

刘艳芳,明立彩,孔雪松. 基于 PSR 模型与物元模型的土地生态安全评价——以湖北省大冶市为例[J]. 江苏农业科学,2017,45(5):271-277.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.05.071

基于 PSR 模型与物元模型的土地生态安全评价 ——以湖北省大冶市为例

刘艳芳^{1,2}, 明立彩¹, 孔雪松^{1,2}

(1. 武汉大学资源与环境科学学院,湖北武汉 430079; 2. 武汉大学地理信息系统教育部重点实验室,湖北武汉 430079)

摘要:以湖北省大冶市为例,运用“压力-状态-响应”模型构建土地生态安全指标体系,熵权法确定指标权重,PSR 模型与物元方法相结合评价资源枯竭型城市土地生态安全现状和发展趋势。结果表明:(1)基于 PSR 模型的指标体系能够更准确地表明系统各要素之间的关系,物元分析方法能揭示单个评价指标的分异信息和综合评价结果的中间信息,PSR 模型与物元方法的结合能更好地评价土地生态安全。(2)1996—2010 年湖北省大冶市土地生态安全水平较低,呈现“M”形发展趋势,等级关联度较弱有下降趋势;(3)建设用地占用耕地面积比重、人均生活用水量、单位土地面积废水排放量、水土协调度等指标对湖北省大冶市土地生态安全水平提升有很大的影响;结合大冶市土地利用现状,要积极开展农村土地整治,减少建设用地占用耕地面积,提高水土协调度,规划工矿废弃地复垦,促进土地生态系统安全状况改善。

关键词:土地生态安全;物元分析;PSR 模型;大冶市

中图分类号: X144 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)05-0271-06

土地是自然界最宝贵的自然资源之一,是我们人类赖以生存和发展的物质基础,随着近代社会经济和科学技术的迅猛发展以及人口的急剧增加,人类对土地的需求量日益加大^[1]。另外,加速的工业化与城市化使得土地利用强度不断加剧,并且传统农业生产经营方式的转变,使得农药化肥大量使用,土壤养分含量发生变化,导致区域内生物、生态环境和生态系统遭到了空前的冲击与破坏,某些破坏已经达到甚至超过土地资源的生态承载能力,而土地资源的生态破坏反过来又影响到区域乃至一个国家人类的健康生活和社会的可持续发展^[2]。同时,土地生态安全作为生态安全的基石,是实现粮食安全、经济安全与社会安全的基础和保障,涉及国家的长治久安^[3]。在土地利用与环境变化、土地可持续利用评价等研究逐渐深入的背景下,生态安全研究已成为土地资源可持续利用研究的前沿课题。因此,土地生态安全研究具有重要的理论意义和现实意义^[4]。

土地生态安全是生态安全和国家生态安全的一个重要方面,是人类生存环境处于健康可持续发展的状态,具体指一定时空范围内,通过对土地资源的合理利用和管理,使土地生态系统能够保持其结构与功能不受威胁或少受威胁的健康、平衡的状态,并能够为保障人类社会经济和农业可持续发展提供稳定、均衡、充裕的自然资源,从而能够维持土地自然、社

会、经济复合体长期协调发展^[5]。可见,生态安全具有持续性、稳定性、长期性的特点,是一种资源环境状态,它既要求生态环境自身处于良性循环之中,又要求资源、环境状态满足社会经济发展需要,同时保持资源环境与社会经济之间关系相协调。土地生态安全受自然、社会、经济等多因素影响,这些因素之间又相互作用和制约,并且土地生态安全在一定程度上制约着社会经济的可持续发展^[6]。

目前,我国的土地生态安全评价研究正由定性研究向定量研究发展,并已落实到区域,呈现出以空间尺度为主流、时间尺度为支流、区域土地生态安全评价为核心,辅以流域和国家安全评价的研究格局^[7]。主要研究有土地生态安全内涵^[8]、土地生态安全评价^[9]、土地生态安全预警^[10]、土地生态安全设计研究等^[11],研究区域主要集中选在东部沿海发达地区,对于中部地区资源枯竭型城市的研究比较少,且指标体系不够完善,评价方法比较单一,多采用综合评价法,存在一定的不足:(1)综合评价方法,先主观确定土地生态安全等级取值范围并划分若干等级,然后测算评价对象的土地生态安全水平综合分值,最后根据评价综合分值归等定级,主观性较强^[12];(2)将分散的信息通过模型集成,再进行综合分值归等定级来评价研究对象的土地生态安全综合水平,不能有效识别指标与评价等级之间的隶属程度,容易遗漏单个指标之间的评价信息^[13];土地生态安全是推进新型城镇化的重要内容之一,湖北省大冶市是国家首批资源枯竭型城市经济转试点,是湖北省城乡一体化试点市,建设发展与生态安全保护矛盾突出。本研究以大冶市为例,运用压力-状态-响应(PSR)模型综合考虑社会、经济、资源与环境构建土地生态安全指标体系,熵权模型确定指标权重^[14],并引入物元分析法^[15]对土地生态安全进行实证研究,综合评价大冶市 1996—2010 年土地生态安全状况与演化趋势,诊断土地生态安全的制约因子

收稿日期:2015-08-25

基金项目:国家科技支撑计划(编号:2012BAH28B02)。

作者简介:刘艳芳(1959—),女,湖北武汉人,教授,博士生导师,主要从事土地资源管理及地理信息应用工程研究。E-mail: yfliu610@163.com。

通信作者:明立彩,硕士研究生,主要从事区域规划与经济地理研究。E-mail: 595699093@qq.com。

以及生态安全状况不断得到改善的必要条件,为改善土地生态系统安全状况、协调人地关系、促进土地资源可持续利用提供一定的依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区域概况

