

# 西南山区采煤塌陷地生态服务价值分析

## ——以重庆市松藻矿区为例

唐紫晗<sup>1,2</sup>, 李妍均<sup>1,2</sup>, 陈朝<sup>1,3</sup>, 鲁嘉濠<sup>1,2</sup>

(1. 外生成矿与矿山环境重庆市重点实验室(重庆地质矿产研究院), 重庆 400042;

2. 煤炭资源与安全开采国家重点实验室重庆研究中心, 重庆 400042; 3. 广东省生态环境与土壤研究所, 广州 410650)

**摘要:**为研究煤炭地下开采对土地生态服务功能价值的影响,基于千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, MA)理论框架,采用机会成本法、影子工程法等方法,以典型西南山区采煤塌陷区——重庆松藻矿区 1999 年、2004 年、2008 年土地利用数据为基础,对西南山区采煤塌陷地生态系统服务价值变化进行了分析,评估的生态系统服务类型包括食物生产、气候调节、空气净化、水源涵养、控制侵蚀、废弃物处理、营养物质循环。结果表明:耕地的单位面积生态服务价值量最高,塌陷地的单位面积生态服务价值量较小,仅为耕地的 47%;1999—2008 年松藻矿区采煤塌陷地生态系统服务损失价值量不断增大,平均损失价值量占生态系统服务总价值量的 10%;矿区生态系统服务价值降低的主要原因是采煤活动对土地资源的直接破坏,其次是采煤导致的土地利用类型之间的转换。土地复垦和生态恢复是解决矿区土地退化问题,实现矿区可持续发展的重要途径。

**关键词:**生态系统服务价值;千年生态系统评估;西南山区采煤塌陷地

中图分类号:X171.1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2014)02-0172-07

## Ecosystem Service Value in the Coal Mining Subsidence

### Area of Mountain Region, Southwest China

#### —A Case Study in Songzao Mining Area of Chongqing City

TANG Zi-han<sup>1,2</sup>, LI Yan-jun<sup>1,2</sup>, CHEN Zhao<sup>1,3</sup>, LU Jia-hao<sup>1,2</sup>

(1. Chongqing Key Laboratory of Exogenic Mineralization and Mine Environment,

Chongqing Institute of Geology and Mineral Resources, Chongqing 400042, China;

2. Chongqing Research Center of State Key Laborator of Coal Resources and Safe Mining, Chongqing 400042, China; 3. Guangdong Institute of Eco-environment and Soil Sciences, Guangzhou 410650, China)

**Abstract:** To study the land ecological service value because of underground coal mining, under the framework of Millennium Ecosystem Assessment (MA), by means of opportunity cost method and shadow project method, and based on the land use data of Songzao mining area in the year of 1999, 2004, 2008, which is the typical coal mining subsidence area of mountain region Southwest China, the dynamic valuation of ecosystem services of Songzao mining area was carried out in this paper, including food production, climate regulation, air regulation, water conservation, soil conservation, nutrient regulation, and waste degradation. The results show that farmland had the highest ecological service value in unit area, while coal mining subsidence area had the lower value which accounted for 47 percent of farmland. The loss of the economic value of ecosystem services in the studied area increased gradually from 1999 to 2008, which accounted for 10% of the total value. The destruction of land resources by coal mining was the main factor affecting the reduction of the ecosystem service value in the studied area and shift of land use type resulted from coal mining was the secondary factor. Land reclamation and ecological restoration are the important approaches to attack the land degradation problem and to achieve sustainable development in the mining area.

**Key words:** ecosystem service value; millennium ecosystem assessment; coal mining subsidence area of southwest mountain region

近年来,人类对生态系统服务的需求日益增加,而愈来愈频繁的人类活动致使生态系统提供服务的能力持续降低,大规模煤炭开采引发了一系列生态环境问题,如土地利用方式改变、植被退化或消失、地下水位下降、水资源破坏,环境污染,形成地面塌陷、地裂缝,诱发滑坡、泥石流等自然灾害,加剧水土流失,致使生态系统不断退化<sup>[1-3]</sup>。我国学者主要以土地变更数据和遥感解译数据为基础,参考 Costanza 等<sup>[4]</sup>的生态系统服务评价模式和谢高地等建立的“中国陆地生态系统单位面积服务价值表”<sup>[5-6]</sup>,对煤矿区生态服务价值变化进行研究。李保杰等<sup>[7]</sup>研究了徐州市九里矿区不同类型土地的生态服务价值变化,认为采煤塌陷区水体增多及矿区土地复垦使得矿区生态服务价值增加;陈雅琳等<sup>[8]</sup>以山西朔州市为例,对不同土地利用类型生态服务价值进行了评估;王利用等<sup>[9]</sup>对因地面沉陷造成的土地生态服务价值进行了分析与估算;李明明等<sup>[10]</sup>则综合应用直接费用法、影子工程法、替代费用法等对矿区农田生态系统服务价值进行了定量估算,并将研究结果与 Costanza、谢高地等人的农田生态系统单位面积服务价值当量进行了对比。

