

# 西部生态脆弱区矿山不同开采强度下 生态系统服务时空变化 ——以神府矿区为例

肖武<sup>1,2</sup>, 张文凯<sup>2,3</sup>, 吕雪娇<sup>2</sup>, 王新静<sup>4</sup>

(1. 浙江大学公共管理学院, 杭州 310058; 2. 中国矿业大学(北京)土地复垦与生态重建研究所, 北京 100083; 3. 山西省煤炭地质物探测院资源环境与灾害监测山西省重点实验室, 晋中 030600; 4. 华北水利水电学院测绘与地理信息学院, 郑州 450045)

**摘要:** 以神府矿区为例, 选取土地利用、植被覆盖、土壤、气象等生态环境与统计数据指标, 利用RS和GIS技术构建生态系统服务遥感测量评估指标体系, 评估研究区2005-2015年生态系统服务变化及时空分布特征, 进一步探究神府矿区不同开采强度对生态系统服务的影响并进行驱动力分析。研究结果表明: (1) 2005年、2010年、2015年研究区的总生态系统服务分别为 $1.598 \times 10^{10}$ 元、 $1.905 \times 10^{10}$ 元、 $2.134 \times 10^{10}$ 元, 呈现逐年递增的趋势; (2) 生态系统服务功能中水土保持价值比例最大, 草地的单位面积生态系统服务价值最高, 耕地、草地生态系统为该地区贡献了最多的生态系统服务价值; (3) 研究区生态系统服务分布表现为由东北向西南逐渐降低的趋势, 不同开采强度下的生态系统服务增长变化较为相似, 煤炭开采区域生态系统服务未显著下降, 整体较为平稳。对生态系统服务变化的驱动分析表明在近年来相对改善的气候环境与人工修复共同作用下, 神府矿区生态系统服务未发生明显的缩减。此类半干旱生态脆弱区国土空间生态修复适宜通过主动的“保护性开发”以及“人工诱导+自然修复”为主的方式, 避免大范围与高强度的水土扰动型治理, 通过适度的人为干预保证与维持区域内生态系统服务的功能。研究成果不但揭示高强度煤矿开采下的生态环境变化, 也对西部生态脆弱区环境做了定量评估; 同时, 为将来的矿区重建提供了重要的依据。

**关键词:** 神府矿区; 生态系统服务; 开采强度; 遥感定量评估; 植被净初级生产力

矿产资源为人类社会发展提供了强大的动力, 但由于其形成周期长、储量低等特点, 加之早期粗放式的开采造成区域土地利用变化和生态环境恶化的问题日益严重。因此, 矿产资源开采带来的生态环境影响已成为学者们的研究热点。煤炭作为中国最主要的化石能源, 占中国能源结构的60%以上<sup>[1]</sup>, 对推动国民经济发展和社会进步有着极其重要的作用。然而在其开采、运输、加工的同时也引发了各种生态环境问题, 严重破坏了矿区生态环境系统。现有研究中, 已有一些学者对煤炭开采对生态环境的影响进行了研究。有学者将土地利用/土地覆盖变化(Land Use/Land Cover Change, LUCC)与归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)结合, 监测中国北方重要能源基地的煤炭开采活动造成的影响<sup>[2]</sup>。胡振琪等<sup>[3]</sup>利用土地利用类型的数量变化和空间变

收稿日期: 2019-10-15; 修订日期: 2019-11-29

基金项目: 国家自然科学基金项目(41501562); 国家重点实验室2016年开放基金课题(SHJT-16-30.16); 山西省重点研发计划项目(201803D31224)

作者简介: 肖武(1983-), 男, 湖南涟源人, 博士, 研究员, 研究方向为国土综合整治与生态修复。

E-mail: xiaowuwx@126.com

化特征对榆林矿区造成的土地动态变化进行了研究,李保杰等<sup>[4]</sup>和谭敏等<sup>[5]</sup>利用生态服务价值对徐州煤矿区变化进行了马尔科夫预测,郝蓉等<sup>[6]</sup>利用植被覆盖检测矿区动态变化;谢少少等<sup>[7]</sup>对矿区 *NDVI* 和植被净初级生产力 (Net Primary Productivity, NPP) 及其影响因素进行了研究。

以上学者从不同方面就矿产资源开发对生态环境的影响进行了研究,大多只是从土地利用变化、植被、*NPP*、*NDVI* 等时空变化来探究矿业生命周期对生态的影响程度。而受损的生态系统往往无法通过某一特定指标来全面反映,生态系统服务中的各个生态服务功能价值必须基于多源数据的不同指标综合量化才能反映生态环境的变化。20世纪末有学者开始比较全面地研究生态系统服务功能。1997年 Costanza 等<sup>[8]</sup>在《Nature》刊登了计算全球生态系统服务价值估算方法和计算结果;随后欧阳志云等<sup>[9]</sup>由此启发对我国生态功能和效益进行评估,计算得到我国生态系统效益总价值为  $7.78 \times 10^{12}$  元/年;谢高地等<sup>[10]</sup>用生态系统单位面积服务价值表,估算了青藏高原不同生态资产的价值。近年来生态系统服务估算逐渐开始采用 RS 和 GIS 等技术反演生态系统参数,潘耀忠等<sup>[11]</sup>对中国生态系统服务进行了遥感定量测量;陈曦等<sup>[12]</sup>建立了干旱区生态资产定量评估的技术体系和对干旱区生态资产的遥感定量化评估以及对新疆昌吉地区进行生态资产动态分析;于德永等<sup>[13]</sup>利用 Landsat 及 MODIS 数据获取生态系统类型和质量状况等参数,把湖州市的社会、经济等数据和地方各类生态系统的生态系统服务结合分析,更能客观地反映生态系统服务的时空分布。所以,在技术不断发展的条件下,利用遥感方法估算的生态系统服务逐渐趋于成熟<sup>[14]</sup>。

随着煤炭开采的战略西移<sup>[15]</sup>,西部成为我国目前煤炭开采的重点区域,同时也是典型的生态脆弱区,在这样一个区域进行矿产资源开发与利用,不可避免地会对土地、生态环境带来负面影响。一种普遍的认知是在西部生态脆弱矿区开采导致的生态损毁巨大且短时间内不可逆转与修复。因而,在最早煤电基地的建设论证过程中,针对是否进行矿产资源开发曾引发较大争议。那么,煤炭开采到底在区域尺度上对生态系统服务产生了什么样的影响、以及如何应对这种影响、采取什么样的国土空间生态修复措施,成为亟需回答与解决的问题。为了探究该地区煤炭在不同开采强度下的生态系统服务变化,并对开采影响下的国土空间生态修复提出应对措施与策略,本文选择位于毛乌素沙地与黄土沟壑过渡地带的西部生态脆弱区的神府矿区为研究对象,基于 RS 和 GIS 的方法估算生态系统服务,研究不同强度的煤炭开采扰动下神府矿区生态系统服务动态变化,分析开采导致的生态系统服务时空变化,通过空间定量评估,揭示不同开采强度下区域生态系统服务的影响,并提出国土空间生态修复的建议。

