

杨子睿,侯湖平,丁忠义,等.煤粮复合区耕地生态系统重分类及生态效应分析[J].江苏农业科学,2018,46(22):280-286.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.22.066

煤粮复合区耕地生态系统重分类及生态效应分析

杨子睿,侯湖平,丁忠义,王 慧

[中国矿业大学(徐州)环境与测绘学院,江苏徐州 221116]

摘要:开展煤粮复合区耕地生态系统空间格局及其演化特征研究,有利于明晰区域耕地可保有容量与煤矿区生态修复预期目标。以典型煤粮复合区——江苏省徐州市沛北煤矿区 2000、2004、2008 年地球观测系统(SPOT)遥感影像与土地利用现状数据为基础,将研究区内耕地生态系统重新划分为未沉陷一般耕地子系统、沉陷未积水耕地子系统、季节性积水耕地子系统和常年淹水绝产耕地子系统等 4 类,进而对位于我国东部平原的徐州市沛北煤矿区范围内的耕地生态系统功能状态变化及其生态效应进行分析。结果表明,煤粮复合区内耕地生态系统的生态效应变化主要源自未沉陷一般耕地、沉陷未积水耕地子系统的面积减少与季节性积水耕地、常年淹水绝产耕地子系统的面积增加,2000—2008 年采煤活动对煤粮复合区耕地生态系统的生态效应产生了较大影响;4 类耕地子系统在 2004—2008 年期间产生的生态效应强度均远远小于 2000—2004 年,常年淹水绝产耕地子系统的面积变化对研究区耕地生态效应的贡献率最大。结果可为我国东部平原高潜水位煤矿区耕地生态系统演化研究提供科学依据。

关键词:煤粮复合区;生态效应;耕地重分类;沛北煤矿区

中图分类号: F323.211 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)22-0280-06

耕地生态系统是生物地球化学系统的核心组成部分,对人类生态环境有重要影响。煤粮复合区耕地生态系统是在矿区范围内以耕作为主的耕地自然景观和以矿产资源开采为主导的人类活动相互作用形成的复合生态系统^[1],其生态价值主要体现在为人类提供食物、工业原材料等直接价值和大气调节、水源涵养等间接价值 2 个方面。由于受大规模矿产资源开发活动的扰动影响,煤粮复合区的土壤结构遭到破坏,肥力下降,地表发生沉陷、积水等状况,对区域内的耕地生态系统造成了极大的影响^[2-3]。开展煤粮复合区耕地生态系统生态价值的变化研究,有利于解决煤粮复合区煤炭开采和耕地保护之间的矛盾,准确认识矿业活动对煤粮复合区耕地生态系统功能价值的干扰效应,明晰区域耕地可保有容量与煤矿区生态修复的预期目标。

1 研究概述

煤粮复合区是当前一个特殊的土地利用研究单元,在煤矿开采区域,由于大规模的矿产资源开发,区域内耕地生态系统处于十分不稳定的状态,耕地利用类型发生剧烈变化。耕地利用类型和格局变化是影响研究区耕地生态系统过程和生态价值的主要因素,因此可通过耕地利用类型和格局变化来反映耕地生态系统生态价值的变化,为生态系统生态效应的研究提供新的思路。目前对生态价值的研究结果主要集中在定量评价土地利用变化所引起的生态价值变化及其所产生的

生态效应度量方面。在计算方法方面,国内的研究多以谢高地等的生态价值估算成果^[4]为依据,卢元清等在此基础上针对小尺度生态系统提出了生态价值修正模型,将现实干扰因素考虑进去,提高了生态价值的测算精度^[5]。在研究对象方面,目前大多为大尺度区域生态系统,少量为农田、草地等生态子系统,对矿区尤其是煤粮复合区的研究还十分少见。杨璐等基于土地利用变化对邹城市煤粮复合区生态系统的生态价值进行测算,为研究煤粮复合区生态系统的生态价值提供了重要的研究思路^[6]。本研究尝试将刘洪江等使用的信息重分类方法^[7]应用于研究区耕地生态系统的重新判别,分别测算重分类后各耕地生态子系统的生态价值并分析其变化情况,并基于谢高地等提出的生态服务价值估算模型^[4]构建生态效应计算模型,以反映自然、社会等因素对耕地生态系统的影响程度。

江苏省徐州市沛北煤矿区是两淮国家大型煤炭基地与华东地区煤炭工业基地的重要组成部分,是徐淮平原乃至黄淮海平原的商品粮生产基地,属于典型的煤粮复合区。目前,沛北煤矿区已经造成 5 596.41 hm² 土地塌陷,煤炭资源开采与耕地资源保护形成了极其尖锐的矛盾^[8]。如何正确研判耕地变化时空格局及耕地变化生态效应,对我国煤粮复合区资源协调利用调控、生态建设与社会稳定至关重要^[9]。本研究以徐州市沛北煤矿区作为研究对象,将 2000、2004、2008 年地球观测系统(SPOT)遥感影像与土地利用现状数据作为基础数据,通过分析与量化耕地生态系统价值,评估重分类下耕地面积和结构变化引起的生态价值变化和生态效应变化,揭示煤炭资源开采对耕地生态价值的影响,以期对煤粮复合区耕地生态系统的生态价值研究提供科学依据。