大冶市位于湖北省东南部,依托长江,背靠湖北省武汉市,北连黄石市、鄂州市,南毗江西省九江市,西邻咸宁市,东达安徽省安庆市,交通便利,是湖北省武鄂黄黄都市圈的重要组成部分,地跨 29°40′~30°15′N、114°31′~115°20′E。西北与鄂州市为邻,东北与蕲春、浠水县隔江相对,西南与武汉市、咸宁市毗邻,东南与阳新县接壤。距省会武汉市仅 60 km。全市总面积 1 566.3 km²,辖 1 个乡、9 个镇、3 个街道、1 个国有农场。大冶市矿藏资源丰富,是世界青铜文化发祥地,中国矿冶名城,“冶金腹地”的“铜都”大冶,素有“百里黄金地,江南聚宝盆”之美誉,是全国六大铜矿基地基之一、十大铁矿基地之一,硅灰石储量世界第一,其矿产开发史可上溯到 3 000 多年前。大冶市是一个典型的资源枯竭型城市,如何做好工矿废弃地复垦利用试点、承接产业转移是当前发展的重中之重。

1.2 研究区数据来源

数据主要来源于 1996—2011 年《湖北省统计年鉴》《中国统计年鉴》《中国城市统计年鉴》、1996—2011 年《大冶市

统计年鉴》《湖北省环境统计公报》《大冶环境统计公报》、政府网站以及百度搜索。

2 土地生态安全评价指标体系的构建

土地生态安全评价的关键是建立科学合理的评价指标体系以及对选取指标权重的确定。因此,构建土地生态安全评价指标要针对研究区特点和主要生态问题,既要能反映社会和经济,又要能反映生态系统自身的发展,还要能反映各个系统的协调程度^[10]。

2.1 PSR 模型

土地生态安全评价多借鉴 PSR 模型,它是 20 世纪 80 年代末,经济合作和开发组织(OECD)与联合国环境规划署(UNEP)共同提出的,该模型以因果关系为基础,突出环境受到的压力和环境退化之间的因果关系。目前,基于“压力-状态-响应”的 PSR 模型的“自然-经济-社会”评价体系涵盖了土地自然、经济、社会 3 个主要方面,能客观地反映区域土地生态安全的状态和问题,还能体现土地生态系统综合协调的思想^[16]。借鉴国内外指标体系的构建,结合大冶市实际状况,因地制宜地构建大冶市的生态安全评价指标体系,筛选 25 项指标,以生态安全为总目标,分别以压力、状态、响应为系统层,以“压力-状态-响应”模型中的具体指标为指标层(表 1),利用这些指标确定并描述大冶市生态安全的状态与水平^[12]。

表 1 大冶市土地生态安全评价指标体系及权重

系统层		指标层			
指标	权重	序号	评价指标	权重	趋向性
土地安全压力	0.41	X_1	人口密度(人/km ²)	0.035	-
		X_2	人口自然增长率(‰)	0.042	-
		X_3	人均 GDP(元)	0.052	+
		X_4	城镇化率(%)	0.039	+
		X_5	建设占用耕地面积(hm ²)	0.020	-
		X_6	人均生活用水量(t)	0.038	-
		X_7	万元 GDP 能耗(t 标准煤)	0.018	-
		X_8	单位土地面积废水排放量(t/hm ²)	0.049	-
		X_9	万元 GDP 工业 SO ₂ 排放量(kg)	0.035	-
		X_{10}	25°以上坡耕地面积比重(%)	0.013	-
		X_{11}	单位耕地面积化肥施用量(kg/hm ²)	0.034	-
		X_{12}	单位耕地面积农药使用量(kg/hm ²)	0.034	-
土地安全状态	0.278	X_{13}	人均耕地面积(hm ²)	0.047	+
		X_{14}	粮食单产(kg/hm ²)	0.034	+
		X_{15}	水土协调度	0.091	+
		X_{16}	人均建设用地面积	0.027	-
		X_{17}	人均公园绿地面积(m ²)	0.057	+
		X_{18}	森林覆盖率	0.022	+
土地安全响应	0.312	X_{19}	造林面积(hm ²)	0.065	+
		X_{20}	耕地旱涝保收率(%)	0.041	+
		X_{21}	工业固体废物综合利用率(%)	0.048	+
		X_{22}	环保资金投入比重(%)	0.067	+
		X_{23}	第三产业增加值比重(%)	0.037	+
		X_{24}	高新技术产业增加值比重(%)	0.036	+
		X_{25}	教育支出比重(%)	0.019	+

2.2 熵权法确定权重

权重确定方法有主观赋权法(专家评判法、层次分析法

等)和客观赋权法(变异系数法、相关系数法、熵值法等)^[17]。其中熵值法是根据指标在各被评价对象之间的差异大小即分

辨能力大小来确定权重的,计算简单、应用广泛,对原始数据的利用比较充分,信息损失少。因此,本研究采用熵权法来确定评价指标权重,专家评判法来适当调整权重结果,既可以克服主观赋权法所带来的结果不稳定现象,也可以综合考虑专家经验,在一定程度上改善和提高了评价的质量^[11,16]。

设有 n 个评价对象(地级市)或 n 个年份,每个对象(或年份)包含 m 个评价指标,形成的原始数据矩阵 X :