## 1 研究方法 with 数据来源

### 1.1 研究区概况

研究区位于陕西省北部 ( $109^{\circ}37'30'' \sim 110^{\circ}49'30''E$ ,  $38^{\circ}32'00'' \sim 39^{\circ}28'00''N$ ), 是毛乌素沙地与黄土丘陵沟壑两大地貌类型交错过渡地带 (图1), 研究区西部为风沙草滩, 东部和南部为黄土丘陵沟壑区, 不同的地类在这里相互交错。研究区总面积  $6228.02 \text{ km}^2$ , 其海拔在  $817.3 \sim 1425 \text{ m}$  之间, 地势东北高、西南低, 属温带半干旱大陆性季风气候, 干燥少雨, 常年风大沙多, 降水主要集中在汛期 6-9 月, 年平均降水量为  $396 \sim 650 \text{ mm}$ , 平

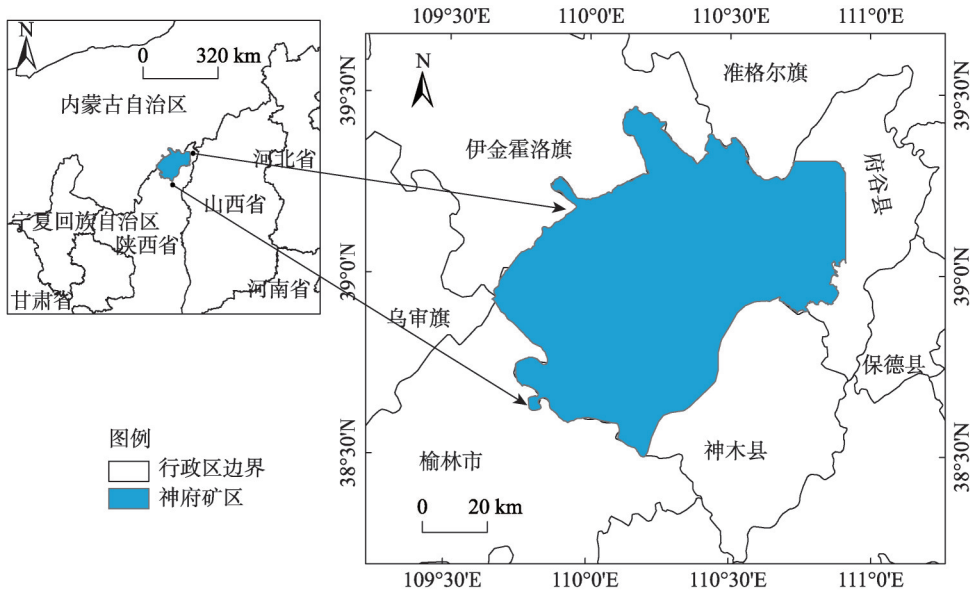


图1 研究区位置及范围示意图

Fig. 1 Location of the study area (Shenfu coal mine with county boundaries)

均气温为 $6.6\sim 8.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，且蒸发旺盛<sup>[6]</sup>。境内主要河流为乌兰木伦河、孤川、悖牛川及窟野河等。研究区以风沙土和黄绵土为主，风沙土占研究区总面积的50.59%，黄绵土达24.29%，其土壤的共同特点是质地较粗、结构不良、肥力较低、抗蚀抗冲能力差。研究区地处生态脆弱区，水土流失严重，生态环境受气候和人类活动的影响程度大。该地区位于中国煤炭储量约三分之一的过渡地带，现为我国乃至世界最大的井工煤矿开采地，且多采用走向长壁全部垮落法开采，不可避免地产生下沉和土地损毁。根据2015年煤炭产量分析，神木县与府谷县的煤炭产量分别为2.25亿t和0.74亿t，分别列全国煤炭生产百强县的第2位与第7位，两县煤炭产量占2015年全国煤炭产量的13.65%，是典型的高强度煤炭开发区。

## 1.2 数据处理与方法

### 1.2.1 数据来源与处理

本文利用RS和GIS技术的遥感评估模型，所需数据主要为影像、气象以及土壤等数据。遥感影像数据选取2005年、2010年、2015年的7-8月份分辨率为30 m的Landsat TM数据各三景，利用ENVI进行拼接、矫正、裁剪，然后参照《土地利用现状调查技术规程》<sup>[7]</sup>，采用目视解译和监督分类的方法提取土地利用类型中的7种一级地类，分别为耕地、草地、林地、灌木、水域、建设用地和未利用地。最后对分类后影像与高分辨率谷歌历史影像以及部分该区域的Quickbird影像进行验证得到的三期土地利用类型Kappa系数均大于0.80。受到TM影像的时间限制，计算NPP时选取能够覆盖研究区的分辨率为250 m的周期为16天的三期两景MOD13Q1数据，利用MVC方法处理，利用最大合成法减少传感器拍摄位置和大气对数据质量的影响<sup>[18]</sup>。研究区选取的11个气象站点数据均来自中国气象数据网，利用GIS Python (Arcpy Kriging) 进行批量化处理，并统一像元分辨率(250 m)。土壤数据来自国家地球系统科学数据共享平台 (<http://www.geodata.cn/>)

1 km的土壤栅格图和土壤剖面理化性质统计表,在ArcGIS属性连接后生成与NDVI数据一致的栅格图,用于计算土壤保持量等,所有数据经投影变换处理为Albers等积投影。

### 1.2.2 生态参数测定

(1) 植被覆盖度。大量学者已对植被覆盖度( $f_v$ )和归一化植被指数(NDVI)的计算模型做了深入研究<sup>[19]</sup>,具体模型为:

$$f_v = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (1)$$

式中:  $NDVI_{soil}$  为完全裸土或无植被覆盖像元的NDVI值,这里采用5%下侧分位数对应NDVI取最小值;  $NDVI_{veg}$  为完全植被覆盖像元,即纯像元的NDVI值,该分布95%下侧分位数对应NDVI取最大值。

(2) 植被净初级生产力。现有NPP计算模型有BLOME-BGC和改进的CASA模型<sup>[20]</sup>等。考虑到矿区复杂地理条件和干旱半干旱气候环境,本文基于改进的CASA模型计算植被净初级生产力,公式如下:

$$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t) \quad (2)$$

式中:  $APAR(x, t)$  表示像元  $x$  在  $t$  月吸收的光合有效辐射 ( $MJ \cdot m^{-2}$ );  $\varepsilon(x, t)$  表示像元  $x$  在  $t$  月的实际光能利用率 ( $g \cdot MJ^{-2}$ )。

2005年、2010年、2015年计算的NPP均值分别为  $220.27 g C \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 、 $265.21 g C \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 、 $275.08 g C \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ,参照朱文泉等<sup>[20]</sup>平均值在  $100 \sim 250 g C \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$  之间的地区主要分布在陕西中部和北部等高原地区,  $100 g C \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$  以下地区分布在神木中西部毛乌素沙地,本文计算结果在朱文泉等<sup>[20]</sup>计算的合理范围之内。