收稿日期:2017-06-20

基金项目:国家自然科学基金(编号:51474217)。

作者简介:杨子睿(1995—),男,湖南邵阳人,硕士研究生,研究方向为土地利用规划、土地开发复垦整理等。E-mail: zryang@cumt.edu.cn。

通信作者:丁忠义,博士,副教授,研究方向为土地利用规划。

E-mail: dzy2002@126.com。

2 数据处理与研究方法

2.1 数据来源

所采用的遥感图像为从中国科学院遥感与数字地球研究所购买的 SPOT 影像,影像分辨率为 $10\text{ m} \times 10\text{ m}$, 全色波段, 时相选择塌陷地水体信息丰富和植被光谱特征明显的植物生长季后期的 8—9 月份, 采集时间分别为 2000 年 09 月 15 日、2004 年 09 月 09 日、2008 年 09 月 23 日, 云量均为 0%。研究区枯水期影像选择的是 2000、2004、2008 年 3 月期间的 Landsat TM 影像, 并从徐州市国土资源局获取了 2011 年沛县土地利用现状图、2011 年沛北煤矿区塌陷积水分布图、2013 年沛北煤矿区范围矢量图以及 2000、2004、2008 年沛北煤矿区塌陷范围矢量图(均为 shp 格式矢量数据), 用于相关辅助分析; 江苏省徐州市沛县的粮食产量和粮食单价均来源于 2000、2004、2008 年《徐州市统计年鉴》。

2.2 耕地信息重分类

煤粮复合区耕地生态系统是在矿区范围内以耕作为主的耕地自然景观和以矿产资源开采为主导的人类活动相互作用形成的复合生态系统。在煤矿开采区域, 由于大规模的矿产资源开发, 区域内耕地生态系统处于十分不稳定的状态。沛北煤矿区属于高潜水位煤矿区, 受采矿活动开采的影响, 其区域内的耕地生态系统将会经历未沉陷阶段、沉陷阶段、季节性积水阶段和常年积水阶段等 4 个变化阶段。利用遥感数据发掘 4 种耕地生态系统随时间的变化规律, 发现耕地生态系统内部变化的隐含信息, 并进行信息重分类是其行之有效的手段。

信息重分类的主要思想是尽量避免代码重复, 对 n 个时段的数据而言, 须将它们尽量分开, 这样经分类后, 将所有信息进行叠加, 可以得到 1 张土地变化信息总图, 通过对这张图进行信息提取与分析, 即可得到所需要的信息^[7]。在进行信息重分类时一般要考虑研究对象特征和遥感对象判读处理等 2 个因素。目前, 国内对于信息重分类方法的应用已经比较

成熟, 如李柏延等在研究土壤侵蚀动态变化时, 采用重分类方法将研究区土壤侵蚀状况划分为基本无土壤侵蚀、轻度土壤侵蚀、中度土壤侵蚀和重度土壤侵蚀等 4 种进行分析^[10]。

为揭示因采煤活动造成煤粮复合区耕地发生未沉陷—地表沉陷—季节性积水—常年积水的过程以及该过程导致的区域生态系统功能状态变化^[11], 将煤粮复合区耕地生态系统重分类为未沉陷一般耕地子系统、沉陷未积水耕地子系统、季节性积水耕地子系统和常年淹水绝产耕地子系统等 4 类; 须要说明的是, 常年淹水绝产耕地即通常意义的积水地, 由于常年积水无法进行耕作, 一般已经演化为鱼塘、池塘等, 为凸显耕地内部变化而将其作为一类耕地进行分析。

遵循遥感影像数据处理过程, 采用最大似然法 (ROIs)^[12] 对 2000、2004、2008 年影像进行监督分类; 由于 ROIs 无法精确地将未沉陷一般耕地和沉陷未积水耕地区分出来, 因此对 4 类耕地的识别将在识别水域(自然水体和塌陷水体)、村庄和塌陷区范围的基础上完成, 并将判别结果转换成 shp 格式。地类识别过程为 (1) 未沉陷一般耕地的识别。首先, 利用监督分类对耕地、水域和村庄等进行识别, 然后导入塌陷地范围, 用耕地范围对塌陷地范围进行裁剪后得到的区域即为未沉陷一般耕地。(2) 沉陷未积水耕地的识别。在完成未沉陷一般耕地识别之后, 得到位于塌陷区的耕地和塌陷区以外的耕地; 塌陷区范围内的耕地即为沉陷未积水耕地。(3) 季节性积水耕地的识别^[13]。由于季节性积水耕地具有“多雨季节积水, 少雨或无雨季节板结”的特征, 因此主要应用时相分析法对其进行识别, 即在完成水域、塌陷区范围识别的基础上, 利用同一年度 9 月份的丰水期和 3 月份的枯水期影像比较得到。(4) 常年淹水绝产耕地^[14]。在水域判别的基础上, 常年性积水区即为常年淹水绝产耕地。

在分类完成后, 将未沉陷一般耕地、沉陷未积水耕地、季节性积水耕地和常年淹水绝产耕地追加到同一数据集, 并制作专题图; 数据处理后得到的耕地重分类结果见图 1 和表 1。