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & \cdots & x_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & \cdots & x_{nm} \end{bmatrix} \quad (1)$$

对原始数据矩阵 X 进行采用线性插值法的标准化方法,得到标准化矩阵 R :

$$R = (r_{ij})_{n \times m} \quad (2)$$

r_{ij} 为第 i 个评价对象在第 j 个评价指标上的标准化值, $r_{ij} \in [0, 1]$:

$$\begin{cases} r_{ij} = \frac{x_{ij} - \min(x_j)}{\max(x_j) - \min(x_j)} \text{ (正向效益型指标)} \\ r_{ij} = 1 - \frac{x_{ij} - \min(x_j)}{\max(x_j) - \min(x_j)} = \frac{\max(x_j) - x_{ij}}{\max(x_j) - \min(x_j)} \text{ (逆向成本型指标)} \end{cases} \quad (3)$$

基于熵值法构造标准化加权矩阵 Z :

$$Z = W_j \cdot R \quad (4)$$

“熵权法”赋权是根据各指标提供信息量的大小来确定指标权数的方法。某项评价指标的差异越大,熵值越小,该指标包含和传输的信息越多,相应权重越大,计算步骤为:

$$W_j = \frac{1 - H_j}{m - \sum_{j=1}^m H_j} \quad (5)$$

$$H_j = -k \cdot \sum_{i=1}^n f_{ij} \cdot \ln f_{ij} \quad (6)$$

$$f_{ij} = \frac{r_{ij}}{\sum_{i=1}^n r_{ij}} \quad (7)$$

$$k = \frac{1}{\ln(n)} \quad (8)$$

式中: H_j 表示第 j 项指标的熵; f_{ij} 表示第 i 个评价对象第 j 项指标占所有评价对象该指标和的比重; k 表示波尔兹曼常量; W_j 表示第 j 项指标的权重;再根据专家评判方法对权重适当调整,结果见表 1。

3 土地生态安全评价方法及过程

定量测度土地生态安全状态和水平是土地生态安全研究的重要内容之一。目前对土地生态安全评价研究比较常用的方法主要有综合指数评价法^[17]、土地承载力法^[18]、景观生态学法^[19]等,其中以综合评价指数法居多,主要通过综合分值归等定级来评价研究对象的土地生态安全综合水平,不能有效识别指标与评价等级之间的隶属程度,容易遗漏单个指标之间的评价信息,因此,本研究基于 PSR 模型引入物元模型。

物元模型由中国学者蔡文教授在 20 世纪 80 年代初创立,以形式化的模型研究事物拓展的可能性和开拓规律,用于解决不相容的复杂问题,适合于多因子评价。通过引入负数的概念建立关联度,可以无丢失地综合各种因素的全部信息,并能以定量的数值表示评价结果,从而较完整、客观地反映事物质量的综合水平,可应用于生态环境、水资源承载力、农用

地分级和土地生态水平等综合评价研究^[16-17]。

3.1 确定“物元”

土地生态安全 N , 土地生态安全特征 c 的量值为 v , 以有序三元 $R = (N, c, v)$ 组作为描述土地生态安全的基本元,简称物元。 N 有多个特征,以 n 个特征 c_1, c_2, \dots, c_n 和相应的量值 v_1, v_2, \dots, v_n 来描述,则可以表示为:

$$R = (N, c, v) = \begin{bmatrix} N, c_1, v_1 \\ c_2, v_2 \\ c_3, v_3 \\ \vdots \\ c_n, v_n \end{bmatrix} \quad (9)$$

3.2 确定经典域

$$R_{0j} = (N_{0j}, C_i, V_{0ji}) = \begin{bmatrix} N_{0j}, C_1, V_{0j1} \\ C_2, V_{0j2} \\ C_3, V_{0j3} \\ \vdots \\ C_n, V_{0jn} \end{bmatrix} \quad (10)$$

式中: N_{0j} 表示划分的第 j 个评价等级, $j = (1, 2, \dots, m)$; C_i 表示第 i 个评价指标; V_{0ji} 分别为 C_i 对应评价等级的取值范围,即经典域(表 2),并且 V_{0ji} 的取值范围是 (a_{0ji}, b_{0ji}) ,可以记为 $V_{0ji} = (a_{0ji}, b_{0ji})$, $i = (1, 2, \dots, n)$ 。

3.3 确定节域

$$R_p = (P, c, V_{pi}) = \begin{bmatrix} P, c_1, (a_{p1}, b_{p1}) \\ c_2, (a_{p2}, b_{p2}) \\ c_2, (a_{p3}, b_{p3}) \\ \vdots \\ c_n, (a_{pn}, b_{pn}) \end{bmatrix} \quad (11)$$

式中: P 表示土地生态安全评价等级的全体; V_{pi} 表示 p 关于 C_i 的取值范围,即 P 的节域(表 2),记 $V_{pi} = (a_{pi}, b_{pi})$, $i = 1, 2, \dots, n$,显然 $V_{0ji} \in V_{pi}$ 。

3.4 确定待判物元

$$R_0 = (P_0, c, v) = \begin{bmatrix} P_0, c_1, v_1 \\ c_2, v_2 \\ c_3, v_3 \\ \vdots \\ c_n, v_n \end{bmatrix} \quad (12)$$