上述研究主要集中在北方煤矿区,而关于西南山区采煤塌陷区的生态系统服务价值研究较少。西南山区喀斯特地貌发育,土层瘠薄,地面贮水能力低、水土容易流失、岩石渗漏性强,属于典型的生态环境脆弱区。采煤活动等人为干扰一旦超出系统忍受力,生态环境将很难恢复,从而对当地的生态安全及可持续发展造成威胁。因此,本文基于遥感数据,对西南山区采煤塌陷地生态系统服务价值变化进行定量评价,以期西南山区生态环境建设及可持续发展提供决策依据。

## 1 研究区概况

松藻矿区地处重庆市綦江县境内,距重庆主城区 174 km。矿区走向长 34.6 km,宽 1.4~11 km,总面积 129.85 km<sup>2</sup>。区内地形复杂,基岩裸露,水系发达,溪河纵横,属于亚热带湿润气候区,冬暖、夏热、秋阴,云多日照少,雨量充沛,温、光、水地域差异大。年平均气温 18.8℃,平均降水量 1 070 mm,年均无霜期 344 d。松藻矿区是重庆市的大型煤炭生产基地,下辖打通一矿、渝阳煤矿、松藻煤矿、同华煤矿、逢春煤矿及石壕煤矿 6 个煤矿,矿井主要分布在綦江县的赶水镇、安稳镇、打通镇和石壕镇四镇辖区。松藻矿区对重庆市乃至整个西南地区的经济发展做出了巨大贡献,但是煤炭长期大量开采也引起了一系列问题,如煤炭开采导致采空区上方地表沉陷,地表出现

裂缝、塌陷坑,农作物减产,土地生产能力下降,该矿区可溶性石灰岩大面积出露,加之高山深谷地貌,地下水连通性好,致使地表井、泉干枯,溪水断流。2002 年底调查统计表明,松藻矿区范围内共损毁山平塘 47 口、水井 472 口、泉 252 眼,流经沉陷区的 30 条小溪有 22 条已经断流。综合采煤影响区域、矿区边界和行政区划完整性、规划可操作性等因素,选取研究区域,共计 195.66 km<sup>2</sup>。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源

本研究数据主要为松藻矿区 1999 年 spot4(10 m 分辨率)、2004 年 spot5(2.5 m 分辨率)、2008 年黑白卫片(1 m 分辨率),各期影像数据经过几何纠正、大气纠正、配准和图像增强处理,采用机助目视判断的方法,利用 ERDAS IMAGEING 9.2 软件,提取研究区域土地利用/覆被信息,如附图 4 所示。运用概率积分法进行地表移动数值模拟,并通过地面调查对计算结果进行修正,将修正的塌陷结果与矿区土地利用现状图进行叠加,得到地面塌陷面积。鉴于矿区生态系统的特殊性,根据研究目的和我国土地利用分类体系,将研究区分类整合为耕地、林地、草地、园地、水域、未利用地、建设用地、塌陷地,各类土地利用类型面积统计见表 1。

表 1 研究区域 1999—2008 年土地利用类型面积统计 km <sup>2</sup>			
土地利用类型	1999	2004	2008
耕地	68.22	57.35	47.59
林地	76.81	77.04	66.43
草地	6.07	0.64	5.17
园地	0.37	0.92	2.06
水域	1.77	1.52	0.85
建设用地	13.38	13.67	9.05
未利用地	0.91	0.58	0.34
塌陷地	28.13	43.92	64.17
合计	195.66	195.66	195.66

社会经济数据主要来自《綦江统计年鉴(2009—2012 年)》,綦江县石壕镇、打通镇、赶水镇、安稳镇《农村综合统计年报表(2008 年)》,逐月气象数据(1961—2010 年)来自綦江县气象局,由于本研究区域尚未有案例,部分评价参数选用类似区域研究成果代替。

### 2.2 研究方法

根据千年生态系统评估概念框架,生态系统服务功能分为:供给服务、调节服务、支持服务和文化服务四大类<sup>[11]</sup>。本次选取供给服务中的食物及原料供应;调节服务的气候调节、空气净化、水源涵养、控制侵蚀、废弃物处理;支持服务中的营养物质循环。生

态系统服务价值计算公式参照 Costanza 等<sup>[4]</sup> 的成果:

$$V = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_{ij} \times A_i \quad (1)$$

式中:  $V$ ——研究区生态系统服务总价值(元);  $P_{ij}$ ——单位面积上土地利用类型  $i$  的  $j$  种生态系统服务价值[元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )];  $A_i$ ——研究区域内土地利用类型  $i$  的面积( $\text{hm}^2$ )。