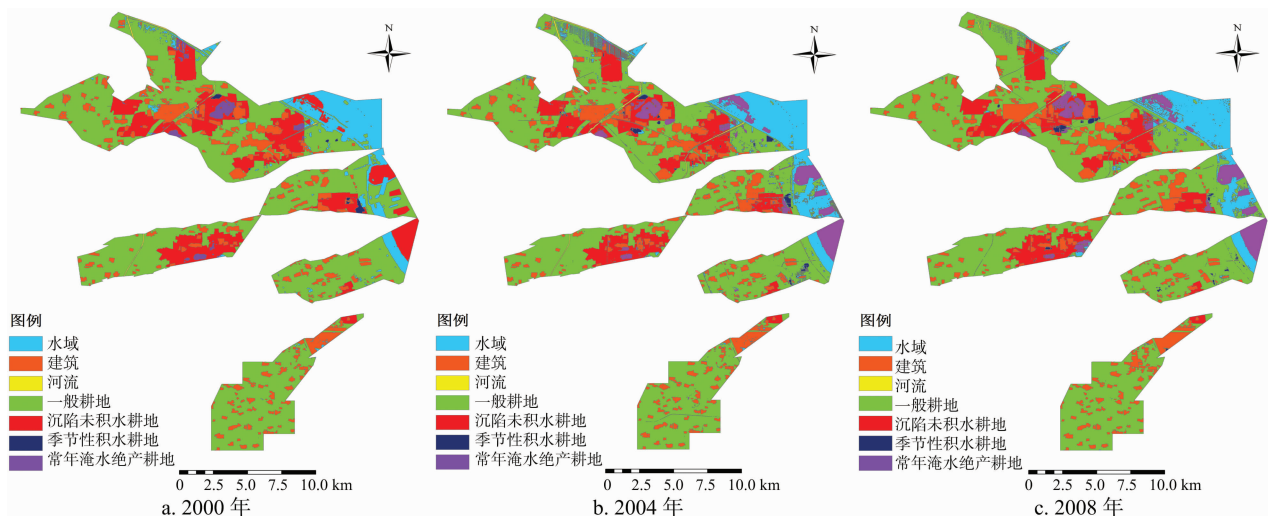


图1 研究区 2000、2004、2008 年土地利用分类

2.3 耕地生态价值测算方法

为了度量各类耕地子系统变化对耕地生态系统产生的生态效应, 可以用生态价值变化来衡量生态系统功能状态变化, 进而反映其生态效应。目前, 国内主要采用当量因子法对生态

价值进行测算^[15-16], 该方法是在谢高地修正 Costanza 提出的测算方式^[17]的基础上, 根据不同地理空间异质性表达提出的^[18]。

根据谢高地等研究制定的中国生态系统单位面积生态服务价值当量因子表^[18], 结合研究区的实际情况, 设计出沛北

表 1 研究区耕地面积变化

土地利用类型	面积 (hm ²)		
	2000 年	2004 年	2008 年
水域	2 848.88	3 390.75	3 347.93
建筑用地	4 217.77	4 588.49	4 806.16
河流	86.57	196.22	190.68
沉陷未积水耕地子系统	4 889.94	3 776.94	3 540.75
未沉陷一般耕地子系统	17 907.48	16 906.39	16 700.14
季节性积水耕地子系统	86.47	151.49	199.86
常年淹水绝产耕地子系统	394.17	1 421.00	1 645.76
总计	30 431.28	30 431.28	30 431.28

煤粮复合区各类耕地生态子系统的单位面积生态服务价值当

表 2 单位面积耕地生态系统服务价值当量因子

一级类型	二级类型	耕地生态子系统			
		一般耕地子系统	沉陷未积水耕地子系统	常年淹水绝产耕地子系统	季节性积水耕地子系统
供给服务	食物生产	1.00	0.70	0.45	0.58
	原材料生产	0.39	0.27	0.30	0.29
调解服务	气体调节	0.72	0.50	1.81	1.16
	气候调节	0.97	0.68	7.81	4.24
	水文调节	0.77	0.54	16.11	8.32
	废物处理	1.39	0.97	14.63	7.80
支持服务	保持土壤	1.47	1.03	1.20	1.11
	维持生物多样性	1.02	0.71	3.56	2.14
文化服务	提供美学景观	0.17	0.12	4.57	2.34
	合计	7.90	5.53	50.44	27.99

根据表 2 并结合《徐州市统计年鉴》中的粮食单产和粮食单价即可计算出研究区各类耕地单位面积年度生态价值。但此种计算生态价值的方法一般适用于全国大区域陆地生态价值的评估,对于小尺度耕地生态价值的研究,难以有效识别采矿活动波动性、社会经济发展阶段及资源稀缺性等因素对耕地生态价值的影响^[22-24]。因此本研究考虑到上述 3 个因素对耕地资源价值的影响,采用现时点数据对平均状态下耕地生态价值进行评估修正。计算公式为

$$V_e = V_c \times K \times L \times S。$$
 (1)

式中: V_e 为修正后的耕地生态价值; V_c 为根据谢高地等的研究成果^[15] 修改后计算出来的研究区耕地生态价值; L 为社会发展阶段修正系数; K 为采矿活动影响修正系数; S 为资源稀缺修正系数。

2.3.1 采矿活动影响系数修正 根据王行风等提出的煤矿区生命周期理论^[25],矿区的发展在不同时期对周边环境所产生的影响也大不相同。采矿活动对矿区范围内耕地的土壤肥力具有很强的负面作用,因此,可通过对煤矿区不同阶段土壤肥力的测算来修正耕地生态价值,数据来源于沛北煤矿区 2000 年以来各项土壤评价项目报告,计算公式^[26] 为

$$K = P_i = \sqrt{\frac{(P_{ia})^2 + (P_{im})^2}{2}} \times \frac{(n-1)}{n}。$$
 (2)

式中: P_i 为不同时期的土壤综合肥力系数; P_{ia} 为不同时期土壤各属性分肥力系数的平均值; P_{im} 为不同时期土壤各属性分肥力系数的最小值; n 为参与评价的土壤因子个数。增加修正项 $(n-1)/n$ 是为了反映可信度,即参评土壤属性项目越多,可信度越高。

2.3.2 社会发展阶段系数修正 由于人们对生态服务功能

量因子表(表 2)。其中,未沉陷一般耕地子系统、沉陷未积水耕地子系统、季节性积水耕地子系统、常年淹水绝产耕地子系统的当量因子取值原则借鉴田小松等的取值思路^[19],定为未沉陷一般耕地子系统取值与农田一致;根据宋戈等对耕地生态系统服务功能价值的测算^[20],沉陷未积水耕地子系统取值为农田的 70%;沛北煤矿区的常年淹水绝产耕地子系统 1/2 为未经综合整治的湿地地貌,而靠近微山湖一侧的常年淹水绝产耕地子系统则进行了微山湖湿地公园改造计划,结合实际水土资源利用特点,常年淹水绝产耕地子系统生态服务价值当量因子在此取湿地和水域的平均值;季节性积水耕地子系统由于具有季节性变化特点,因此将其取值设定为沉陷未积水耕地子系统与常年淹水绝产耕地子系统的平均值^[21]。