式中: R_0 表示待评对象 P_0 的待判物元; v_i 表示土地生态安全各指标 C_i 的具体量值。

3.5 确定各指标关于各等级的关联度

$$K_{j(i)} = \begin{cases} -\frac{\rho(v_i, V_{0ji})}{|X_{0ji}|} (v_i \in V_{0ji}) \\ \frac{\rho(v_i, V_{0ji})}{\rho(v_i, V_{pi}) - \rho(v_i, V_{0ji})} (v_i \notin V_{0ji}) \end{cases} \quad (13)$$

式中: $\rho(v_i, V_{0ji}) = |v_i - \frac{1}{2}(a_{0ji} + b_{0ji})| - \frac{1}{2}(b_{0ji} - a_{0ji})$, $\rho(v_i, V_{pi}) = |v_i - \frac{1}{2}(a_{pi} + b_{pi})| - \frac{1}{2}(b_{pi} - a_{pi})$; $|V_{0ji}| = |b_{0ji} - a_{0ji}|$, $i = 1, 2, \dots, n, j = 1, 2, \dots, m$ 。 $\rho(v_i, V_{0ji})$ 和 $\rho(v_i, V_{pi})$ 分别表示 v_i 与经典域区间 V_{0ji} 和节域区间 V_{pi} 的距离,关联度 $K_{j(i)}$ 实际上刻画的是土地安全各指标关于各评价等级 j 的归属程度,

相当于模糊数学中描述模糊集合的隶属度,模糊数学隶属度为闭区 $[0,1]$ 间,而关联度的取值范围是整个实数轴,若 $K_{j(v_i)} = \max K_{j(v_i)}, j \in (1,2,\cdots,m)$ 则评定指标 v_i 属于等级 j 。

3.6 计算评价对象 P_0 关于等级 j 的关联度

$$K_{j(P_0)} = \sum_{i=1}^n a_i K_{j(v_i)} \quad (14)$$

a_i 是对应指标 C_i 的权重,且 $\sum_{i=1}^n a_i = 1; K_{j(P_0)}$ 是土地安全各指标关于各等级的关联度在考虑指标重要性程度情况下的组合值,表示土地生态安全 P_0 属于等级 j 的程度。若 $K_{j(P_0)} = \max K_{j(P_0)}, j \in (1,2,\cdots,m)$, 则评定 P_0 属于等级 j 。

4 评价结果及分析

4.1 物元分析

土地生态安全评价的关键环节是制定评价标准,现阶段土地生态安全评价在我国尚处于探索阶段,还没有统一的评价标准,需要因地制宜。经典域(评价标准)确定是物元评价

模型的基础,本研究参照大量参考文献及国家标准^[14-15],将其划分为 5 个等级 $N_{01} \sim N_{05}$,定性描述为理想安全→较安全→临界安全→较不安全→不安全(表 2)。评价经典域的确定主要参考国家、行业及国际相关标准,科学研究的判定标准,研究区域背景值或本底值等。

根据 1996—2010 年各评价指标的具体量值,建立大治市土地生态安全水平待判物元矩阵 $R_{1996}, R_{1997}, \cdots, R_{2010}$,将待判物元数据输入物元模型,得到土地生态安全评价指标关联度与综合关联度的测算结果(表 3)。表 3 中 $K_j(X_i) (i = 1, 2, \cdots, 25)$ 即第 i 个指标对应各评价等级的关联度。以 2010 年为例,评价指标人口密度(人/km²)(X_1)对应 5 个评价等级的关联度分别为 $K_1(X_1) = -0.919\,7, K_2(X_1) = -0.903\,6, K_3(X_1) = -0.892\,9, K_4(X_1) = -0.795, K_5(X_1) = 0.240\,9$,因此该指标属于级别 $N_{0.5}$,即“不安全”。同样,依次计算其他指标的关联度,得到其他指标评价结果。

表 2 大治市土地生态安全评价指标经典域、节域的取值范围

序号	经典域					节域
	理想安全	较安全	临界安全	较不安全	不安全	
X_1	[0,50)	[50,150)	[150,200)	[200,450)	[450,650)	[0,650)
X_2	[0,2)	[2,4)	[4,6)	[6,8)	[8,10)	[0,10)
X_3	[40 000,65 000)	[25 000,40 000)	[10 000,25 000)	[3 000,10 000)	[0,3 000)	[0,65 000)
X_4	[45,60)	[35,45)	[25,35)	[15,25)	[0,15)	[0,60)
X_5	[0,10)	[10,50)	[50,100)	[100,200)	[200,450)	[0,450)
X_6	[10,30)	[30,50)	[50,70)	[70,90)	[90,120)	[10,120)
X_7	[0,0.9)	[0.9,2)	[2,3)	[3,4)	[4,5)	[0,5)
X_8	[0,50)	[50,100)	[100,200)	[200,300)	[300,400)	[0,400)
X_9	[0,3)	[3,8)	[8,11)	[11,15)	[15,25)	[0,25)
X_{10}	[0,5)	[5,10)	[10,15)	[15,25)	[25,35)	[0,35)
X_{11}	[0,180)	[180,250)	[250,360)	[360,420)	[420,500)	[0,500)
X_{12}	[0,10)	[10,20)	[20,30)	[30,40)	[40,50)	[0,50)
X_{13}	[0.1,0.2)	[0.07,0.1)	[0.05,0.07)	[0.02,0.05)	[0,0.02)	[0,0.2)
X_{14}	[4 500,6 000)	[3 500,4 500)	[2 500,3 500)	[1 500,2 500)	[0,1 500)	[0,6 000)
X_{15}	[0.85,1)	[0.7,0.85)	[0.55,0.7)	[0.4,0.55)	[0,0.4)	[0,1)
X_{16}	[50,100)	[100,120)	[120,150)	[150,180)	[180,260)	[50,260)
X_{17}	[12,16)	[8,12)	[6,8)	[4,6)	[0,4)	[0,16)
X_{18}	[35,45)	[25,35)	[18,25)	[10,18)	[0,10)	[0,45)
X_{19}	[3 000,3 500)	[2 000,3 000)	[1 000,2 000)	[500,1 000)	[0,500)	[0,3 500)
X_{20}	[85,100)	[75,85)	[70,75)	[65,70)	[0,65)	[0,100)
X_{21}	[90,100)	[70,90)	[50,70)	[20,50)	[0,20)	[0,100)
X_{22}	[2.5,3.5)	[1.9,2.5)	[1.3,1.9)	[0.7,1.3)	[0,0.7)	[0,3.5)
X_{23}	[45,55)	[38,45)	[30,38)	[20,30)	[0,20)	[0,55)
X_{24}	[40,50)	[30,40)	[20,30)	[10,20)	[0,10)	[0,50)
X_{25}	[25,30)	[20,25)	[15,20)	[10,15)	[0,10)	[0,30)