生态系统文化服务中的相关内容难以定量描述, 本次评价暂不考虑。园地、建设用地、未利用地、塌陷地的生态系统服务价值, 目前还没有比较成熟的研究。园地单位面积生态系统服务价值取林地和草地的均值, 未利用地的生态系统服务价值取为 0。建设用地属于人工生态系统, 需要向自然生态系统索取自然资源和排弃废物, 对自然生态系统产生负向影响。本研究选取食物供应、水源涵养、空气净化和废弃物处理对生态系统服务价值进行衡量。单位面积建设用地的食物供应价值为人口密度与每人年均食物消费的乘积, 根据《綦江统计年鉴》(2008 年), 计算出建设用地单位面积食物供应价值为  $-12\,510$  元/ $\text{hm}^2$ , 水源涵养、空气净化和废弃物处理的价值则参考文献[12], 分别取  $-3\,400$  元/ $\text{hm}^2$ 、 $-372$  元/ $\text{hm}^2$ 、 $-5\,034$  元/ $\text{hm}^2$ 。塌陷地属于受损生态系统, 由于塌陷地地表变形严重, 产生大量裂缝, 使地表不能有效涵养水分、保持土壤, 其水源涵养、控制侵蚀的价值为零, 塌陷地的生态服务功能仅考虑食物生产、气候调节、空气净化、废弃物处理、营养物质循环。

2.2.1 供给服务 供给服务功能采用市场价值法进行评估, 研究区供给服务功能主要由耕地、园地、林地、草地、水域提供的产品, 其中研究区域主要粮食作物为水稻、小麦。通过分析石壕镇、打通镇、赶水镇、安稳镇 2008 年《农村综合统计年报表》, 水稻单产为  $5\,325$  kg/ $\text{hm}^2$ , 小麦为  $4\,170$  kg/ $\text{hm}^2$ , 研究区域水稻和小麦 2008 年市场单价为  $1.6$  元/kg。林地单位面积产值为  $1\,030$  元/ $\text{hm}^2$ , 草地单位产值为  $1\,012$  元/ $\text{hm}^2$ , 水域单位产值为  $2\,276$  元/ $\text{hm}^2$ 。根据现场调查和农户走访, 塌陷范围内旱地减产 30%, 水田全部改为旱地, 产量减少 50%, 水域几乎全部干涸, 初步估算出塌陷地单位面积供给服务价值为  $1\,124$  元/ $\text{hm}^2$ 。

2.2.2 调节服务 (1) 气候调节。植物通过吸收  $\text{CO}_2$ , 放出  $\text{O}_2$  对气候进行调节, 生态系统调节气候的价值主要体现在不同土地利用类型固定  $\text{CO}_2$ 、制造  $\text{O}_2$  的经济价值。基于光合作用公式, 植物每生产  $1$  g 干物质能吸收  $\text{CO}_2$  为  $1.63$  g, 释放  $\text{O}_2$  为  $1.20$  g, 则固定  $\text{CO}_2$  的价值、释放  $\text{O}_2$  的价值分别按式(2)和式

(3) 计算:

$$V_{ci} = 1.63P_c \times \text{NPP}_i \quad (2)$$

$$V_{oi} = 1.20P_o \times \text{NPP}_i \quad (3)$$

式中:  $V_{ci}$ ——第  $i$  种土地利用类型吸收  $\text{CO}_2$  的经济价值(元/ $\text{hm}^2$ );  $V_{oi}$ ——土地利用类型  $i$  释放  $\text{O}_2$  的经济价值(元/ $\text{hm}^2$ );  $P_c$ ——削减  $\text{CO}_2$  的成本(元/t);  $P_o$ ——工业制氧的成本(元/t);  $\text{NPP}_i$ ——土地利用类型  $i$  的初级净生产力[kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )]。以 1990 年造林成本 260.90 元/t、工业制氧成本 400 元/t 为基准, 按照中国历年通货膨胀率, 2008 年造林成本为 630.06 元/t, 工业制氧成本为 965.98 元/t。依据文献<sup>[13-14]</sup>, 林地、草地、耕地、水域 NPP 分别为  $6\,860$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )、 $4\,170$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )、 $6\,000$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )、 $1\,800$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。根据实地调查, 塌陷区内耕地的生产能力明显下降, 林、草地长势较好, 并未出现大面积植被损毁, 水域干涸。本研究中, 塌陷范围内耕地 NPP 按未塌陷耕地的 50% 折算, 林、草地 NPP 为未塌陷林、草的 80%, 水域 NPP 为 0。

(2) 空气净化。生态系统空气净化功能包括吸收物质、阻滞粉尘、杀灭病菌和降低噪声等, 本研究主要通过生态系统吸收  $\text{SO}_2$ 、滞尘进行空气净化价值评价。