价值的认识是一个渐进的过程,在较低发展阶段,人们对生态价值的认识水平也较低,且这种认识水平的提高较为缓慢;但达到小康水平之后,人们对环境舒适性服务的需求会急剧提高,当继续发展到极富阶段时,这种需求便会趋于饱和。因此,可以采取皮尔生生长曲线模型^[5]来测算社会发展阶段系数:

$$L = \frac{1}{1 + e^{(3 - \frac{t}{E_n})}}。$$
 (3)

式中: e 为自然对数底数; E_n 为 2000、2004、2008 年研究区恩格尔系数。

2.3.3 资源稀缺系数修正 资源稀缺度可反映某区域在经济、社会和环境可持续发展过程中生态资源需求量与供给量之间的关系。生态资源存量越小,需求量越大,稀缺度就越高,则人们对单位生态资源的支付意愿越大,生态系统的服务功能价值越大。同一区域的自然地理条件较接近,其土地利用结构特征也较接近。本研究采用的资源稀缺系数修正公式^[5] 为

$$S = \frac{\log p}{\log P}。$$
 (4)

式中: p 、 P 分别为研究区、全国平均人口密度。经计算, p 为 398 人/km², P 为通过《徐州市统计年鉴》分别计算出的 2000、2004、2008 年研究区的人口密度。

2.4 生态效应测算模型

2.4.1 生态效应指数模型 生态效应是指人为活动造成的环境污染和环境破坏引起的生态系统结构和功能变化^[27]。定量评价生态效应有利于揭示人类活动与生态环境的相互作用机制与变化过程。赵丹阳等通过构建城市用地扩张的生态环境效应 P-S-R(EU-P-S-R)模型,计算松花江流域城

市用地扩张的生态环境综合效应指数,用以解释城市用地扩张产生的生态效应的时空变化特征^[28]。崔王平等从城市扩展模式、人为干扰强度、景观格局梯度等 3 个方面对重庆市主城区城市扩展过程中景观组分变化引起的生态效应进行综合分析,结果发现,不同走向局部区域景观格局梯度变化存在显著的时空差异,这是城市化过程中景观组分变化引起生态效应的主要原因^[29]。耕地生态系统总效应不仅受耕地面积变化的影响,还受研究区内其他多种因素影响。

为了探索耕地变化引起的生态效应,应在研究区耕地生态系统的总价值中分别确定由耕地面积变化而引起的变化比例和由农业发展等其他因素所引起的变化比例。构建如公式(5)、(6)所示的耕地生态效应指数模型^[30],以度量生态效应变动幅度。

$$H_{(ef)i} = \frac{\sum_{j=1}^n A_{(f)i} \times D_{(e)ij} - A_{(e)i} \times D_{(e)ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n A_{(f)i} \times D_{(f)ij} - A_{(e)i} \times D_{(e)ij}}; \quad (5)$$

$$K_{(ef)i} = \frac{\sum_{j=1}^n A_{(e)i} \times D_{(f)ij} - A_{(e)i} \times D_{(e)ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n A_{(f)i} \times D_{(f)ij} - A_{(e)i} \times D_{(e)ij}}。 \quad (6)$$

式中: $H_{(ef)i}$ 表示*i*类耕地面积变化的生态效应指数; $K_{(ef)i}$ 表示*i*类耕地单位面积生态价值变化的生态效应指数; $A_{(e)i}$ 、 $A_{(f)i}$ 分别表示研究期初、研究期末*i*类耕地生态系统的面积; $D_{(e)ij}$ 、 $D_{(f)ij}$ 分别表示研究期初、研究期末单位面积*i*类耕地生态系统第*j*项生态服务功能的价值;*i*表示耕地生态系统类型;*j*表示生态服务功能类型;*m*表示耕地生态系统类型总数;*n*表示生态服务功能类型总数。

2.4.2 生态效应模数模型 同样的生态价值变化量产生的效果因发生区域面积以及发生时段长度的不同而不同^[30],即生态效应不仅须要考虑变动幅度,也应该关注生态效应变动效率或效果。借鉴水文学径流模数^[30]建立如公式(7)所示的生态效应模数模型,以度量生态效应变动效果。

$$M_{(ef)i} = \frac{\sum_{i=1}^n |A_{(f)i} \times D_{(f)ij} - A_{(e)i} \times D_{(e)ij}|}{\sum_{i=1}^m A_{(e)i} T}。 \quad (7)$$

式中: $M_{(ef)i}$ 表示*i*类耕地生态系统面积变化引起的生态效应模数;*T*表示的时间段在本研究中只有 1 个,即 2000—2008 年,为了对不同时段间进行对比,应分别计算 2000—2004 年、2004—2008 年的生态效应模数,因此 *T* 可以直接取值为 4,其他参数的含义与生态效应指数模型中的一致。但在计算不同时段生态效应模数时, $A_{(e)i}$ 、 $A_{(f)i}$ 以及 $D_{(e)ij}$ 的值随着时间的变化而变化。

3 结果与分析

3.1 生态价值测算及修正

按照公式(2)、(3)、(4)对测算出的生态价值进行修正,得到修正之后的研究区耕地生态价值。由表 3 可知,2000—2008 年期间,未沉陷一般耕地生态子系统由于单位面积年度生态价值的增加,其生态价值由 88.57×10^6 元/年增加为 189.75×10^6 元/年,增加了 114.24%。沉陷未积水耕地子系统一部分转换成了季节性积水耕地子系统和常年淹水绝产耕地子系统,但由于单位面积年度生态价值的增加,其生态价值