各项指标加权求和得到综合关联度 $K_j(N_x)$,将土地生态安全各评价指标对应的关联度与其权重输入式(14),计算得到 1996—2010 年各年份的综合关联度。1996 年与 2010 年土地生态安全水平对应 5 个评价等级的综合关联度分别为 1996 年 $K_1(N_{1996}) = -0.557\,4, K_2(N_{1996}) = -0.385\,2, K_3(N_{1996}) = -0.254\,1, K_4(N_{1996}) = -0.189\,8, K_5(N_{1996}) = -0.196\,9$ 以及 2010 年 $K_1(N_{2010}) = -0.355\,3, K_2(N_{2010}) = -0.293\,5, K_3(N_{2010}) = -0.314\,3, K_4(N_{2010}) = -0.275\,3, K_5(N_{2010}) = -0.373\,5$,可以判定,1996 年土地生态安全水平属

于级别 N_{04} ,即“较不安全”,2010 年土地生态安全水平也属于级别 N_{04} (较不安全)等级。同理可知,1997—2009 年土地生态安全等级(表 4)。计算关联度可知, $K_4(N_{1999}) > K_4(N_{1996})$,由此可见虽然 1996 年与 1999 年土地生态安全等级均为“较不安全”状态,但 1999 年对应的 N_{04} 在 $[-1,0]$ 区间内更接近于标准上限,即 1999 年土地生态安全水平较 1996 年稍高。从土地生态安全的变化来看,1996—2010 年大治市土地生态系统的安全状况经历了从较不安全→不安全→较不安全 这样一个“M”形变化,土地生态安全等级在下降之后逐

表 3 2010 年大冶市土地生态安全评价指标关联度

序号	安全等级					评判等级
	理想安全	较安全	临界安全	较不安全	不安全	
X_1	-0.919 7	-0.903 6	-0.892 9	-0.759 0	0.241 0	不安全
X_2	-0.691 3	-0.588 3	-0.382 5	0.235 0	-0.159 9	较不安全
X_3	-0.224 3	0.401 9	-0.162 7	-0.403 9	-0.474 6	较安全
X_4	0.386 4	-0.386 4	-0.631 8	-0.737 0	-0.795 5	理想安全
X_5	-0.478 3	-0.368 4	-0.142 9	0.200 0	-0.400 0	较不安全
X_6	-0.095 8	0.118 5	-0.440 7	-0.627 2	-0.720 4	较安全
X_7	-0.194 3	0.260 1	-0.407 0	-0.604 6	-0.703 5	较安全
X_8	-0.425 6	-0.325 3	0.069 3	-0.034 7	-0.356 4	临界安全
X_9	-0.292 4	0.422 5	-0.488 7	-0.535 2	-0.659 2	较安全
X_{10}	0.163 2	-0.836 8	-0.891 2	-0.945 6	-0.967 4	理想安全
X_{11}	-0.908 4	-0.882 7	-0.790 6	-0.633 6	0.366 4	不安全
X_{12}	-0.486 0	-0.314 7	0.055 9	-0.026 5	-0.339 3	临界安全
X_{13}	-0.493 0	-0.275 7	0.035 0	-0.013 6	-0.377 2	临界安全
X_{14}	0.183 2	-0.183 2	-0.509 9	-0.650 0	-0.727 7	理想安全
X_{15}	-0.537 4	-0.419 7	-0.285 1	-0.017 1	0.017 1	不安全
X_{16}	-0.953 5	-0.946 8	-0.959 6	-0.893 7	0.093 0	不安全
X_{17}	0.462 5	-0.537 5	-0.768 8	-0.815 0	-0.845 8	理想安全
X_{18}	-0.307 1	0.204 0	-0.102 0	-0.334 8	-0.486 9	较安全
X_{19}	-0.664 7	-0.497 0	0.006 0	-0.005 9	-0.334 7	临界安全
X_{20}	-0.042 7	0.070 0	-0.372 0	-0.476 7	-0.551 4	较安全
X_{21}	-0.622 2	-0.514 3	-0.514 3	0.466 7	-0.291 7	较不安全
X_{22}	-0.252 0	0.153 0	-0.281 8	-0.314 5	-0.461 4	较安全
X_{23}	-0.500 0	-0.345 1	0.025 7	-0.013 7	-0.408 2	临界安全
X_{24}	-0.373 1	-0.550 9	0.470 2	-0.176 6	-0.382 4	临界安全
X_{25}	-0.461 1	-0.326 4	-0.101 8	0.305 5	-0.204 9	较不安全

