F_2 、 F_3 的客观权重见表 3),属于典型的数据驱动。客观赋权的取值如下:

$W_{PC4} = \{w_{F_1}, w_{F_2}, w_{F_3}\} = \{0.548, 0.275, 0.177\}。$

构建加权的线性评分函数,得出各省区的综合得分 F (见表 5)。计算公式如下:

$F = (46.625 \times F_1 + 23.398 \times F_2 + 15.072 \times F_3) / 85.094。$ (4)

需要说明的是,综合得分 F 由效益型的正指标构成,可概况为生态安全性, F 值越大,代表生态安全性越高。而脆弱性属于成本型的逆指标。由分析可知,生态安全性与生态脆弱性之间互为反向关系,即综合得分 F 取值越大,表明生态脆弱性越小,综合得分 F 取值越小,表明生态脆弱性越大。

4.5 传统主成分分析中的不足及层次分析法赋权

由于提取的主成分之间线性无关,主成分分析在综合评价中得以广泛应用,但 F_1 、 F_2 、 F_3 的权重是由各主成分的方差贡献大小所决定的,属于典型的客观赋权。客观赋权的优点在于纯粹由数据驱动,缺点在于其有效性依赖于足够的样本数据,数据精度,完全忽略决策者的主观意向,通用性和可参与性较差;而主观赋权的不足在于其有效性完全依赖评分专家的经验 and 直觉,主观随意性强。鉴于此,本研究以综合得分 F 与 F_1 、 F_2 、 F_3 3 个主成分之间的线性加权模型为基础,同时借鉴主观赋权和客观赋权的各自优点,构建基于层次分析法(AHP)的主观赋权和主成分分析(PCA)的客观赋权的博弈

论组合赋权,从而有效提高博弈论组合赋权模型的评价精度。

本研究邀请云南省农业厅、广西农业委员会、贵阳市生态建设文明委员、贵州大学资源与环境工程学院以及四川省减灾办等与生态环境相关的 5 名专家,借助 Saaty 给出的指标之间重要性标度表,对 F_1 、 F_2 、 F_3 3 个主成分的重要性进行判断,所得结果见表 5。

表 5 判断矩阵

主成分	F_1	F_2	F_3
F_1	1	3	2
F_2	1/3	1	0.3
F_3	0.5	10/3	1

借助 matlab 计算该判断矩阵的权重向量: $W_{AHP} = \{w_{F_1}, w_{F_2}, w_{F_3}\} = \{0.520, 0.136, 0.343\}。$

计算该判断矩阵的最大特征根 $\lambda_{\max} = \sum_{i=1}^n \frac{(AW)_i}{nW_i} = 3.071613$,计算其一致性指标 $CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} = 0.035806$,查找相应的平均随机一致性指标 $RI = 0.58$,计算平均一致性指标 $CR = \frac{CI}{RI} = 0.061735 < 0.1$,因而该判断矩阵的一致性检验获得通过,可以接受上述的权重向量 W_{AHP} 。因此,借助 AHP 得到了 F_1 、 F_2 、 F_3 的主观赋权值。需要说明的是,由于介绍层次分析法的相关文献很多,限于篇幅,此处略去 AHP 的相关内容介绍。

4.6 基于博弈论组合赋权的评分函数改进

为提高指标赋权的科学性,本研究在层次分析法与主成分分析的基础上,采用博弈集结模型创新一种组合赋权方法确定指标权重。基于博弈论组合赋权模型的基本思想是在不同方法确定的权重之间寻找一致或妥协,即极小化可能的权重与各个基本权重之间的各自偏差,从而达到二者之间的均衡。该组合赋权模型既考虑了决策者的主观偏好,又反映了客观数据对评价结果的贡献作用,通过优势互补,从而提高综合评价的可靠性与合理性。

假设使用 L 种方法对指标分别赋权并得到 L 个指标权重向量: $w = \sum_{k=1}^L \alpha_k w_k^T$,式中: α_k 为线性组合系数; w 的全体 $\{w | w = \sum_{k=1}^L \alpha_k w_k^T, \alpha_k > 0\}$ 表示可能的权重向量集。根据博弈集结的思想,寻找最满意的权重向量就归结为对上式中 L 个线性组合系数 α_k 进行优化,从而使得 w 与各 w_k 的离差极小化。由此,推导出对策模型如下:

$$\min \left\| \sum_{k=1}^L \alpha_k w_k^T - w_i^T \right\| \quad (i = 1, 2, \dots, L)。$$
 (5)

根据矩阵的微分性质可得出式(5)的最优化一阶导数条件为:

$$\sum_{k=1}^L \alpha_k w_i w_j^T = w_i w_j^T \quad (i = 1, 2, \dots, L)。$$
 (6)