反而由 16.93×10^6 元/年增加到了 28.16×10^6 元/年,增加的幅度达到了 66.33%。相比之下,季节性积水耕地、常年淹水绝产耕地子系统随着面积的增长保持着稳定的生态价值增长幅度,加之单位面积生态价值的增加,2000—2008 年期间季节性积水耕地子系统的生态价值由 1.52×10^6 元/年增加为 8.04×10^6 元/年,增长幅度达 428.95%。常年淹水绝产耕地子系统的生态价值则由 12.45×10^6 元/年上升为 119.4×10^6 元/年,增长幅度达 859.04%。

表 3 研究区耕地生态系统生态价值

类别	生态价值(×10 ⁶ 元/年)		
	2000 年	2004 年	2008 年
未沉陷一般耕地	88.57	159.16	189.75
沉陷未积水耕地	16.93	24.89	28.16
季节性积水耕地	1.52	5.05	8.04
常年淹水绝产耕地	12.45	85.41	119.40
合计	119.46	274.51	345.36

生态价值贡献率是指各耕地子系统所提供的生态服务价值占耕地生态系统生态服务价值的比例。由图 2 可知,2000—2008 年期间各耕地子系统的贡献率均是未沉陷一般耕地子系统最大,季节性积水耕地子系统最小。

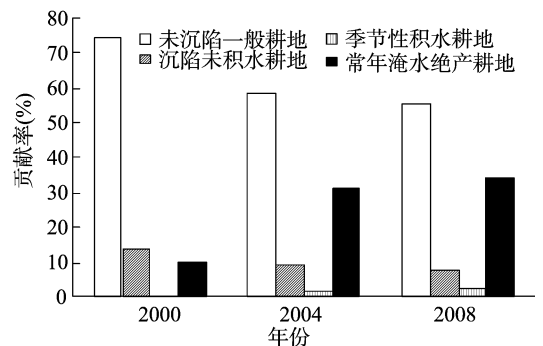


图2 生态价值贡献率

为了更加直观地体现研究区的耕地生态价值变化,将计算所得生态价值赋予煤矿区耕地分布图,即可得到单位像元的耕地生态价值(像元大小 20 m×20 m),具体如图 3 所示,图中除灰色区域表示建筑、水域、河流等用地分布外,其他均为各个类别耕地子系统单位像元生态价值分布。

通过对 3 年图像进行对比可以发现,研究区耕地生态系统的生态价值是逐年增加的;2000 年的图像大部分介于区间 [100,500) 万元/像元之间,小部分介于区间 [50,100) 万元/像元之间,只有少部分零星斑块介于区间 [1,50) 万元/像元之间;2004 年图像上大部分区域介于区间 [500,1 000) 万元/像元之间,部分介于区间 [50,100) 万元/像元之间;2008 年图像基本在区间 [100,500) 万元/像元之间。

3.2 生态价值变化结果分析

通过对沛北煤粮复合区耕地生态系统生态价值的测算,可得出研究区各耕地子系统生态价值的变化特点:(1) 2000—2008 年期间,研究区 4 类耕地子系统的生态价值都有一定程度的增加,其中常年淹水绝产耕地子系统的增加幅度最大。主要是因为常年淹水绝产耕地子系统的生态价值与湿地生态系统和水域生态系统相近,具有较高的当量值,且常年淹水绝产耕地面积的大幅度增加,导致其生态价值大幅增加。