吸收  $\text{SO}_2$  的价值采用下式进行计算:

$$V_{si} = Q_{si} \times P_s \quad (4)$$

滞尘价值计算如下:

$$V_{di} = Q_{di} \times P_d \quad (5)$$

式中:  $V_{si}$ ——第  $i$  中土地利用类型吸收  $\text{SO}_2$  的经济价值(元/ $\text{hm}^2$ );  $Q_{si}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积吸收  $\text{SO}_2$  的能力[kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )];  $P_s$ ——削减  $\text{SO}_2$  的成本(元/t);  $V_{di}$ ——第  $i$  中土地利用类型滞尘的经济价值(元/ $\text{hm}^2$ );  $Q_{di}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积滞尘的能力[kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )];  $P_d$ ——削减粉尘的成本(元/t)。根据马新辉等<sup>[15]</sup> 的研究成果, 耕地吸收  $\text{SO}_2$  的能力为  $45$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ), 耕地的滞尘能力为  $33.2$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ); 由于矿区森林植被以阔叶林为主, 按照《中国生物多样性国情研究报告》<sup>[16]</sup>, 阔叶林吸收  $\text{SO}_2$  的能力为  $88.65$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ), 滞尘能力为  $10\,110$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ); 参考文献<sup>[17]</sup> 的计算方法, 草地吸收  $\text{SO}_2$  的能力为草地地上部分 NPP(替代干草重量)、单位重量干草单位时间吸收  $\text{SO}_2$  的量、牧草生长期的乘积, 地下净生物量与地上净生物量比值为  $2.31$ <sup>[18]</sup>, 西南山地草地 NPP 取  $4\,170$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),  $1$  kg 干草吸收  $\text{SO}_2$  的能力为  $1 \times 10^{-3}$  kg/d, 牧草生长期按  $100$  d/a。草地的平均滞尘能力为  $1.2$  kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )<sup>[17]</sup>。  $\text{SO}_2$  和粉尘的削减成本分别为  $600$

元/t、170 元/t<sup>[16]</sup>。单位面积塌陷耕地空气净化能力按照未塌陷耕地空气净化能力的 60% 折算,塌陷林地、草地按未塌陷林地、草地的 80% 折算。

(3) 水源涵养。本研究主要采用降水储存量法衡量水源涵养功能的价值。公式如下:

$$V_{wi} = Q_i \times P_w \quad (6)$$

$$Q_i = J \times R_i \quad (7)$$

$$J = J_0 \times K \quad (8)$$

$$R_i = R_0 - R_{gi} \quad (9)$$

式中: $V_{wi}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积涵养水分的经济价值(元/hm<sup>2</sup>); $Q_i$ ——土地利用类型  $i$  单位面积涵养水分量(t/hm<sup>2</sup>); $P_w$ ——水价(元/t); $J$ ——研究区域多年均产流降雨量(mm); $J_0$ ——研究区域多年均降雨总量; $K$ ——研究区域产流降雨量占降雨总量的比值; $R_i$ ——与裸地比较,土地利用类型  $i$  减少径流的效益系数; $R_0$ ——产流降雨条件下裸地降雨径流率; $R_{gi}$ ——产流降雨条件下土地利用类型  $i$  降雨径流率。根据綦江气象局资料,研究区域多年平均降雨量为 1 070 mm, $K$  取 0.6<sup>[19]</sup>。根据文献[17], $R$  值耕地为 0.2、林地 0.3、草地为 0.2。该功能采用替代工程法进行评价,水库蓄水成本为 1990 年不变价 0.66 元/t<sup>[16]</sup>,按照中国历年通货膨胀率,2008 年水库蓄水成本为 1.69 元/t。由于研究区域资料缺乏,水域水源涵养价值取我国陆地地表水生态系统水源涵养均值,根据文献[20],我国陆地地表水水源涵养价值为 1 226.7 亿元,我国内陆水域面积为 17 万 km<sup>2</sup><sup>[21]</sup>。

(4) 废弃物处理。本研究主要通过耕地、草地对牲畜粪便的消纳降解及水体对 N、P 的降解估算生态系统的废弃物处理价值。其中,耕地废弃物处理价值量按下式估算:

$$V_f = E \times P_e \quad (10)$$

式中: $V_f$ ——单位面积耕地废弃物处理经济价值(元/hm<sup>2</sup>); $E$ ——单位面积耕地施畜禽粪便量; $P_e$ ——畜禽粪便处理平均成本。单位面积耕地施畜禽粪便量取 18 000 kg/hm<sup>2</sup>,畜禽处理成本为 0.1 元/kg<sup>[22]</sup>。