### 1.3 生态系统服务核算

本文结合神府矿区当地的自然环境和社会环境,综合考虑选取生态系统服务的指标,以满足能够探索当地生态系统本身的结构和内在规律,同时也要保证对研究区生态系统服务评估的可行性和可靠性。结合学者已有的研究成果,为使所选取的指标具有代表性和典型性,并用过货币量化的手段来表征区域生态系统服务,选取了6个指标构建生态系统服务遥感测量评估指标体系。各生态系统服务价值在相同的时间段和区域以及同种生态系统服务价值在不同时间段和区域的价值是不同的,所以引入生态参数调节各生态价值来计算当年的生态价值总量。基于遥感手段计算区域生态系统服务价值的特点,综合考虑数据获取的可能性和可靠性以及研究区的实际情况,最终确定基于遥感技术的生态系统服务评估指标为调节气候维持大气平衡、营养物质循环、生产有机物质、保持水土效益。区域生态系统服务总价值计算公式为:

$$S = \sum_{i=1}^n S_i \quad (3)$$

式中:  $S$  为生态服务价值总和;  $S_i$  为第  $i$  种生态系统服务价值总和。基于遥感的  $S_i$  计算公式如下:

$$S_i = \sum_{q=1}^p \left[ \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m V_q(i, j) \times r(i, j) \right] \quad (4)$$

式中:  $q=1, 2, 3, \dots, p$ , 代表第  $q$  种生态系统服务;  $i, j$  分别为遥感影像的行数和列数;  $V_q(i, j)$  为像元第  $q$  种生态系统服务价值量;  $r(i, j)$  为调整系数。本文参照陈曦等<sup>[12]</sup>方法,利用  $f_v$  和  $NPP$  作为研究区该时段的生态系统质量状况的生态参数(即调整系数),以像元为单位,计算公式如下:

$$r(i, j) = \frac{\frac{NPP(i, j)}{NPP_{mean}} + \frac{f_g(i, j)}{f_{gmean}}}{2} \quad (5)$$

式中： $NPP_{mean}$  和  $f_{gmean}$  分别为区域内第  $i$  类生态系统的  $NPP$  和  $f_g$  平均值； $NPP(i, j)$  和  $f_g(i, j)$  为该像元的植被净初级生产力和植被覆盖度。

(1) 生产有机质价值。由能量固定替代法<sup>[21]</sup>，使用标煤的价格来替代有机物质的单位质量价值与  $NPP$  乘积，计算生产有机质价值，这里标煤价值选取  $2.3718 \times 10^4$  元/gc。

(2) 维持大气平衡价值。由固定  $CO_2$  价值和释放  $O_2$  价值组成。依据光合作用和呼吸作用原理，其中 1 g 干物质需要 1.63 g  $CO_2$  并释放 1.2 g  $O_2$ ，把  $NPP$  折算成  $CO_2$  和  $O_2$  的总量后，与  $CO_2$  的单位质量价值（借用瑞典碳税率计算）和工业制氧单位质量价值的乘积来评估<sup>[22]</sup>。

(3) 营养物质循环价值。通过计算的植被净初级生产力获取植被生产的有机质，再配合氮 (N)、磷 (P)、钾 (K) 在生态系统的质量分配率和所对应的 N、P、K 在化肥的比率，分别为 79/14、506/62、174/78。采用市场价值法，乘以各年的氮肥、磷肥、钾肥市场价格（中国物价年鉴编辑部）评估。

(4) 涵养水源价值。应用影子工程法估算生态系统涵养水源的价值，当下垫面为土壤时，用土壤深度和土壤粗孔隙率（非毛管孔隙率）来计算涵养水源量；当下垫面为水域时，用水量平衡法计算涵养水源量，单位库容建造价值选取我国每建设 1  $m^3$  库容的成本花费为 0.67 元，同时考虑到人们的支付意愿，在计算时乘以发展阶段系数（取 0.15）。

(5) 水土保持价值。生态系统保护土壤主要通过减少表土损失量、保护土壤肥力、减轻泥沙淤积等灾害三个相互联系的生态过程来实现其经济价值。运用修正的美国通用土壤流失方程 (USLE)<sup>[23]</sup>，计算出区域各个生态系统的土壤保持量（即土壤侵蚀量潜在值与现实值的差）。在此基础上采用市场价值法、机会成本法和影子工程法，参考孙平安等<sup>[24]</sup>的方法求得保护土壤肥力价值、减少表土损失价值和减少泥沙淤积价值之和，以此代表水土保持产生的生态价值，最后得到水土保持价值空间分布图。

## 2 结果分析

### 2.1 神府矿区生态系统服务时空分布特征

#### 2.1.1 神府矿区生态系统服务空间分布特征

根据建立的生态系统服务评估模型，在 ArcGIS 10.2 版本的平台上对研究区 2005 年、2010 年、2015 年的生态系统服务进行计算，得到生态系统服务价值（图 2）。研究区三期的总生态系统服务分别为  $1.598 \times 10^{10}$  元、 $1.905 \times 10^{10}$  元、 $2.134 \times 10^{10}$  元，呈现逐年递增的趋势，2005-2015 年总生态系统服务净增长 53.6 亿元，年平均增长率为 3.35%，后五年的增长率比前五年前低 6.87%，增速减缓；研究区单位面积生态系统服务价值由 2.57 万元  $\cdot$   $hm^{-2}$  增长到 3.43 万元  $\cdot$   $hm^{-2}$ 。由此可见研究区在过去十年的生态系统服务变化平稳，逐阶段递增。对比发现，研究区内 7 种生态服务功能中，水土保持功能价值每年的占比最高（73.19%、74.20%、76.74%），其次是涵养水源功能价值，二者在该地区生态系统服务比例之和超过 85%，其他生态服务功能比例都不足 5%。

基于计算的神府矿区生态系统服务价值，利用 ArcGIS 10.2 的 CreateFishnet 建立 1.5 km 的格网，分级显示生态系统服务价值空间变化（图 2）。研究区生态系统服务价值

由东北向西南递减,总体分布与植被的地带性、土壤质地及NPP分布梯度基本一致。研究区东部即府谷县的栅格值较高,而低值区大部分位于毛乌素沙地(栅格值小于6万元)。这是由于研究区东部土质以黄绵土和新积土为主,土壤土质利于植被生长,而毛乌素沙地区主要以草甸风沙土、栗钙土为主,地处干草原与森林草原的过渡地带,地质环境恶劣,植被覆盖度和生物量较低,导致该地区生态系统服务价值偏低。