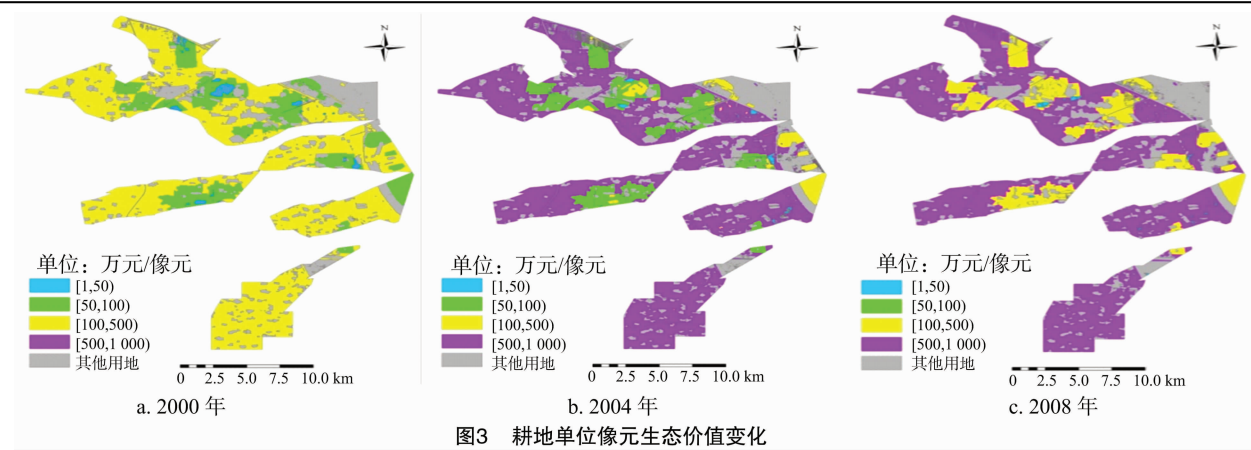


图3 耕地单位像元生态价值变化

未沉陷一般耕地子系统和沉陷未积水耕地子系统虽然面积减少但是生态价值反而增加,主要是由于2000—2003年期间种粮积极性严重不足,2004—2008年期间国家为振兴农业,全面废除了农业税,促进了粮食产量大幅提高,这一政策变化使得研究区未沉陷一般耕地子系统和沉陷未积水耕地子系统面积有所减少,但2004年以后单位面积生态价值飞速提升。(2) 沛北煤粮复合区常年的采煤活动对当地的耕地生态系统价值有着很大的影响。研究区季节性积水耕地子系统、常年淹水绝产耕地子系统的面积增加主要是在2000—2004年,这一现象是导致研究区耕地生态系统生态价值大幅上升的原因。而在未沉陷一般耕地向沉陷未积水耕地转换的过程中,采煤活动对耕地生态系统造成的影响更多为负面的。(3) 未沉陷一般耕地子系统对沛北煤粮复合区耕地生态系统生态价值的贡献率最大,2004、2008年其他地类根据贡献率的递减依次为常年淹水绝产耕地子系统、沉陷未积水耕地子系统和季节性积水耕地子系统。常年淹水绝产耕地子系统贡献率增长幅度是各子系统中最快的,且其贡献率增长幅度与未沉陷一般耕地贡献率下降幅度基本一致。相比之下,季节性积水耕地子系统因所占面积最小,对整体耕地生态系统所提供的生态价值最小。

3.3 生态效应变化分析

3.3.1 生态效应指数变化分析 将各类耕地2000—2008年的面积变化数据及2000、2008年的耕地生态系统单位面积生态价值数据代入生态效应指数模型公式(5)、公式(6)中,可以得到各类耕地子系统面积变化所产生的生态效应指数以及单位面积生态价值变化所产生的生态效应指数。由表4可知,各类耕地子系统面积变化的生态效应指数介于0.01至0.17之间,具体表现为常年淹水绝产耕地>未沉陷一般耕地>沉陷未积水耕地>季节性积水耕地,表明在单位面积生态价值不变的前提下,常年淹水绝产耕地面积变化对研究区耕地生态效应的贡献率最大,季节性积水耕地的贡献率最小。

表4 耕地生态效应指数

类别	耕地生态效应指数			
	未沉陷一般耕地	沉陷未积水耕地	常年淹水绝产耕地	季节性积水耕地
$H_{(q)i}$	0.03	0.02	0.17	0.01
$K_{(q)i}$	0.51	0.10	0.07	0.01

各类耕地子系统单位面积生态价值变化的生态效应指数

介于0.01至0.51之间,具体表现为未沉陷一般耕地>沉陷未积水耕地>常年淹水绝产耕地>季节性积水耕地的趋势。

从整体来说,由耕地单位面积生态价值变化所引起的研究区耕地生态系统的生态效应大于由耕地面积变化所引起的生态效应,其原因是研究区耕地面积的变化主要是耕地生态系统内部各类耕地子系统之间的相互转换,耕地与其他用地之间转换较少,单位面积生态价值的变化主要受经济、政策等外在因素的影响。在研究期内,受农业政策的影响,农民的种粮积极性提高,使得粮食产量提高,且国家提高了粮食的收购价格,使得粮食单价大幅提升,导致单位面积耕地的生态价值有了很大的提高,对研究区整个耕地生态系统产生了较大的生态效应。

3.3.2 生态效应模数变化分析 将各类耕地2000—2008年的面积变化数据以及2000、2004、2008年的耕地生态系统单位面积生态价值数据代入生态效应模数模型公式(7)中,可以得到2000—2004年的生态效应模数以及2004—2008年的生态效应模数。由表5可知,在2000—2004年、2004—2008年这2个时间段内各类耕地子系统的生态效应模数均表现为常年淹水绝产耕地>未沉陷一般耕地>沉陷未积水耕地>季节性积水耕地,且4类耕地子系统在2004—2008年期间产生的生态效应强度远小于2000—2004年。通过对比分析2个时段的生态效应模数可以得出:(1) 未沉陷一般耕地、常年淹水绝产耕地子系统对耕地生态系统产生的生态效应强度较大,它们分别作为研究区内面积和单位生态价值较大的2类耕地,其产生的生态效应越大,对研究区内耕地生态系统的影响越大。(2) 2000—2004年期间耕地变化产生的生态效应强度远大于2004—2008年期间,主要由于1997—2003年期间,我国的农业处于萧条期^[31],粮食产量降低,并在2003年达到最低值,但2004—2009年为我国农业的振兴期,2004年作为一个大的转折点,导致2000—2004年研究区耕地变化产生的生态效应强度远小于2004—2008年;此外,2000年沛北煤矿区的生态建设刚刚起步,2004年微山湖地区湿地景观建设基本成型,且2004—2008年该地区的耕地面积变化小于2000—2004年。

3.3.3 生态效应空间分布变化分析 耕地生态系统生态效应不仅表现在面积和时间上,同时在空间分布上也呈现一定的规律,将研究区各类耕地不同年份的重心点坐标计算出来,可以得到各类耕地子系统的重心点坐标变化。由表6可知,

表 5 耕地生态效应模数

年份	耕地生态效应模数[元/(hm ² ·年)]			
	未沉陷一般耕地	沉陷未积水耕地	常年淹水绝产耕地	季节性积水耕地
2000—2004	758.09	85.48	783.62	37.98
2004—2008	343.70	36.76	381.74	33.62

未沉陷一般耕地子系统的分布趋势主要朝着研究区的西南方向变化,沉陷未积水耕地子系统的分布趋势主要朝着研究区的西北方向变化,季节性积水耕地子系统的分布趋势主要朝着研究区的东南方向变化,常年淹水绝产耕地子系统的分布趋势主要是朝着研究区的东南方向变化。产生上述现象主要