表 4 大冶市 1996—2010 年土地生态安全评价结果

年份	安全等级					评价等级
	理想安全	较安全	临界安全	较不安全	不安全	
2010	-0.355 3	-0.293 5	-0.314 3	-0.275 3	-0.373 5	较不安全
2009	-0.429 0	-0.339 0	-0.310 8	-0.259 9	-0.301 1	较不安全
2008	-0.454 9	-0.342 4	-0.240 4	-0.204 5	-0.280 6	较不安全
2007	-0.454 6	-0.355 2	-0.256 9	-0.157 6	-0.269 4	较不安全
2006	-0.431 9	-0.318 2	-0.271 1	-0.236 6	-0.285 9	较不安全
2005	-0.399 5	-0.291 0	-0.252 0	-0.229 9	-0.341 1	较不安全
2004	-0.371 2	-0.376 3	-0.345 8	-0.293 5	-0.306 0	较不安全
2003	-0.459 3	-0.369 9	-0.283 9	-0.285 1	-0.268 9	不安全
2002	-0.466 2	-0.373 2	-0.230 1	-0.287 9	-0.233 3	不安全
2001	-0.563 0	-0.394 9	-0.326 2	-0.262 9	-0.154 0	不安全
2000	-0.574 9	-0.419 5	-0.365 2	-0.242 3	-0.154 3	不安全
1999	-0.561 8	-0.382 9	-0.294 1	-0.125 6	-0.195 9	较不安全
1998	-0.554 7	-0.350 4	-0.279 1	-0.155 4	-0.204 9	较不安全
1997	-0.524 9	-0.368 2	-0.257 5	-0.179 0	-0.241 1	较不安全
1996	-0.557 4	-0.385 2	-0.254 1	-0.189 8	-0.196 9	较不安全

渐再重新提升,土地生态安全水平有逐渐变好的趋势,但比较 2010 年与 1996 年的安全水平,2010 年综合关联度明显小于 1996 年,因此大冶市土地生态安全不容乐观。

从单个评价指标分析,大冶市土地生态安全评价指标相对应各个水平等级的关联度计算结果,1996—2010 年大部分指标发生等级跳跃。根据单个评价指标提供的分异信息,25°以上坡耕地面积比重、万元 GDP 能耗、粮食单产在理想安全与较安全状态之间,安全状况良好,人均公共绿地面积从较不

安全状态过渡到较安全状态,从这几项指标分析对大冶市土地生态安全影响相对较小。而 2000—2003 年大冶市土地生态安全从“较不安全”状态转变为“不安全”状态,处于“V”形发展最低端,同时,大冶市建设用地占用耕地面积比重、人均生活用水量、单位土地面积废水排放量等上升,水土协调度下降,说明以上指标对大冶市土地生态安全水平的提升有很大的作用。环保资金投入比重、高新技术产业增加值、工业固废综合利用率、单位耕地面积农药使用量、城镇化率、等指标出

现不同等级的上升趋势,说明这几项指标对大冶市土地生态安全水平的提升也有很大作用。

4.2 PSR 模型评价

采用权重加权求和得到大冶市土地生态安全压力系统、状态系统、响应系统的安全值和综合安全指数(图 1),1996—2010 年的土地生态安全综合关联度见图 2。对比分析图 1、图 2,由图 1 可知,大冶市土地生态安全水平正向增长,分析图 2 大冶市土地生态安全综合关联度得出,大冶市土地生态安全状况堪忧,2000—2006 年大冶市土地生态安全水平较低,均处在不安全状态和较不安全状态,2007 年开始有所好转,但之后关联度逐年降低,稳定度差。目前大冶市耕地面积 52 931.48 hm²,园地面积 2 020.77 hm²,林地面积 47 391.58 hm²,草地面积 4 521.51 hm²,城镇村及工矿用地 20 660.52 hm²,交通运输用地 2 597.77 hm²,水域及水利设施用地 20 754.47 hm²,其他土地 4 693.43 hm²,结合大冶市土地利用现状分析,大冶市人均耕地面积逐年减少,城镇村及工矿用地面积大,土地利用仍较粗放,农村建设用地利用效率较低,农村居民点用地不减反增,建设用地占用大量耕地面积,同时,历史遗留下来的工矿废弃地点多面广,有待复垦利用,通过对当地土地利用状况的调查发现,大冶市土地抛荒问题极其严重,具体原因是丘陵地形不利规模化生产,工矿企业占地污染严重。应该根据当地实际情况进行农村居民点整治、基本农田整理,提高土地生态安全水平,努力构建环境友好型和资源节约型社会。