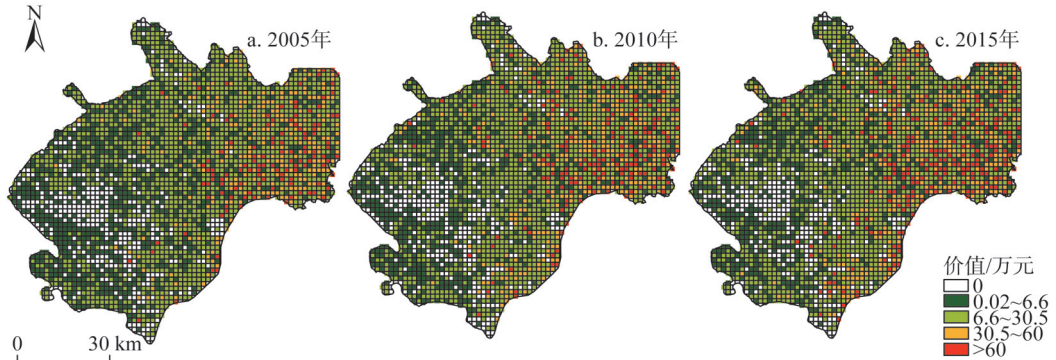


图2 生态系统服务价值空间变化

Fig. 2 Spatial change of ecosystem service value

生态系统不同,生态系统服务价值也不尽相同。在土地利用类型中(图3),草地占比最大,其单位面积价值也最高,三期平均为3.65万元·hm<sup>2</sup>,其次是耕地、林地和灌木,面积占比低于3%。建设用地面积变化较大,十年来增长了两倍,而其他土地利用类型变化趋势不明显,这表明该区域城镇化和工业化进程处于快速发展阶段,研究区具有典型矿区土地利用/覆盖类型分布特点。如图4所示,2005-2015年各生态系统单位面积价值呈平稳增长趋势,其中草地生态系统单位面积最高,三期平均为3.65万元·hm<sup>2</sup>。

北方地区气候明显向暖湿方向发展,气温呈升高趋势,为植被生长创造了良好条件。近年来神府矿区进行产业结构调整,人工林等生态工程<sup>[25]</sup>有效地遏制了土地荒漠化,减少采矿活动对矿区生态环境造成的破坏,因此在自然和人为的作用下,研究区三期生态系统服务总体趋好。

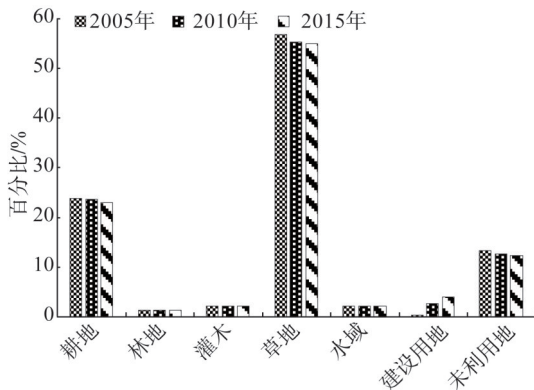


图3 土地利用类型比例

Fig. 3 Proportions of the area of land use/cover types

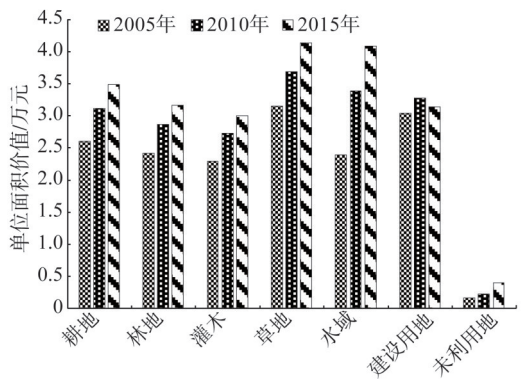


图4 各土地利用类型单位面积生态系统服务价值

Fig. 4 Ecosystem service value per unit area of land use types

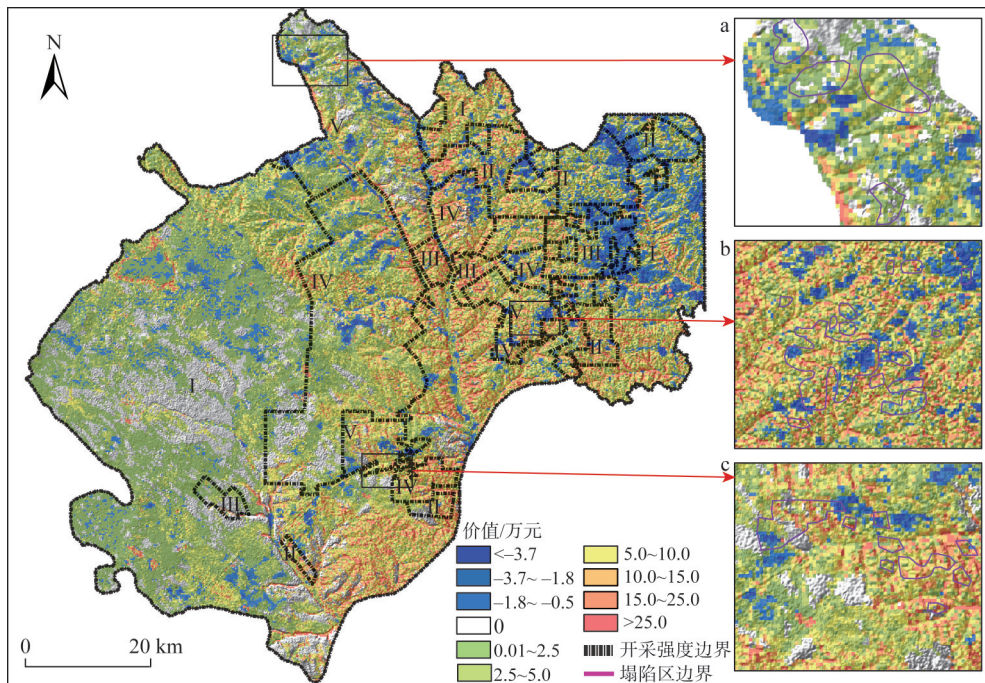
### 2.1.2 神府矿区生态系统服务时间分布特征

2005-2015年研究区生态系统服务价值变化趋势如图5所示。十年来研究区生态系统服务价值正增长区共增加56.84亿元，平均单位面积增长1.81万元·hm<sup>2</sup>，增长区域占研究区总面积的76.1%，集中分布在神木县东南部及窟野河、悖牛川流，其流域附近的单位像元生态系统服务价值变化区间处在10万~25万元，相对较高。在神府矿区西南部毛乌素沙地，单位像元生态系统服务价值增长范围区间小于5万元，属低增长区，研究区生态系统服务价值负增长区域总面积为930.6 km<sup>2</sup>，生态系统服务价值共减少了3.24亿元，平均单位面积价值减少0.446万元·hm<sup>2</sup>，负增长区单位像元值的减少大于3.7万元，主要分布在东部，占研究区总面积的21.89%；其他负增长区分布在毛乌素沙地西北部和研究区中北部黄土沟壑区，单位像元生态系统服务价值减少在2万元左右。总体来看，研究区生态系统服务价值十年来虽有减少，但正增长地区创造了更多的生态系统服务价值，使整体区域生态环境变好，但应对生态系统服务价值减少区域注重环境保护，不能使生态系统服务价值负增长区域进一步扩大。

## 2.2 神府矿区不同开采强度下生态系统服务时空分布特征

### 2.2.1 神府矿区开采强度划分

通过上述分析，可以看出研究区生态系统服务价值呈现逐阶段递增的趋势，但仍不足以解释不同开采强度下生态系统服务价值的空间响应特征，有必要对不同开采强度下的生态系统服务价值时空变化进行深入分析。神府矿区集中了大柳塔、榆家梁等多座年产量达千万吨大型煤矿及以毛乌素沙地为主的勘探区（未采区）和其他中小型煤矿，矿井类型较多，开采程度也有所差异。根据范立民等<sup>[26]</sup>的研究成果，本文将神府矿区按开