表 6 耕地重心坐标变化

地类	耕地重心坐标		
	2000 年	2004 年	2008 年
未沉陷一般耕地	(39 491 220,3 861 840)	(39 494 536,3 858 840)	(39 486 308,3 856 240)
沉陷未积水耕地	(39 490 516,3 858 200)	(39 491 793,3 858 760)	(39 486 565,3 858 870)
季节性积水耕地	(39 490 755,3 859 570)	(39 489 421,3 857 800)	(39 491 481,3 852 830)
常年淹水绝产耕地	(39 486 173,3 861 640)	(39 485 467,3 863 750)	(39 487 610,3 859 010)

注:表中数据为坐标点(x,y),其中 x 坐标变大表示向东方分布,反之则向西;y 坐标变大表示向北方分布,反之则向南。

4 结论与讨论

通过对沛北煤粮复合区耕地变化情况进行评价分析,本研究将复合区内的耕地生态系统细分为未沉陷一般耕地子系统、沉陷未积水耕地子系统、季节性积水耕地子系统和常年淹水绝产耕地子系统等 4 类,并对其面积变化导致的生态价值和生态效应变化进行分析,从定性和定量 2 个方面探究了沛北煤粮复合区采煤活动对其区域内耕地生态系统造成的影响。主要得出以下结论:(1)沛北煤粮复合区 2000—2008 年的耕地生态价值总体呈上升趋势,其主要原因是采煤活动造成的塌陷区耕地积水,导致积水地面积大幅度增加,说明受采煤活动影响的煤粮复合区耕地生态系统与自然耕地生态系统有较大差异。(2)同一年份中未沉陷一般耕地子系统对研究区耕地生态效应的贡献率最大,不同年份间常年淹水绝产耕地子系统面积变化对研究区耕地生态系统引起的生态效应最大;加强对未沉陷一般耕地的保护与利用,注重对常年淹水绝产耕地的开发,是实现煤粮复合区景观功能和生态调节功能的必要途径。(3)采煤活动对沛北煤粮复合区耕地的影响较大,未沉陷一般耕地子系统向沉陷未积水耕地子系统转换,沉陷未积水耕地子系统再向常年淹水绝产耕地子系统转换,导致耕地生态系统的生态价值总体呈上升趋势。与此同时,煤粮复合区耕地生态系统的功能价值也受国家农业政策的影响。

本研究仅主要考虑采煤活动对 4 类耕地子系统造成的影响,虽在一定程度上反映了煤粮复合区耕地生态系统与其他地区的差异,但对 4 类耕地子系统的内涵解释与遥感图像识别可能存在一定欠缺,生态价值当量因子的确定也还需要更多的验证,有待今后继续研究完善。

参考文献:

- [1]宋莹,胡振琪,陈胜华,等.煤粮复合区耕地演变预测信息系统的构建[J].煤炭工程,2008(2):123-125.
- [2]Hu Z Q,Yang G H,Xiao W,et al. Farmland damage and its impact

有以下原因:(1)沛北地区东临微山湖,近年来政府加大了对采矿地区湿地景观开发的重视,而微山湖湿地公园建设对研究区积水地的分布造成了极大影响,微山湖周边的积水地基本都被划入了湿地公园的范围之内,以加强观赏性。同时一些位于研究区东南方向的塌陷地受微山湖南北湖开道连通的影响,积水变成了常年淹水绝产耕地;(2)受研究区东南方向湿地公园建设,以及沛北煤矿区西部的人口密集程度大于东部区域的影响,未沉陷一般耕地子系统的分布在一定程度上具有向西部扩展的趋势;受沛北煤矿区矿井分布地点的影响,沉陷未积水耕地子系统的分布趋势也朝着研究区西向发展。

- on the overlapped areas of cropland and coal resources in the eastern plains of China[J]. Resources, Conservation and Recycling,2014,86:1-8.
- [3]胡振琪,李晶,赵艳玲.矿产与粮食复合主产区环境质量和粮食安全的问题、成因与对策[J].科技导报,2006,24(3):21-24.
- [4]谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [5]卢元清,白中科,胡兴定,等.基于修正模型的矿-农-城复合区生态服务价值研究:以山西省平朔为例[J].中国矿业,2015,24(11):56-64.
- [6]杨璐,胡振琪,李新举,等.邹城市矿粮复合区土地利用变化及生态系统服务价值分析[J].农业工程学报,2007,23(12):70-75.
- [7]刘洪江,陈丽晖,刘连忠.信息重分类在土地覆盖动态监测中的应用——以澜沧江梯级电站库区为例[J].山地学报,2009,27(6):752-756.
- [8]刘一玮.高潜水位煤矿区水土资源协调利用研究[D].徐州:中国矿业大学,2014:21-27.
- [9]李立平.邹城矿区生态系统服务价值变化研究[D].北京:中国地质大学(北京),2008:43-45.
- [10]李柏延,任志远,易浪.2001—2010 年榆林市土壤侵蚀动态变化趋势[J].干旱区研究,2015,32(5):918-925.
- [11]石秀伟,胡振琪,侯占东,等.小尺度煤粮复合区耕地演变预测[J].金属矿山,2013(1):134-137.
- [12]芦少春.采煤塌陷区的遥感影像特征[J].黑龙江科技学院学报,2012,22(5):466-468,478.
- [13]杨光华,胡振琪,杨耀淇,等.采煤塌陷积水耕地信息提取方法研究——以山东省济宁市为例[J].金属矿山,2013(9):152-157.
- [14]秦园.基于 SPOT5 的土地信息提取技术研究[D].大连:大连理工大学,2010:35-38.
- [15]谢高地,肖玉.农田生态系统服务及其价值的研究进展[J].中国生态农业学报,2013,21(6):645-651.