式(6)对应的方程组为:

$$\begin{bmatrix} w_1 w_1^T & w_1 w_2^T & \cdots & w_1 w_L^T \\ w_2 w_1^T & w_2 w_2^T & \cdots & w_2 w_L^T \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_L w_1^T & w_L w_2^T & \cdots & w_L w_L^T \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \alpha_1 \\ \alpha_2 \\ \vdots \\ \alpha_L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} w_1 w_1^T \\ w_2 w_2^T \\ \vdots \\ w_L w_L^T \end{bmatrix}。$$

由式(6)求得 $(\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_L)$,然后对其进行归一化处

理。即： $\alpha_k^* = \alpha_k^* / \sum_{k=1}^L \alpha_k$ ，因此可求得组合权重为： $w^* = \sum_{k=1}^L \alpha_k^* w_k^{T[28]}$ 。本研究采取 2 个线性组合系数进行优化，2 组系数分别是：

$$W_{1-PCA} = \{w_{F_1}, w_{F_2}, w_{F_3}\} = \{0.548, 0.275, 0.177\};$$

$$W_{2-AHP} = \{w_{F_1}, w_{F_2}, w_{F_3}\} = \{0.511, 0.138, 0.349\}。$$

按照上述公式计算得出：

$$(\alpha_{1-PCA}, \alpha_{2-AHP}) = (0.55, 0.45);$$

$$W_{\text{组合}} = \{w_{F_1}, w_{F_2}, w_{F_3}\} = \{0.531, 0.213, 0.254\}。$$

从而将加权线性评分函数修正为：

$$F = 0.531 \times F_1 + 0.213 \times F_2 + 0.254 \times F_3。(7)$$

根据式(7)计算得到西部各省(市、区)的生态安全性综合得分。根据各省(市、区)的生态安全性综合得分大小，将 12 省(市、区)进行生态脆弱性区域划分，其中，重庆、内蒙古、广西、四川为轻度脆弱(0.4 ~ 1.1)，贵州、陕西、西藏为中度脆弱(-0.3 ~ 0.4)，宁夏、新疆、青海、甘肃为高度脆弱(-0.3 以下)，所得结论与文献[26]高度吻合。需要说明的是，文献[26]将结论划分为微度、轻度、中度、高度 4 个等级，而本研究仅将结论划分为轻度、中度、高度 3 个等级。为深入说明本研究与文献[26]结论之间的差异性，我们引入数值进行刻画，若本研究结论与文献[26]一致，就赋值为 0，如果结论相差 1 个级别则赋值为 1，相差 2 个级别则赋值为 2(表 6)。由表 6 可知，除重庆、四川、新疆 3 个省(市、区)存在 1 个级别的差异外，其余省(市、区)的结论完全一致，表明本研究构建的指标体系和采用的赋权方法具有高度的合理性与有效性。文献[26]采用的是 44 个评价指标，评价方法主要应用主成分分析法，而本研究仅采用 8 个评价指标，通过构建基于博弈论组合赋权的评价模型取得了与文献[26]相差不大的结论，从而极大地简化了运算过程，减少了对数据的依赖性，提高了综合评价的精度。

表 6 基于博弈论组合赋权的西部各省生态脆弱性综合评价结果

省(市、区) 名称	综合 得分 F	文献[26] 结论	本研究 结论	结论 差异性
重庆	1.09	中度	轻度	1
内蒙古	0.60	轻度	轻度	0
广西	0.53	轻度	轻度	0
四川	0.46	微度	轻度	1
云南	0.26	轻度	轻度	0
贵州	0.18	中度	中度	0
陕西	-0.06	中度	中度	0
西藏	-0.30	中度	中度	0
宁夏	-0.37	高度	高度	0
新疆	-0.57	中度	高度	1
青海	-0.82	高度	高度	0
甘肃	-1.01	高度	高度	0

5 结语

本研究基于生态脆弱性的“自然-社会”分析框架，从自然环境、人均水资源量、产业结构、富裕程度等维度构建了西部地区生态环境脆弱性评价指标体系，基于层次分析法(AHP)主观赋权和主成分分析(PCA)客观赋权的 2 类结果，构建基于主成分变量的博弈论组合赋权线性加权评价模型，