注：I 为未开采区、II 为低强度开采区、III 为中强度开采区、IV 为高强度开采区、V 为极高强度开采区。

图5 2005-2015年生态系统服务时间变化图

Fig. 5 The temporal changes of ecological capital in mining area

采区的开采强度划分为极高强度、高强度、中强度、低强度以及未开采区共5个级别(表1、图6)。

表1 煤炭资源开采强度划分指标

Table 1 Zoning indicator of mining intensity

采高/m	平面开采比/%			
	≥60	30~60	10~30	≤10
≥4.50	极高	高	中	低
1.30~4.50	高	中	中	低
≤1.30	中	低	低	低

### 2.2.2 不同开采强度下生态系统服务时空分布与成因

2005-2015年不同开采强度下生态系统服务价值也在空间上呈现显著差异。通过分析发现低强度开采区增长率反而最低,为15.07%,其他采区均大于30%(表2)。低强度开采区增速低于其他区域,主要是因为:(1)由上述分析可知,水土保持服务功能价值占总生态系统服务价值比例较大,而土壤保持量直接影响土壤保持价值的多少。通过计算发现低强度开采区的土壤保持量由2005年的 $194.95 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增长到2015年的 $251.98 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,增长率为29.25%,低于其他开采区(未开采区为34.85%,中强度开采区为32.92%,高强度开采区为37.92%,极高强度开采区为38.11%)。相较而言,低强度开采区本土自然条件下的水土流失较为严重;(2)低强度开采区的NPP增长率为13.03%(2005年为 $277.82 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,2015年为 $314.03 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),也低于其他强度开采区(未开采区为32.16%,中强度开采区为23.30%,高强度开采区为32.87%,极高强度开采区为26.53%),因而调节大气和生产有机质服务功能等价值增长较低,导致其生态系统服务价值增长率较低;(3)最为重要的是,相对于高强度开采区都为大规模生产的中大型国有矿山,低强度开采区开采的矿井一般规模较小,采深浅,地下开采相对细碎,因而对地面的影响反而更严重。

与以往认知相反的是,极高、高强度开采区生态系统服务价值反而处于更高的增长趋势,主要原因是:(1)近20年石圪台—大柳塔、榆家梁、凉水井等开采区的植被状况与生态环境相对稳定,虽然采区塌陷较严重,但该地区地势平缓,水土流失较小,使得研究区的沙生植被能够在正常降雨等气候条件下不因地下水下降而影响生长<sup>[27]</sup>;(2)在开采区过程中采用了限高、充填、间歇式等开采方法,保护矿区水资源,减轻对采区造成的地质损害,减轻地质灾害发育强度,同时地表自修复能力在破坏程度范围内也有助于植被的恢复和生长<sup>[28]</sup>,致使不同采区的生态系统服务价值都平稳增长;(3)高强度开采区对植被保护和人工林建设,以及生态功能圈建设、煤矸石堆场复垦、露天采场复

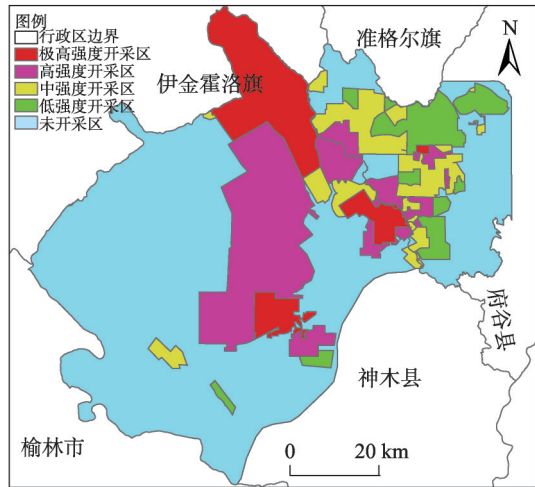


图6 神府矿区开采强度分区

Fig. 6 Zoning of mining intensity zoning



表2 不同开采强度的生系统服务价值统计

Table 2 Statistics of the ecological capital for five kinds of mining intensity (10<sup>10</sup> Yuan)

年份	生态服务功能	未开采区	低强度开采区	中强度开采区	高强度开采区	极高强度开采区	合计
2005	生产有机质	1.91	0.25	0.29	0.53	0.36	3.34
	释放 O <sub>2</sub>	3.87	0.52	0.59	1.08	0.72	6.77
	固定 CO <sub>2</sub>	4.39	0.58	0.67	1.22	0.82	7.67
	涵养水源	13.69	1.69	2.05	4.41	2.79	24.61
	水土保持	60.80	12.76	14.71	17.61	11.14	117.03
	营养物质循环	0.26	0.04	0.04	0.07	0.05	0.46
	合计	84.92	15.84	18.33	24.92	15.87	159.88
2010	生产有机质	2.44	0.30	0.36	0.72	0.46	4.28
	释放 O <sub>2</sub>	4.94	0.62	0.73	1.46	0.92	8.67
	固定 CO <sub>2</sub>	5.61	0.70	0.83	1.65	1.05	9.83
	涵养水源	14.40	1.70	2.10	4.71	2.88	25.79
	水土保持	72.36	13.78	17.49	22.75	15.01	141.40
	营养物质循环	0.33	0.04	0.05	0.10	0.06	0.58
	合计	100.09	17.14	21.56	31.40	20.37	190.56
2015	生产有机质	2.66	0.27	0.36	0.76	0.46	4.52
	释放 O <sub>2</sub>	5.38	0.55	0.73	1.54	0.94	9.15
	固定 CO <sub>2</sub>	6.10	0.62	0.83	1.75	1.06	10.37
	涵养水源	14.29	1.51	1.95	4.54	2.71	25.00
	水土保持	86.87	15.24	19.84	25.90	15.97	163.82
	营养物质循环	0.36	0.04	0.05	0.11	0.06	0.62
	合计	115.67	18.23	23.76	34.61	21.21	213.48
2005-2015年变化率/%		36.21	15.09	30.01	38.88	33.65	33.53

垦、矿井水综合利用等一系列措施,改善了地区生态环境<sup>[29]</sup>。

未开采区多处于研究区西侧的毛乌素沙地范围,2005-2015年生态系统服务价值增加达到36.21%,可见整个区域在过去十年中整体上处于不断改善的趋势。开采区主要位于研究区中东部植被与自然条件更好的黄绵土和新积土区域,但2005-2015年除了高强度开采区域外,其他不同开采强度下生态系统服务价值增速普遍低于未开采区,分别为15.09%、30.01%、38.88%、33.65%、33.53%。说明神府矿区的煤炭开采虽对区域生态系统服务造成一定影响,但影响极微,未使生态系统服务造成重大损失。虽然工矿用地近十年迅速扩大,但随着矿区采矿活动分布日趋合理化,矿井发展也逐步由破碎化趋向大中型化,都使得矿业开采对环境所造成的负面影响逐步减弱,这也是减弱矿业开采对环境负面影响的重要原因。