草地废弃物处理价值量估算如下:

$$V_g = \lambda \times Z \times N \times P_e \quad (11)$$

$$N = (uNPP_g \times \delta) / 365a \quad (12)$$

式中: $V_g$ ——单位面积草地废弃物处理经济价值(元/hm<sup>2</sup>); $\lambda$ ——牲畜粪便归还草地的比率; $Z$ ——羊个体每年排出的粪便量(kg); $N$ ——单位面积草地载畜量(羊单位/hm<sup>2</sup>); $uNPP_g$ ——草地地上部分净初级生产力(在此替代干草产量)[kg/(hm<sup>2</sup>·a)]; $\delta$ ——牧草利用率; $a$ ——一只羊每日食干草量(kg)。根据文献[17],归还率为 30%,牧草利用率为 50%,

羊每日食干草量为 1.5 kg。依据文献[23],羊个体每年排出的粪便量为 0.8 t。按前文所述, $uNPP_g$  为 1 260 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。

水生态系统降解废弃物的价值主要通过湖泊、河流、沼泽等对 N、P 的净化功能进行核算,研究区域水体的废弃物降解价值主要参考湖泊水体 N、P 的净化效益,根据文献[20,24],湖泊的 N、P 净化效益为 2.7 亿元,我国湖泊总面积为 71 787 km<sup>2</sup>。

(5) 控制侵蚀。生态系统控制侵蚀能力主要体现在减少土地损失,保持土壤肥力,减少泥沙淤积。生态系统减少土地损失的价值量按以下公式计算:

$$V_{ti} = (Q_{mi} \times P_{ti}) / (W \times H) \quad (13)$$

式中: $V_{ti}$ ——土地利用类型  $i$  减少土地损失的单位面积价值(元/hm<sup>2</sup>); $P_{ti}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积收益(元); $Q_{mi}$ ——土地利用类型  $i$  土壤保持量[t/(hm<sup>2</sup>·a)]; $W$ ——土壤容重(t/m<sup>3</sup>); $H$ ——土层厚度(m)。根据 2008 年綦江农村综合统计报表,耕地、林地、草地的单位面积分别为 7 596,1 030,1 012 元/hm<sup>2</sup>。由于研究区域属于典型喀斯特地区,参考文献[25],耕地、林地、草地土壤保持量分别为 454,530,522 t/(hm<sup>2</sup>·a)。土层厚度取全国土壤平均表土厚度为 0.6 m,由于研究区域主要土壤类型为黄壤,质地黏,土壤容重取 1.25 g/cm<sup>3</sup><sup>[26]</sup>。

生态系统保持土壤肥力的价值量按下式计算:

$$V_{li} = \sum (Q_{mi} \times \rho_j \times M_{ni} \times P_{li}) \quad (14)$$

式中: $V_{li}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积保持土壤肥力的经济价值(元/hm<sup>2</sup>); $M_{ni}$ ——土地利用类型  $i$  土壤中 N、P、K 的平均含量(mg/kg); $\rho_j$ ——土壤中 N、P、K 折算为化肥的系数; $P_{li}$ ——碳酸氢胺、过磷酸钙和氯化钾的单价(元/t)。根据实地采样,研究区域黄壤中速效氮、速效磷、速效钾的含量分别为 135.02,16.69,241.79 mg/kg,其换算为碳酸氢胺、过磷酸钙和氯化钾的系数分别为 5.571,3.373,1.667<sup>[27]</sup>。2008 年,研究区域碳酸氢胺、过磷酸钙和氯化钾的单价分别为 0.6,0.76,1.06 元/kg。

生态系统减少泥沙淤积的价值量计算如下:

$$V_{yi} = Q_{mi} \times P_y \quad (15)$$

式中: $V_{yi}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积减少泥沙淤积的价值(元/hm<sup>2</sup>); $P_y$ ——修建 1 m<sup>3</sup> 农用水库的投资费用。水库蓄水成本为 1.34 元/m<sup>3</sup>。水体控制侵蚀功能主要体现在湖泊对土壤的截留和河流运移泥沙、冲刷河床上的淤积物,研究区域水域的控制侵蚀价值主要参考文献[20]。

2.2.3 支持服务 本文主要通过营养物质循环的价值来评估支持服务功能价值。本研究首先估算营养

物质在不同土地利用类型中的年存贮量,进而通过替代价格法估算营养物质循环过程中产生的经济效益。公式如下:

$$V_{ri} = \sum Q_{ri} \times P_{rj} \tag{16}$$

$$Q_{ri} = \sum NPP_i \times C_{ij} \tag{17}$$

式中: $V_{ri}$ ——土地利用类型  $i$  营养物质循环的单位面积价值(元/ $\text{hm}^2$ ); $Q_{ri}$ ——土地利用类型  $i$  单位面积吸收营养物质质量[t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )]; $C_{ij}$ ——土地利用类型  $i$  植物体中 N,P,K 的平均含量(mg/kg); $P_{rj}$ ——碳酸氢胺、过磷酸钙、氯化钾的单价(元/kg)。NPP 值参照文献[13],林地、草地、耕地植物体中 N,P,K 的平均含量,参见《中国陆地生态系统营养物质分配率表》<sup>[28]</sup>,碳酸氢胺、过磷酸钙和氯化钾的单价如前文所述。