并根据综合得分将西部 12 个省(市、区)生态脆弱性划分为轻度脆弱、中度脆弱、高度脆弱 3 个等级。分析结果表明，西部 12 个省(市、区)之间生态脆弱性差异性较大，分布极不平衡。其中，西北荒漠绿洲交接生态脆弱区、西南岩溶山地石漠化生态脆弱区均同属我国八大生态脆弱区，但西北地区多荒漠，土地资源较贫乏，气候干旱，河流较少，植被覆盖率低，大多处于干旱半干旱地区的过渡地带，宁夏、青海、新疆、甘肃 4 个省(市、区)生态脆弱性问题最为突出，均属于西北地区；西南地区主要以山地为主，尽管也面临着石漠化蔓延的困境，但水资源较丰富，森林覆盖率高，生物多样性强，相对于西北地区而言，重庆、广西、四川、云南、贵州 5 个省(市、区)生态脆弱性相对较低。另外，西部地区大多经济发展滞后，由于对自然资源的无节制滥用以及粗放式开发，导致对生态环境的破坏效应也十分明显。本研究实证分析结果不仅与现实情况高度吻合，而且与文献[26]的研究结论高度吻合。2 个方面的印证表明本研究构建的指标体系和评价方法具有一定的推广和应用价值。

生态脆弱性评价是一个复杂的动态系统。不同时空尺度下的区域生态脆弱性呈现出巨大差异，仅借助截面数据无法有效刻画生态脆弱性的演化过程。因此，如何紧扣西部地区生态系统的时空特征，引入时间序列数据甚至面板数据，多维度多视角动态刻画西部地区生态脆弱性将是今后进一步研究的重要方向。

参考文献：

- [1] 严也舟, 成金华. 生态文明建设评价方法的科学性探析[J]. 经济纵横, 2013(8): 77-80.
- [2] Li L, Shi Z H, Zhu D, et al. Regional assessment of eco-environmental vulnerability based on GIS - A Case study of Hubei Province, China[C]. 2009 International Conference on Environmental Science and Information Application Technology, 2009: 175-178.
- [3] 史培军. 再论灾害研究的理论与实践[J]. 自然灾害学报, 1996, 5(4): 6-17.
- [4] Metzger M J, Rounsevell M A, Acosta-Michlik L, et al. The vulnerability of ecosystem services to land use change[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2006, 114(1): 69-85.
- [5] IPCC. The third assessment report - climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- [6] 王介勇, 赵庚星, 王祥峰, 等. 论我国生态环境脆弱性及其评估[J]. 山东农业科学, 2004(2): 9-11.
- [7] 赵珂, 饶懿, 王丽丽, 等. 西南地区生态脆弱性评价研究——以云南、贵州为例[J]. 地质灾害与环境保护, 2004, 15(2): 38-42.
- [8] 周嘉慧, 黄晓霞. 生态脆弱性评价方法评述[J]. 云南地理环境研究, 2008, 20(1): 55-59, 71.
- [9] Chambers R, Conway G R. Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st century[R]. Brighton, England: Institute of Development Studies, 1992.
- [10] Liao X Q, Li W, Hou J X. Application of GIS based ecological vulnerability evaluation in environmental impact assessment of master plan of coal mining area[J]. Procedia Environmental Sciences, 2013, 18: 271-276.

颜萍,熊康宁,王恒松,等.喀斯特地区不同等级石漠化土壤的理化性质[J].江苏农业科学,2016,44(3):322-327.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.03.092

喀斯特地区不同等级石漠化土壤的理化性质

颜萍,熊康宁,王恒松,檀迪,郭杰,肖杰,李开萍

(贵州师范大学喀斯特研究院/国家喀斯特石漠化防治工程技术研究中心,贵州贵阳 550001)

摘要:以中国南方典型喀斯特地区不同等级石漠化的土壤为研究对象,运用野外定点取样和实验室分析测定方法,研究不同等级石漠化环境土壤理化性质特征,探讨喀斯特地区不同等级石漠化土壤理化性质的变化规律,为喀斯特石漠化脆弱生态环境的综合治理提供理论依据。结果表明:土壤含水量和田间持水量呈现强度石漠化<中度石漠化<轻度石漠化<潜在石漠化;土壤容重在不同等级石漠化的差异性不显著;随着石漠化等级程度的增加,土壤有机质、氮素、磷素、钾素含量有降低的趋势;相关性分析表明,土壤含水量、有机质、全氮与其他土壤理化因子具有较强的相关性;主成分分析表明,土壤含水量、田间持水量、容重、孔隙度、有机质、氮素、磷素、钾素是喀斯特地区不同等级石漠化土壤理化性质的关键因子,在改善土壤理化性质和促进土壤养分循环方面起着重要作用。

关键词:喀斯特;石漠化;土壤物理性质;土壤化学性质

中图分类号: S153;S157 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)03-0322-06

20世纪30年代,前苏联土壤学家威廉斯根据近代科学知识给土壤下了一个科学的定义:“土壤是地球陆地上能够生长绿色植物收获物的疏松表层”^[1]。土壤的本质属性是具

有肥力,它是存在于地表的自然体,有自己的发生、发展过程,环境因素以及环境变化对土壤都会产生较大的影响。因此研究土壤一定要把土壤与周围环境当作一个整体考虑^[2]。