从各开采区生态系统服务时间变化上发现(图5),对于石圪台一大柳塔、榆家梁和凉水井等高强度开采区(Ⅳ)或者极高强度开采区(Ⅴ),单位像元生态系统服务价值增长在2.5万~5万元之间,像元增长区间无明显划分,增长区间较为相似;以毛乌素沙地为主的未开采区(Ⅰ)单位像元生态系统服务增长范围区间小于2.5万元,小于其他开采区像元增长范围。负增长区一部分分布在研究区东部中强度开采区(Ⅲ)和低强度开采区(Ⅱ)交界处和郭家湾井田,此地是单位像元生态系统服务价值损失较为严重地区

(单位像元生态系统服务减少值大于4万元以上);其他负增长区分布在毛乌素沙地西北部(未开采区)和高强开采区中部(主要分布为柠条塔煤矿和龙华煤矿),单位像元生态系统服务减少值在2万元左右。

本文分析了不同强度开采区域生态系统服务的时空变化,但是不同开采强度区往往也并不全部有煤炭开采活动,为了探究典型塌陷区的生态系统服务时空变化情况,筛选了塌陷面积最大的典型区域(图5a~图5c)。通过分析发现,在自然地理条件相同的条件下,三处塌陷地2005-2015年的生态系统服务增幅分别为32.03%、19.08%、59.50%,图5c单位像元生态系统服务价值减少4.71万元·hm<sup>2</sup>,大于图5a和图5b单位像元价值的损失;但同时该地区正增长单位像元价值为40.03万元·hm<sup>2</sup>,大于图5a单位像元生态系统服务价值的13.46万元·hm<sup>2</sup>和图5b单位像元生态系统服务价值的23.50万元·hm<sup>2</sup>。所以塌陷区范围内存在正增长与负增长交替、融合的现象,塌陷程度与生态系统服务空间分布相关性不显著,塌陷并未对生态系统服务时空分布造成大面积的影响。

生态系统服务和开采强度不是简单的开采强度增加生态系统服务就会下降,生态系统服务的变化是人为和自然多因素共同调节的过程。不同开采强度下的生态系统服务增长率不同,除了本土条件之外,人工修复作用和自然生态修复作用也是致使不同开采强度下的矿业活动未对该地区总的生态系统服务造成严重影响的重要原因。这一结果也与之之前诸多学者对神府矿区进行的植被覆盖度、生态环境监测、水土保持等方面的研究结果较为相似<sup>[7,30]</sup>。不可否认,煤炭开采活动不可避免地会对土地资源、水资源等造成一定的负面影响,相关研究也揭示了该区域导致的地下水变化、植被破坏等原因<sup>[31]</sup>。本文研究时间段内(2005-2015年),区域气候环境在大时间背景下属于逐步改善的阶段,其负面影响放大的尺度和生态系统服务角度来说,生态恶化程度并不显著。根据十年内研究区气象站统计数据(图7),其降水量与气温环境变化对研究区植被利好,有助于植被生长和恢复,是促进生态系统服务平稳增长的又一重要因素。因此近十年来高强度的煤炭开采活动相较于之前,煤炭开采扰动对研究区的生态系统服务影响较为平稳。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

研究结果显示生态系统服务的空间变化和时间变化较为稳定,生态系统服务呈现逐

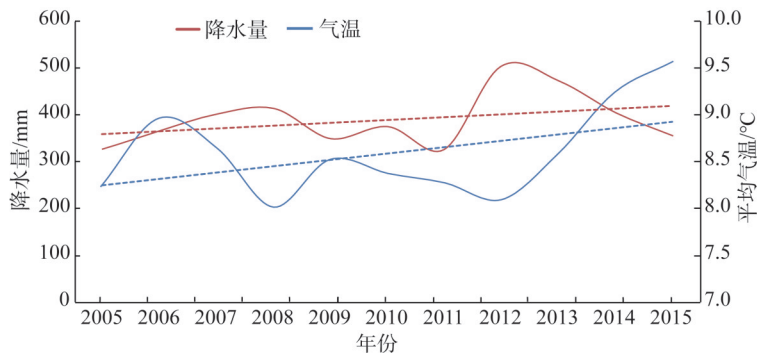


图7 研究区降水和温度变化趋势

Fig. 7 Change trends of precipitation and temperature in the study area

年递增的趋势。生态系统服务空间分布与土壤、植被及气候的地带性分布梯度基本一致。生态系统服务功能中水土保持价值比例最大,草地的单位面积生态系统服务价值最高,耕地、草地生态系统为该地区贡献了最多的生态系统服务价值;不同开采强度采区的生态系统服务增长率不同,与开采强度等级无相关性,但总体呈正增长。塌陷区范围内存在正增长与负增长交替、融合的现象,塌陷程度与生态系统服务空间分布相关性不显著,开采活动并未对生态系统服务时空分布造成大面积的影响。

本文采用RS和GIS技术计算神府矿区生态系统服务,能够将气象数据和遥感解译数据等结合起来,不仅能够提高精度,同时比传统方法更加客观、快速地反映实际问题。但仍然存在一些缺陷:(1)由于研究区的位置情况和现有技术条件,只选取十七类生态服务中的六类进行生态系统服务估算,且考虑到汇率和居民消费指数会与实际生态系统服务略有偏差,可能造成同一地区的同一生态服务价值不同,生态系统服务价值不一致。(2)本文不同开采强度划分并不代表实际煤田的开发与开采过程,无法做到确切的煤炭开采影响范围与生态系统服务的空间响应。但这些限制因素终究会随着日后遥感技术的进步与实测资料的积累而逐步得到解决。

### 3.2 讨论

对于这一区域如何应对开采带来的生态环境负面影响,如何采取适度的治理措施,避免违背自然规律的治理式破坏,是未来需要关注与重视的方面。从宏观上来看,区域的生态系统服务并未显著下降,但是这与近年来区域内气候条件的改善与部分生态修复工程的实施具有密切联系,如何处理好开发与保护的矛盾仍是不可忽视的问题,对于半干旱生态脆弱矿区的生态环境保护与治理,应当遵循“资源的保护性开发”与“适度的人工干预”措施相结合的方式。

(1)保护性开发。王双明等<sup>[32]</sup>研究了陕北榆神府矿区内的开采方式,提出了“限制采高”“保水开采”减少地下水损失,同时根据不同的地质构造划分了不同片区的保水开采,提出了区域采煤方法规划方案。这种主动式的保护性开采,能有效降低开采对生态环境的负面损毁。此外,这一区域也是率先开展超大工作面开采的矿区,与传统相比,超大工作面对地面扰动的次数和时间相对减少,扰动程度相对降低。研究表明在相同开采环境下,工作面宽度和推进速度是控制覆岩破坏程度的关键,首次采用相对损伤系数比较发现,增加工作面和推进速度,可降低采动覆岩结构相对损伤程<sup>[33]</sup>。这对减小采动裂隙带高度、促进采后地表生态修复都有重要作用。