3 结果与分析

3.1 各种土地利用类型单位面积生态系统服务价值

研究区域各种土地利用类型单位面积生态系统服务价值,计算结果见表 2。从土地利用类型来看,单位

面积生态系统服务价值从高到低的顺序为:耕地>林地>园地>草地>水域>塌陷地>未利用地>建设用地。耕地的单位面积价值高达 2.89 万元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),塌陷地的单位面积价值量仅为 1.38 万元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),为耕地价值量的 47%,林地价值量的 55%。

耕地的生态系统服务价值主要为调节气候和食物生产,高达 15 656,7 596 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),水源涵养、废弃物降解和控制侵蚀的价值也较高,净化空气的价值最小,仅 33 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。林地的生态系统服务功能则以调节气候和水源涵养为主,分别为 17 900,3 285 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。水域的水源涵养价值量最大,为 7 216 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。建设用地属于人工生态系统,其生态系统服务功能为负效应,食物生产和废弃物降解的负效应最大,分别为-12 510,-5 034 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。塌陷地作为受损生态系统,其生态系统服务价值较其他土地类型生态系统服务价值量偏少,其中水源涵养和控制侵蚀的价值为 0,调节气候和净化空气的价值量较大,分别为 10 623,714 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。

表 2 研究区域各种土地利用类型单位面积生态服务价值 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )

土地利用类型	食物生产	调节气候	净化空气	水源涵养	废弃物降解	控制侵蚀	营养物质循环	合计
耕地	7596	15656	33	2190	1800	1486	109	28870
林地	1030	17900	1772	3285	—	1271	77	25335
草地	1012	11059	76	2190	28	1251	76	15691
园地	1021	14479	924	2738	14	1261	76	20513
水域	2276	3862	—	7216	38	452	—	13843
建设用地	-12510	—	-372	-3400	-5034	—	—	-21316
未利用地	—	—	—	—	—	—	—	0
塌陷地	1124	10623	714	0	34	0	54	12549

3.2 塌陷地生态系统服务价值损失变化

根据表 1、表 2 计算出 1999—2008 年松藻矿区塌陷地生态系统服务总价值损失变化情况,见表 3。松藻矿区塌陷地损失的生态系统服务总价值持续上升,1999 年、2004 年、2008 年损失的生态系统服务价值分别为 2 719 万元、4 179 万元、5 496 万元,分别占研究区域生态系统总价值量的 6%,10%,14%,平均每年增加的生态服务价值损失量为 278 万元,平均每 1  $\text{km}^2$  损失的生态服务价值损失为 96.48 万元。2008 年松藻矿区采出煤量为 590 万 t,2008 年煤炭市场价格为 348 元/t,松藻矿区因采煤塌陷损失的生态服务价值量占矿区煤炭生产总值的 2.8%,平均每开采 1 t 煤而损失的生态服务价值为 9.31 元。

3.3 研究区域生态系统服务价值变化

1999—2008 年研究区域生态价值服务变化见表 4。各类型生态服务价值中,调节气候价值量占总价值的比重最大,达到 69%,食物生产、水源涵养的价值量也较大,分别占总价值量的 11%,8%。这主要

由于研究区域的林地、耕地的面积占总面积的比重较大,而林地、耕地的气候调节、食物生产价值量较大。

表 3 研究区域塌陷地生态服务价值损失变化

年份	塌陷面积/ $\text{km}^2$	未塌陷时生态 系统服务 价值/万元	塌陷时生态 系统服务 价值/万元	受损 价值/ 万元
1999	28.13	6556	3838	2719
2004	43.92	10171	5992	4179
2008	64.17	14250	8754	5496

1999—2008 年研究区域生态系统服务总价值持续降低,2008 年,除净化空气的价值量略有上升,其他类型生态系统服务价值量均较 1999 年的价值量小。造成生态服务价值量减少的原因:一方面是由于山区煤炭井工开采,造成地面变形,致使地表产生大量地裂缝和塌陷坑,破坏土地资源,降低土地生产能力,致使生态系统受损,从而削弱了生态系统的服务功能;另一方面由于煤炭开采引起研究区域林地、耕地、草地、建设用地、水域等土地利用类型之间的相互