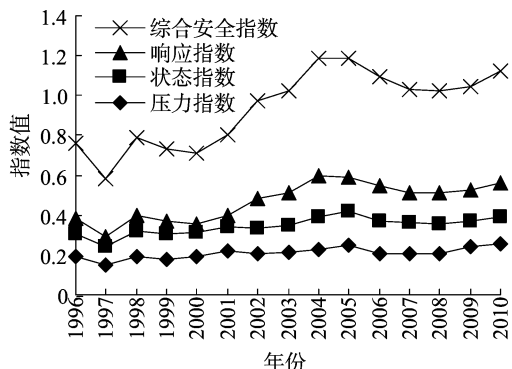


图1 基于 PSR 模型土地生态安全结果

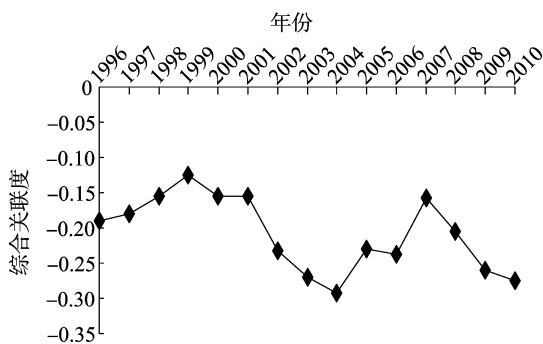


图2 物元模型土地生态安全综合关联度

5 结论与讨论

(1)通过 1996—2010 年大冶市 15 年土地安全评价分析表明,基于 PSR 模型的“自然—经济—社会”评价体系涵盖了

土地的自然、经济、社会等主要方面,满足指标体系的系统性、可操作性、可比性等要求,客观地反映区域土地生态安全的状态和问题以及土地生态系统的各要素之间的关系。熵权法根据评价指标间的离散程度,用信息熵来确定评价指标权重,结合专家评判法,在一定程度上改善和提高了评价的质量;物元分析方法可以揭示单个评价指标的分异信息和综合评价结果的中间信息,挖掘土地生态安全存在的具体问题,PSR 模型和物元分析法适用于土地生态安全评价。(2)1996—2010 年大冶市土地生态系统的安全状况经历了从较不安全→不安全→较不安全这样一个“V”形变化,综合水平有所提升,但并未达到临界安全或较安全状态,并且现有安全状态的等级关联度较弱,有下降趋势。根据评价分析结果,提高大冶市土地生态安全,维持可持续发展,要积极开展农村土地整治,增加土地利用集约度,减少建设用地占用耕地面积,结合土地利用现状,加大中低产田改造力度;加强水土流失治理,提升水土协调度,提高环境污染治理投资比例,降低人均生活用水量,减少生活污水及工业废水排放;转变经济发展方式,优化产业布局,规划工矿废弃地复垦。

本研究运用 PSR“压力—状态—响应”模型、熵权法结合物元方法,以大冶市为例分析资源枯竭型城市土地生态安全,得出大冶市土地生态安全主要问题所在,为大冶市土地利用规划的制定提供参考依据,达到了预期研究目的。存在的不足有:仅从时间尺度整体分析,未结合空间分析,指标选取面广不具有针对性等,下一步研究重点为选取针对性指标,进行时空差异对比分析。

参考文献:

- [1] 张小虎,雷国平,袁磊,等. 黑龙江省土地生态安全评价[J]. 中国人口·资源与环境,2009(1):88-93.
- [2] 刘雪,刁承泰,黄娟,等. 区域土地资源安全评价初探——以重庆市为例[J]. 水土保持通报,2006(5):57-61.
- [3] 张虹波,刘黎明. 土地资源生态安全研究进展与展望[J]. 地理科学进展,2006(5):77-85.
- [4] 李玲,侯淑涛,赵悦,等. 基于 P-S-R 模型的河南省土地生态安全评价及预测[J]. 水土保持研究,2014(1):188-192.
- [5] 吴未,谢嗣频. 中国土地生态安全评价研究进展与展望[J]. 河北农业科学,2010(5):99-102,159.
- [6] 谢花林. 土地利用生态安全格局研究进展[J]. 生态学报,2008(12):6305-6311.
- [7] 黄海,刘长城,陈春. 基于生态足迹的土地生态安全评价研究[J]. 水土保持研究,2013(1):193-196,201.
- [8] 李玉平,蔡运龙. 河北省土地生态安全评价[J]. 北京大学学报(自然科学版),2007,43(6):784-789.
- [9] 裴婷婷,陈英,赵亚南,等. 基于 P-S-R 模型的白银市土地生态安全评价[J]. 中国农学通报,2014(2):215-221.
- [10] 吴冠岑. 区域土地生态安全预警研究[D]. 南京:南京农业大学,2008.
- [11] 范瑞铤,陈松林,戴菲,等. 福建省土地利用生态安全评价[J]. 福建师范大学学报(自然科学版),2010,26(5):97-101,108.
- [12] 李智国,杨子生. 中国土地生态安全研究进展[J]. 中国安全科学学报,2007(12):5-12,197.
- [13] 刘庆,陈利根,舒帮荣,等. 长株潭城市群土地生态安全动态

钱静亚,张正沛,季蓉蓉,等. 3 株真菌固态发酵产木质素降解酶的研究[J]. 江苏农业科学,2017,45(5):277-280.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.05.072

3 株真菌固态发酵产木质素降解酶的研究

钱静亚^{1,2}, 张正沛², 季蓉蓉², 马真², 陈菊², 李佳少², 张志才², 葛才林¹

(1. 扬州大学作物栽培生理江苏省重点实验室, 江苏扬州 225009; 2. 江苏大学食品与生物工程学院, 江苏镇江 212013)

摘要:对菌株 JS-1008、米曲霉 CGMCC5992、黄孢原毛平革菌 CICC40719 等 3 株真菌固态发酵产木质素降解酶、纤维素酶、半纤维素酶进行了研究。结果表明,3 株菌株中,米曲霉发酵产木质素降解酶活性最高,木质素过氧化物酶和锰过氧化物酶活性可达 2.08、1.79 U/g DS,产纤维素酶、半纤维素酶活性则相对较低,分别为 1.69、4.19 U/g DS,木质素降解率为 7.23%;菌株 JS-1008 产木质素降解酶、纤维素酶、半纤维素酶的活性均较低,木质素降解率最低;黄孢原毛平革菌产木质素降解酶的水平最低,木质素过氧化物酶、锰过氧化物酶的活性分别为 0.40、0.51 U/g DS,但产纤维素酶、半纤维素酶的活性最高,分别达到 2.54、10.86 U/g DS,木质素降解率达 11.7%。