(2)人工诱导+自然修复。对矿区损毁的生态环境通过人工或自然的力量恢复的过程分别称之为人工修复和自然修复;生态系统的自修复、自我修复都是依靠自然界自身力量,统称为自然修复。矿区生态环境的自修复是指采矿驱动力在对地表生态环境造成损毁过程中,又自动修复部分生态损毁的现象和过程。胡振琪等<sup>[34]</sup>基于开采沉陷学原理,揭示了矿区如要进行生态修复,首先应该做的就是以损毁的自然条件为前提,分析自然修复和自修复的可能性,在此基础上,充分发挥自然修复和自修复的作用以节约修复成本。其次,要科学划分自修复、自然修复及人工修复的区域,并分别对其采取相应的修复策略;此外,针对生态脆弱区,要格外重视自然修复和自修复,最大程度地减少人工干预,最终达到需要修复的生态系统能够在自然和演变中恢复到受损前的平衡状态<sup>[34]</sup>。

### 参考文献(References):

- [1] XIAO W, FU Y H, WANG T, et al. Effects of land use transitions due to underground coal mining on ecosystem services in high groundwater table areas: A case study in the Yanzhou coalfield. *Land Use Policy*, 2018, 71: 213-221.
- [2] LI N, YAN C Z, XIE J L, et al. Remote sensing monitoring recent rapid increase of coal mining activity of an important energy base in Northern China: A case study of Mu Us Sandy Land. *Resources, Conservation and Recycling*, 2015, 94: 129-135.
- [3] 胡振琪, 王金, 杨成兵, 等. 基于RS与GIS的榆林地区土地动态变化分析. *水土保持学报*, 2008, 22(4): 82-85. [HU Z Q, WANG J, YANG C B, et al. Dynamic monitoring analysis of land use based on RS and GIS in Yulin. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(4): 82-85.]
- [4] 李保杰, 顾和和, 纪亚洲, 等. 基于RS和GIS的矿区土地利用变化对生态服务价值损益影响研究: 以徐州市九里矿区为例. *水土保持研究*, 2010, 17(5): 123-128. [LI B J, GU H H, JI Y Z, et al. Effects of land use change on values of ecosystem services of Xuzhou based on RS & GIS: Taking Jiuli mining area for example. *Research of Soil and Water Conservation*, 2010, 17(5): 123-128.]
- [5] 谭敏, 褚克坚, 华祖林, 等. 基于LUCC的生态服务价值动态分析及预测: 以徐州市区为例. *水土保持研究*, 2014, 21(2): 297-301. [TAN M, CHU K J, HUA Z L et al. Assessment and prediction of ecosystem service value based on land use and cover change: A case study of Xuzhou city, Jiangsu province. *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, 21(2): 297-301.]
- [6] 郝蓉, 白中科, 赵景逵, 等. 黄土区大型露天煤矿废弃地植被恢复过程中的植被动态. *生态学报*, 2003, 23(8): 1470-1476. [HAO R, BAI Z K, ZHAO J K, et al. Vegetation dynamics during plant rehabilitation in degraded mined land of large opencast coal mine within loess area. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(8): 1470-1476.]
- [7] 谢少少, 马超, 田淑静, 等. 2000-2010年神东矿区植被NPP的变化特征及影响因素分析. *测绘科学技术学报*, 2015, 32(1): 47-51. [XIE S S, MA C, TIAN S J, et al. Change and climate impact of shendong coalfield from 2000 to 2010. *Journal of Geomatics Science and Technology*, 2015, 32(1): 47-51.]
- [8] COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [9] 欧阳志云, 赵同谦, 王效科, 等. 水生态服务功能分析及其间接价值评价. *生态学报*, 2004, 24(10): 2091-2099. [OUYANG Z Y, ZHAO T Q, WANG X K, et al. Ecosystem services analyses and valuation of China terrestrial surface water system. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10): 2091-2099.]
- [10] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196. [XIE G D, LU C X, LENG Y F, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189-196.]
- [11] 潘耀忠, 史培军, 朱文泉, 等. 中国陆地生态系统生态资产遥感定量测量. *中国科学D辑: 地球科学*, 2004, 34(4): 375-384. [PAN Y Z, SHI P J, ZHU W Q, et al. Measurement of EC of Chinese terrestrial ecosystem based on remote sensing. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2004, 34(4): 375-384.]
- [12] 陈曦, 张清, 周可法, 等. 干旱区生态资产遥感定量评估及其动态变化分析. *科学通报*, 2006, 51(s1): 168-174. [CHEN X, ZHANG Q, ZHOU K F, et al. Remote sensing quantitative assessment and dynamic change analysis of ecological assets in arid areas. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(s1): 168-174.]
- [13] 于德永, 潘耀忠, 刘鑫, 等. 湖州市生态资产遥感测量及其在社会经济中的应用. *植物生态学报*, 2006, 30(3): 404-413. [YU Y D, PAN Y Z, LIU X, et al. EC measurement by remotely sensed data for HuZhou and its socio-economic application. *Journal of Plant Ecology*, 2006, 30(3): 404-413.]
- [14] 全占军, 李远, 李俊生, 等. 采煤矿区的生态脆弱性: 以内蒙古锡林郭勒草原胜利煤田为例. *应用生态学报*, 2013, 24(6): 1729-1738. [QUAN Z J, LI Y, LI J S, et al. Ecological vulnerability of coal mining area: A case study of Shengli Coalfield in Xilinguole of Inner Mongolia, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(6): 1729-38.]
- [15] 余国合. 中国煤炭资源生产重心变迁趋势分析: 基于煤炭资源综合评价体系. *资源与产业*, 2013, 15(2): 27-34. [YU G H. China's coal production center migration trend based on synthetic valuation on coal resources. *Resources & Industries*, 2013, 15(2): 27-34.]
- [16] HE X B, LI Z B, HAO M D, et al. Down-scale analysis for water scarcity in response to soil water conservation on Loess Plateau of China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2003, 94(3): 355-361.
- [17] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 中华人民共和国国家标准 GB/T7929-1995: 土地利用现状调查技术规程. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 2003. [General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. National Standard of the People's Republic of China GB/T7929-1995: Technical Regulations for the Investigation of Land Use Status. Beijing: General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, 2003.]