刘 限,李 安,高增贵,等. 除草剂莠去津降解菌的筛选及降解效果[J]. 江苏农业科学,2018,46(22):286-290.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.22.067

除草剂莠去津降解菌的筛选及降解效果

刘 限¹, 李 安¹, 高增贵², 姚 远²

(1. 沈阳农业大学生物科学技术学院, 辽宁沈阳 110866; 2. 沈阳农业大学植物保护学院, 辽宁沈阳 110866)

摘要:除草剂莠去津超量或不正确使用对土壤环境、下茬作物、各种动物等都会产生不利的影响,而且莠去津的残效期比较长,不易被降解,因此,获得具有高效降解莠去津能力的细菌就显得非常重要。利用细菌培养基筛选技术对莠去津降解菌进行筛选,并研究细菌在培养基及土壤中对莠去津的降解效果。结果表明,通过筛选获得 2 株(N1 和 N34)对莠去津具有降解作用的细菌,Biolog 微生物自动鉴定仪鉴定 N1 和 N34 分别为腐叶芽孢杆菌(*Bacillus decisisfrondis*)、弗雷尼棒状杆菌(*Corynebacterium freneyi*)。在 LB 液体培养基中,2 株细菌对莠去津都具有降解作用,96 h 时绝对降解率分别为 62.34%、90.39%;在土壤中 N34 对莠去津的降解率无论在灭菌土壤还是未灭菌土壤中的绝对降解率都能达到 60% 以上。菌株 N34 中莠去津降解酶不是分泌型的,说明其主要是通过菌体生长利用代谢来降解莠去津的。

关键词:莠去津;降解菌;降解酶;降解效果;腐叶芽孢杆菌;弗雷尼棒状杆菌

中图分类号: S182 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)22-0286-05

近年来,除草剂大量和高剂量使用对环境和下茬作物的影响越来越受到人们的关注^[1-3]。抑制光系统 II 的除草剂莠去津在世界范围内被广泛用来控制玉米和高粱田阔叶及 1 年生杂草,已经应用长达几十年^[4-8]。莠去津一般被认为是不易矿化降解的化合物,其在土壤中的半衰期较长(1~12 个

月)。莠去津因其在土壤中流动性大,容易在地下水中检测到,一般认为莠去津是土壤或地下水的污染物^[9-10]。莠去津虽然在控制农田杂草中发挥了非常大的作用,但已有研究表明莠去津对土壤微生物、水生生物甚至人类健康都有影响^[11-14]。目前,土壤和水中有有机污染物的清除一般可采用物理化学方法,比如换土、活性炭吸附、热解析、土壤氧化、焚烧等方法,也可以采用具有降解有机污染物的微生物进行生物修复^[15]。土壤微生物在化学农药的降解和转化中起着非常重要的作用,微生物可将持久性农药作为能源或营养来利用,也可通过和其他物质共代谢来利用^[16]。目前,已经发现诺卡氏菌属(*Nocardia*)、土壤杆菌属(*Agrobacterium*)、芽孢杆菌属(*Bacillus*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)等 19 个属的细菌具有

收稿日期:2017-07-04

基金项目:公益性行业(农业)科研专项(编号:201203098)。

作者简介:刘 限(1970—),男,河北唐山人,博士,副教授,主要从事植物病害生物防治和杂草防除研究。E-mail:benz117309@sina.com.cn。

通信作者:姚 远,硕士,副研究员,主要从事植物病害和除草剂研究。E-mail:yaoyuanjane9296@sina.com。

[16]冯剑丰,李 宇,朱 琳. 生态系统功能与生态系统服务的概念辨析[J]. 生态环境学报,2009,18(4):1599-1603.

[17]Costanza R,D'Arge R,de Groot R,et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature,1998,387(6630):253-260.

[18]谢高地,甄 霖,鲁春霞,等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报,2008(5):911-919.

[19]田小松,郑杰炳,周春蓉,等. 矿区土地复垦的影响评价及复垦思路修正——以重庆石灰岩矿山为例[J]. 水土保持研究,2015,22(1):235-240.

[20]宋 戈,鄂施璇,徐 珊,等. 巴彦县耕地生态系统服务功能价值测算研究[J]. 东北农业大学学报,2013,44(5):126-131.

[21]段瑞娟,郝晋珉,王 静. 土地利用结构与生态系统服务功能价值变化研究——以山西省大同市为例[J]. 生态经济,2005(3):60-62,64.

[22]辛 琨,肖笃宁. 生态系统服务功能研究简述[J]. 中国人口·资源与环境,2000,10(3):20-22.

[23]欧阳志云,王如松. 生态系统服务功能、生态价值与可持续发展[J]. 世界科技研究与发展,2000,22(5):45-50.

[24]欧阳志云,王如松,赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J]. 应用生态学报,1999,10(5):635-640.

[25]王行风,汪云甲,李永峰. 基于生命周期理论的煤矿区土地利用演化模拟[J]. 地理研究,2009,28(2):379-390.

[26]全 婕. 陕北煤矿区土壤肥力质量评价[D]. 西安:西安科技大学,2016:35-36.

[27]张 龙. 阿勒泰市耕地利用变化的生态效应分析[D]. 乌鲁木齐:新疆农业大学,2013:30-36.

[28]赵丹阳,佟连军,仇方道,等. 松花江流域城市用地扩张的生态环境效应[J]. 地理研究,2017,36(1):74-84.

[29]崔王平,李阳兵,李睿康,等. 基于梯度分析的重庆市主城区城市扩展的景观生态效应[J]. 生态杂志,2017,36(1):205-215.

[30]李名勇,晏路明,王丽丽,等. 基于高程约束的区域 LUCC 及其生态效应研究——以福州市为例[J]. 地理科学,2013,33(1):75-82.

[31]徐 峰. 不同生态环境背景下近十年中国耕地动态变化分析[D]. 北京:中国科学院研究生院(遥感应用研究所),2003:65-69.