石漠化是在喀斯特脆弱生态环境下,人类不合理的社会经济活动,造成人地矛盾突出、植被破坏、水土流失、岩石逐渐裸露、土地生产力衰退丧失,地表在视觉上呈现类似于荒漠化景观的演变过程^[3]。中国南方喀斯特地区,长期受强烈的碳酸盐岩化学溶蚀作用产生了地表-地下双层空间结构,土层浅薄,在强降雨作用下极易流失导致喀斯特地区的土质退化^[4-6],而人类不合理的土地利用加剧了该地区水土流失。水土流失使土壤肥力下降,养分流失,从而使得土壤退化、植被退化,最终使土地资源不能利用加重石漠化产生^[7-9]。近

收稿日期:2015-09-13

基金项目:国家科技支撑计划重大课题(编号:2011BAC09B01);贵州省科技计划重大专项(编号:黔科合重大专项字[2014]6007号);贵州师范大学研究生创新基金[编号:研创2014(24)]。

作者简介:颜萍(1989—),女,四川乐山人,硕士研究生,主要从事喀斯特地貌与洞穴和石漠化治理研究。E-mail:yanping1989lm@163.com。

通信作者:熊康宁,教授,博士生导师,主要从事喀斯特地貌与洞穴、世界遗产和石漠化治理研究。E-mail:xiongkn@163.com。

[11] Okey T A, Agbayani S, Alidina H M. Mapping ecological vulnerability to recent climate change in Canada's Pacific Marine ecosystems [J]. Ocean & Coastal Management, 2015, 106: 35-48.

[12] 王让会,樊自立. 塔里木河流域生态脆弱性评价研究[J]. 干旱环境监测, 1998, 12(4): 218-221, 223-253.

[13] 张鑫,杜朝阳,蔡焕杰. 黄河中游区佳芦河流域生态脆弱性评价[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(增刊1): 155-158.

[14] 沈彦,刘明亮,雷志刚. 洞庭湖区湿地生态脆弱性评价及其恢复与重建研究[J]. 国土资源科技管理, 2007, 24(3): 107-111.

[15] 叶正伟. 洪泽湖湿地生态脆弱性的驱动力系统与评价[J]. 水土保持研究, 2008, 15(6): 245-249.

[16] 金鑫. 农牧交错生态脆弱区农村可持续发展制约因素分析[J]. 前沿, 2013(22): 77-79.

[17] 蒙古军,张彦儒,周平. 中国北方农牧交错带生态脆弱性评价——以鄂尔多斯市为例[J]. 中国沙漠, 2010, 30(4): 850-856.

[18] 付博,姜琦刚,任春颖. 扎龙湿地生态脆弱性评价与分析[J]. 干旱区资源与环境, 2011, 25(1): 49-52.

[19] 万洪秀,孙占东,王润. 博斯腾湖湿地生态脆弱性评价研究[J]. 干旱区地理, 2006, 29(2): 248-254.

[20] 乔青. 川滇农牧交错带景观格局与生态脆弱性评价[D]. 北

京:北京林业大学, 2007.

[21] 李滨勇,陈海滨,唐海萍. 基于AHP和模糊综合评判法的北疆各地州生态脆弱性评价[J]. 北京师范大学学报:自然科学版, 2010, 46(2): 197-201.

[22] 钟晓娟,孙保平,赵岩,等. 基于主成分分析的云南省生态脆弱性评价[J]. 生态环境学报, 2011, 20(1): 109-113.

[23] 孙国军. BP神经网络在生态环境脆弱性评价方面的应用——以乌拉特前旗为例[J]. 西北师范大学学报:自然科学版, 2012, 48(5): 105-108, 114.

[24] 孙平军,修春亮,王忠芝. 基于PSE模型的矿业城市生态脆弱性的变化研究——以辽宁阜新为例[J]. 经济地理, 2010, 30(8): 1354-1359.

[25] 张振东,潘妮,梁川. 基于改进TOPSIS的长江黄河源区生态脆弱性评价[J]. 人民长江, 2009, 40(16): 81-84.

[26] 王娟娟,何佳琛. 西部地区生态环境脆弱性评价[J]. 统计与决策, 2013(22): 49-52.

[27] 何晓群. 多元统计分析[M]. 北京:中国人民大学出版社, 2004: 153-165.

[28] 陈南祥,杨淇翔. 基于博弈论组合赋权的流域水资源承载力集对分析[J]. 灌溉排水学报, 2013, 32(2): 81-85.