转化,采煤活动所形成的煤矸石山、煤炭储运场、煤炭企业建设场地等大量压占耕地、草地,致使耕地、草地等向建设用地、园地转化,从而降低了区域的生态系统服务价值。

1999—2008 年,水源涵养、控制侵蚀的服务价值逐渐减少,主要是因松藻矿区煤系地层上部多为长兴灰岩,溶洞十分发育,煤层开采后引起上覆岩层移动和变形,使溶洞水疏干,地表产生各种不同形态的塌陷漏斗、塌陷坑、地裂缝,改变了水循环路径,使地下水位降低,山坪塘干涸、溪沟断流,水域面积逐渐减少,地表贮存水分的能力下降,水源涵养功能减弱;同时,煤炭开采后,极易诱发滑坡、泥石流等地质灾害,加剧水土流失,从而削弱生态系统控制侵蚀的能力。1999—2008 年间,空气净化价值量略有上升,主要是因为研究区域处于西南山地区,气候温暖,降雨丰沛,地表覆被较好,煤炭开采不会引起大规模的植被破坏,森林和草地生态系统受到的破坏较小,而森林和草地生态系统的空气净化能力较强;此外,1999—2008 年间,园地面积持续上升,也对生态系统净化空气价值量上升有一定的影响。

表 4 研究区域 1999—2008 年生态系统服务价值变化

服务类型	总价值/万元			所占比例/%		
	1999	2004	2008	1999	2004	2008
食物生产	4935	4318	4469	11.92	10.89	11.54
调节气候	28210	27698	27061	68.12	69.85	69.85
净化空气	1549	1666	1655	3.74	4.20	4.27
水源涵养	3833	3471	3148	9.26	8.75	8.12
废弃物降解	652	495	621	1.58	1.25	1.60
控制侵蚀	2079	1858	1646	5.02	4.69	4.25
营养物质循环	153	146	143	0.37	0.37	0.37
合计	41411	39653	38744	100.00	100.00	100.00

4 结 论

(1) 研究区域生态系统中耕地的单位面积价值量最高,塌陷地的单位面积价值量较小,仅高于未利用地、建设用地,建设用地的单位面积生态负价值也较高。其主要生态价值以调节气候最高,依次为食物生产、水源涵养、控制侵蚀、净化空气、营养物质循环、废弃物降解。

(2) 1999—2008 年,研究区域因采煤塌陷而损失的生态系统服务价值量不断增大,平均损失的生态系统服务价值占总价值量的 10%。目前,松藻矿区煤炭经济价值的获取是以牺牲人类赖以生存的生态环境为代价,如果不采取任何生态恢复措施,将影响矿区可持续发展,因此矿区土地复垦和生态恢复显得尤为重要。

(3) 西南山区采煤活动对生态系统服务价值变化的影响表现为:首先,采煤致使地表塌陷,破坏土地资源,降低土地生产能力,致使生态系统受损,从而削弱了生态系统的服务功能,这是西南山区采煤塌陷地生态系统服务价值降低的主要原因;其次,采煤活动引起土地利用类型之间的相互转化是区域生态系统服务价值降低的重要因素。

(4) 本研究评估了研究区域生态系统的支服务、调节服务、供给服务的经济价值,由于对数据及方法的局限性,未考虑文化服务的价值,因此本研究的生态系统服务总价值应比实际生态系统服务价值偏低。由于采煤对土地破坏的机理比较复杂,对生态系统各项功能的影响程度还需深入探索,要想定量评价采煤沉陷造成的生态系统影响还需要做许多基础研究工作。研究区域数据资料缺乏,本研究选取的部分参数是根据相关研究借鉴的经验数据,适用性方面可能存在不足之处。此外,建设用地、未利用地的生态服务价值,目前还未有全面的评估方法,在未来工作中还需进一步研究。

参考文献:

[1] 刘梅,王美英,秦东峰. 神府矿区水资源利用与保护及其调控对策[J]. 水土保持研究,2010,17(6):186-188.

[2] 张成梁,袁元和,刘士余,等. 采煤对山西省的环境影响及其生态修复策略[J]. 水土保持研究,2008,15(2):139-142.

[3] 谢元贵,车家骥,孙文博,等. 煤矿矿区不同采煤塌陷年限土壤物理性质对比研究[J]. 水土保持研究,2012,19(4):26-29.

[4] Costanza R, d'Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature,1997,387(6630):253-260.

[5] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报,2003,18(2):189-196.

[6] 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,2008,23(5):911-919.

[7] 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[J]. 水土保持研究,2010,17(5):123-128.

[8] 陈雅琳,高吉喜,常学礼,等. 矿区土地利用及生态服务价值动态评估:以山西省朔州市为例[J]. 干旱区资源与环境,2011,25(1):44-48.

[9] 王利用,韩建建,唐征,等. 红旗煤矿开采沉陷土地生态服务价值影响[J]. 中国农学通报,2010,26(21):301-304.