关键词:菌株 JS-1008;米曲霉;黄孢原毛平革菌;木质素过氧化物酶;锰过氧化物酶

中图分类号: S182 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)05-0277-04

木质素是自然界中除纤维素外的第 2 大聚合物,由苯丙烷单元通过醚键、碳碳键连接形成聚酚类三维网状结构,由于其复杂、稳定、多样的无定形三维体型而成为农作物秸秆中比纤维素更难降解的成分,导致秸秆营养价值、利用率低^[1]。要彻底降解纤维素,关键在于降解包裹在纤维素晶体外面的木质素以及半纤维素。因此,秸秆利用研究从过去的降解纤维素的研究转向了木质素降解研究^[2]。

木质素降解过程中的关联酶系主要有 3 类:H₂O₂ 产生酶系(如葡萄糖氧化酶、乙二醛氧化酶等)、木质素氧化酶系(木质素过氧化物酶、锰过氧化物酶、漆酶等)、其他酶系(甲基化酶、纤维二糖脱氢酶等)^[3]。在木质素氧化酶系中,研究较多的酶主要有木质素过氧化物酶、锰过氧化物酶、漆酶^[4]。木质素过氧化物酶是降解木质素酶系的主要成分,在木质素降解中起关键作用^[5]。锰过氧化物酶在 Mn²⁺、H₂O₂ 存在时,能氧化分解芳香环多聚体,被认为是木质素降解的关键酶之一^[6]。

自然界中产生降解木质素降解酶的微生物有真菌、放线菌、细菌等,其中可彻底将木质素降解为 CO₂、H₂O 的是白腐

真菌,如黄孢原毛平革菌(*Phanerochaete chrysosporium*)^[7]、红色毛癣菌(*Trichophyton rubrum*)^[8]、栓菌属(*Trametes*)^[9]、侧耳属(*Pleurotus*)^[10]、糖单孢菌属(*Saccharomonospora*)^[11]、不动细菌属菌株 B-2(*Acinetobacter* sp. B-2.)、*Pandora* sp. B-6、纤孔菌属菌株(*Inonotus* sp.)^[12]等。但是白腐真菌在人工培养条件下产生的木质素降解酶活性较低,造成木质素酶生产成本较高,因此有必要探索木质素降解酶活性高的真菌。

笔者前期从污泥中分离得到了菌株 JS-1008 和米曲霉 CGMCC5992,但未对其降解木质素进行系统研究。本研究比较菌株 JS-1008、米曲霉 CGMCC5992、黄孢原毛平革菌产木质素降解酶、纤维素酶、半纤维素酶的能力,试图找到 1 株产高活性木质素降解酶活性的菌株,以期降低木质素酶的生产成本,实现其工业化生产应用奠定基础,也为真菌降解秸秆木质纤维素并用于秸秆的资源化利用提供依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 菌种 JS-1008,分离自江苏大学玉带河污泥样品中,初步鉴定为匍枝根霉。米曲霉,分离自江苏大学玉带河污泥样品中,现保存于中国微生物菌种保藏管理委员会普通微生物中心,保存编号为 CGMCC5992。黄孢原毛平革菌 CICC40719,购自中国工业微生物菌种保藏中心。

1.1.2 培养基 玉米芯粉固体发酵培养基:称取一定量玉米芯粉和水,按照质量比 1:3 混合,分装在直径 15 cm、无热力学应变性的塑料盘中,每盘 60 g,并在 121 ℃ 灭菌 1 h。

收稿日期:2016-01-07

基金项目:江苏省作物栽培生理重点实验室开放课题(编号:K13017);江苏大学大学生实践创新训练计划项目(编号:201410299171W);江苏大学学生科研项目(编号:13A085)。

作者简介:钱静亚(1979—),女,江苏常熟人,博士,副教授,主要从事微生物发酵研究。E-mail:qianjingya@yeah.net。

通信作者:葛才林,博士,教授,主要从事生物物理研究。E-mail:gecailin10@163.com。

评价研究[J]. 长江流域资源与环境,2010(10):1192-1197.

[14] 余健,房莉,仓定帮,等. 嫡权模糊物元模型在土地生态安全评价中的应用[J]. 农业工程学报,2012,28(5):260-266.

[15] 黄辉玲,罗文斌,吴次芳,等. 基于物元分析的土地生态安全评价[J]. 农业工程学报,2010,26(3):316-322.

[16] 邱微,赵庆良,李崧,等. 基于“压力-状态-响应”模型的黑龙江省生态安全评价研究[J]. 环境科学,2008(4):1148-1152.

[17] 杜忠潮,韩申山. 基于主成分分析的土地生态安全评价实证研究——以陕西省 10 个省辖市为例[J]. 水土保持通报,2009(6):198-202,207.

[18] 黄海,刘长城,陈春. 基于生态足迹的土地生态安全评价研究[J]. 水土保持研究,2013(1):193-196,201.

[19] 许倍慎. 江汉平原土地利用景观格局演变及生态安全评价[D]. 武汉:华中师范大学,2012.