- [18] HOLBEN B N. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 1986, 7: 1417-1434.
- [19] GUTMAN G, IGNATOV A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models. *International Journal of Remote Sensing*, 1998, 19(8): 1533-1543.
- [20] 朱文泉, 张锦水, 潘耀忠, 等. 中国陆地生态系统生态资产测量及其动态变化分析. *应用生态学报*, 2007, 18(3): 586-594. [ZHU W Q, ZHANG J S, PAN Y Z, et al. Measurement and dynamic analysis of EC of terrestrial ecosystem in China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(3): 586-594.]
- [20] 李金昌, 姜文来, 靳乐山. 生态价值. 重庆: 重庆大学出版社, 1999: 117. [LI J C, JIANG W L, JIN L S. *Ecological Value Theory*. Chongqing: Chongqing University Press, 1999: 117.]
- [21] 彭建, 武文欢, 刘焱序, 等. 基于PSR框架的内蒙自治区土壤保持服务分区. *生态学报*, 2017, 37(11): 3849-3861. [PENG J, WU W H, LIU Y X, et al. Soil conservation service zoning in the Inner Mongolia Autonomous region based on PSR framework. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(11): 3849-3861.]
- [22] RENARD K G, FOSTER G R, WEESIES G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*. Washington D C, 1997.
- [23] 陈明辉, 陈颖彪, 郭冠华, 等. 快速城市化地区生态资产遥感定量评估: 以广东省东莞市为例. *自然资源学报*, 2012, 27(4): 601-613. [CHEN M H, CHEN Y B, GUO G H, et al. Remote sensing quantitative assessment of ecological assets in rapid urbanization regions: A case study of Dongguan city, Guangdong province. *Journal of Natural Resources*, 2012, 27(4): 601-613.]
- [24] 孙平安, 林年丰, 李昭阳, 等. 松嫩平原水土保持价值复合计算模型的建立及应用. *吉林大学*, 2006, 36(3): 433-442. [SUN P A, LIN N F, LI Z Y, et al. A quantitative computation model of water and soil conservation value in Songnen Plain. *Journal of Jilin University: Earth Science Edition*, 2006, 36(3): 433-442.]
- [25] 肖武, 胡振琪, 许献磊, 等. 煤矿区土地复垦成本确定方法. *煤炭学报*, 2010, 35(s1): 175-179. [XIAO W, HU Z Q, XU X L, et al. Cost definite method of land reclamation in coal mining area. *Journal of China Coal Society*, 2010, 35(s1): 175-179.]
- [26] 范立民, 马雄德, 李永红, 等. 西部高强度采煤区矿山地质灾害现状与防控技术. *煤炭学报*, 2017, 42(2): 276-285. [FAN L M, MA X D, LI Y H, et al. Geological disasters and control technology in high intensity mining area of Western China. *Journal of China Coal Society*, 2017, 42(2): 276-285.]
- [27] 史晓琼, 杨泽元, 张艳娜, 等. 陕北高强度采煤对生态环境影响的研究进展. *煤炭技术*, 2016, 35(1): 314-316. [SHI X Q, YANG Z Y, ZHANG Y N, et al. Reviews of influence by high-intensity coal mining on ecological environment in Northern Shaanxi. *Coal Technology*, 2016, 35(1): 314-316.]
- [28] 李全生, 贺安民, 曹志国. 神东矿区现代煤炭开采技术下地表生态自修复研究. *煤炭工程*, 2012, (12): 120-122. [LI Q S, HE A M, CAO Z G. Study on surface ecological self-repair of modern coal mining technology in Shendong mining area. *Coal Engineering*, 2012, (12): 120-122.]
- [29] 杜建平, 邵景安, 周春蓉, 等. 基于生态适宜度和三角模型的煤矿临时建设用地复垦决策研究. *自然资源学报*, 2018, 33(11): 1872-1885. [DU J P, SHAO J A, ZHOU C R, et al. Reclamation decision for temporary construction land of coal mines based on niche-fitness and Triangle Model. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(11): 1872-1885.]
- [30] 谭学玲, 闫庆武, 王瑾, 等. 榆神府矿区植被覆盖的动态变化及其影响因素. *生态学杂志*, 2018, 37(6): 1645-1653. [TAN X L, YAN Q W, WANG J, et al. The dynamics of vegetation coverage and its influencing factors in Yushenfu coalmine. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(6): 1645-1653.]
- [31] 范立民, 张晓团, 向茂西, 等. 浅埋煤层高强度开采区地裂缝发育特征: 以陕西榆神府矿区为例. *煤炭学报*, 2015, 40(6): 1442-1447. [FAN L M, ZHANG X T, XIANG M X, et al. Characteristics of ground fissure development in high intensity mining area of shallow seam in Yushenfu coal field. *Journal of China Coal Society*, 2015, 40(6): 1442-1447.]
- [32] 王双明, 黄庆享, 范立民, 等. 生态脆弱矿区含(隔)水层特征及保水开采分区研究. *煤炭学报*, 2010, 35(1): 7-14. [WANG S M, HUANG Q X, FAN L M, et al. Study on overburden aquiclude and water protection mining regionization in the ecological fragile mining area. *Journal of China Coal Society*, 2010, 35(1): 7-14.]
- [33] 张建民, 李鹏, 高亮. 超大综采工作面采动覆岩结构损伤研究. *神华科技*, 2013, 11(4): 20-23. [ZHANG J M, LI P, GAO L. Research on structural damage of mining overburden rock of oversized fully mechanized coal mining face. *Shenhua Technology*, 2013, 11(4): 20-23.]
- [34] 胡振琪, 龙精华, 王新静. 论煤矿区生态环境的自修复、自然修复和人工修复. *煤炭学报*, 2014, 39(8): 1751-1757. [HU Z Q, LONG J H, WANG X J. Self-healing, natural restoration and artificial restoration of ecological environment for coal mining. *Journal of China Coal Society*, 2014, 39(8): 1751-1757.]

## Spatio-temporal patterns of ecological capital under different mining intensities in an ecologically fragile mining area in Western China: A case study of Shenfu mining area

XIAO Wu<sup>1,2</sup>, ZHANG Wen-kai<sup>2,3</sup>, LYU Xue-jiao<sup>2</sup>, WANG Xin-jing<sup>4</sup>

(1. School of Public Affairs, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 2. Institute of Land Reclamation and Ecological Restoration, China University of Mining and Technology (Beijing), Beijing 100083, China;

3. Shanxi Key Laboratory of Resources, Environment and Disaster Monitoring, Shanxi Coal Geology Geophysical Surveying Exploration Institute, Jinzhong 030600, Shanxi, China; 4. North China University of Water Resources and Electric Power, Zhengzhou 450045, China)

**Abstract:** Taking Shenfu mining area as an example, this paper selects the ecological environment and statistical data indicators such as land use, vegetation coverage, soil, and meteorology, and then using RS and GIS technology to build an ecosystem service remote sensing measurement and evaluation index system. On this basis, we assess the characteristics of changes in ecosystem services and the spatial and temporal distribution of the study area from 2005 to 2015, and further explore the impact and driving force analysis of ecosystem services under different mining intensities in the Shenfu mining area. The results show that: (1) The total ecosystem services in the study area in 2005, 2010 and 2015 were  $1.598 \times 10^{10}$  yuan,  $1.905 \times 10^{10}$  yuan and  $2.134 \times 10^{10}$  yuan, respectively, showing an increasing trend yearly. (2) The proportion of soil and water conservation value is the largest in ecosystem service functions. The per unit area of grassland has the highest ecosystem service value. Cultivated land and grassland ecosystems have contributed the most ecosystem service value to the region. (3) The distribution of ecosystem services in the study area shows a gradual decrease from northeast to southwest. The growth and changes of ecosystem services under different mining intensities are similar. The impact of coal mining activities on the ecological environment in the study area is generally increasing, and the overall situation is relatively stable. The driving analysis of changes in ecosystem services shows that, in recent years, under the combined effect of relatively improved climate and artificial restoration, ecosystem services in Shenfu mining area did not significantly decrease. The land and space ecological restoration of such semi-arid ecologically fragile mining areas is suitable to avoid large-scale and high-intensity soil and water disturbance governance through active "protective development" and "artificial induction + natural restoration". Through moderate human intervention, the function of ecosystem services in this region is guaranteed and maintained. The research results can well reflect the quality of the regional ecological environment and its changes, and can provide an important basis for regional sustainable development evaluation and ecological environment construction planning.

**Keywords:** Shenfu mining area; ecosystem services; mining intensity; quantitative remote sensing assessment; NPP