[10] 李明明,丁忠义,卞晓红,等. 煤炭开采对矿区农田生态

- 系统生态服务功能影响评价[J]. 土壤通报, 2012, 43(6): 1311-1317.
- [11] 张永民译. 生态系统与人类福祉: 评估框架[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [12] 付凤春, 周宝同, 梁开新. 两江新区土地利用的生态服务价值研究[J]. 西南师范大学学报: 自然科学版, 2012, 37(1): 67-73.
- [13] 谷晓平, 黄玫, 季劲钧, 等. 近 20 年气候变化对西南地区植被净初级生产力的影响[J]. 自然资源学报, 2007, 22(2): 251-259.
- [14] 刘某承, 李文华. 基于净初级生产力的中国各地生态足迹均衡因子测算[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(5): 401-406.
- [15] 马新辉, 孙根年, 任志远. 西安市植被净化大气物质量的测定及其价值评价[J]. 干旱区资源与环境, 2002, 16(4): 83-86.
- [16] 中国生物多样性国情研究报告编写组. 中国生物多样性国情研究报告[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [17] 陈春阳, 戴君虎, 王焕炯, 等. 基于土地利用数据集的三江源地区生态系统服务价值变化[J]. 地理科学进展, 2012, 31(7): 970-977.
- [18] 赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 等. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价[J]. 生态学报, 2004, 24(6): 1101-1110.
- [19] 李文华等. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2008.
- [20] 赵同谦, 欧阳志云, 王效科, 等. 中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J]. 自然资源学报, 2003, 18(4): 443-452.
- [21] 鲁奇. 中国耕地资源开发、保护与粮食安全保障问题[J]. 资源科学, 1999, 21(6): 5-8.
- [22] 唐衡, 郑渝, 陈阜, 等. 北京地区不同农田类型及种植模式的生态系统服务价值评估[J]. 生态经济, 2008(7): 56-59.
- [23] 朱建春, 李荣华, 杨香云, 等. 陕西畜禽粪便的时空分布、氮磷负荷及利用策略[J]. 可再生能源, 2012, 30(12): 117-121.
- [24] 刘连成. 中国湖泊富营养化的现状分析[J]. 灾害学, 1997, 12(3): 61-65.
- [25] 王尧. 喀斯特地区土壤侵蚀模拟研究: 以贵州省乌江流域为例[D]. 北京: 北京大学, 2011.
- [26] 张正峰, 王琦, 谷晓坤. 秀山自治县土地整治生态系统服务价值响应研究[J]. 中国土地科学, 2012, 26(7): 50-55.
- [27] 许月卿, 蔡运龙. 土壤侵蚀经济损失分析及价值估算: 以贵州省猫跳河流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(4): 470-474.
- [28] 简太敏. 三峡库区(重庆段)生态服务功能定量遥感测量与价值估算[D]. 重庆: 重庆师范大学, 2012.

(上接第 171 页)

- [5] Sang-iilee M A. Spatial Association Measures for an ES-DA-GIS Framework: Developments, Significance Tests, and Applications to Spatio-Temporal Income Dynamics of US Labor Market Areas (1969-1999) [D]. Diss. Ohio: Ohio State University, 2001: 9-40.
- [6] Anselin, L. Local indicators of spatial association-LISA [J]. Geographical Analysis, 1995, 27(2): 93-115.
- [7] Sridharan S, Tunstall H, Lawder R, et al. An exploratory spatial data analysis approach to understanding the relationship between deprivation and mortality in Scotland[J]. Social Science & Medicine, 2007, 65(9): 1942-1952.
- [8] 叶长盛, 黄建军. 江西省县域农村居民纯收入空间差异研究[J]. 水土保持研究, 2011, 18(3): 153-157.
- [9] 张路路, 张悦国, 刘瑞卿, 等. 河北省粮食单产区域差异特征演变格局及动因分析[J]. 水土保持研究, 2011, 18(2): 192-197.
- [10] 韦素琼, 张金前, 陈建飞. 基于空间自相关的闽台城镇建设用地分布研究[J]. 地理科学进展, 2007, 26(3): 11-18.
- [11] 林坚, 祖基翔, 苗春雷, 等. 中国区县单元城乡建设用地经济密度的空间分异研究[J]. 中国土地科学, 2008, 22(3): 46-53.
- [12] 高凤君, 郭治兴, 魏秀国. 广东省县域经济实力差异空间自相关分析[J]. 地理信息世界, 2010(4): 29-34.
- [13] Cliff A, J K Ord. Spatial processes: models and application[M]. London: Pion, 1981.
- [14] 张虹鸥, 叶玉瑶, 杨丽娟, 等. 广东 30 年建设用地增长对经济发展的贡献[J]. 经济地理, 2008, 28(6): 904-908.
- [15] 吕志强. 快速城市化背景下的建设用地扩展类型格局及驱动力分析[J]. 水土保持研究, 2012, 19(4): 65-71.