

半干旱地区矿区生态系统土壤保持功能评价

——以神府—东胜矿区为例

徐佳^{1,2}, 曹雪峰^{1,2}, 王玺圳^{1,2}, 行仙峰¹, 徐荣¹

(1.黄河水利委员会 黄河上中游管理局, 陕西 西安 710021; 2.黄土高原水土保持野外科学观测研究站, 陕西 西安 710021)

摘要: [目的] 评价2000—2020年神府—东胜矿区生态系统土壤保持功能变化情况, 探讨矿区生态系统功能现状和存在问题, 总结半干旱地区生产建设项目集中区生态功能提升途径, 为半干旱地区生产建设项目区生态和经济协调发展提供借鉴。[方法] 采用中国土壤流失方程(CSLE)和风力侵蚀模型, 基于栅格像元计算不同时期(2000, 2010和2020年)神府—东胜矿区土壤保持量, 评价不同土地利用类型、不同植被覆盖度、不同矿井土壤保持量的时空变化。[结果] ①神府—东胜矿区潜在土壤侵蚀量为 3.76×10^6 t/a, 矿区生态系统土壤保持量由2000年的 2.30×10^6 t增长到2010年的 3.17×10^6 t, 矿区生态系统减少风蚀量作用显著增加。②2000—2020年, 矿区耕地、沙地和裸土地面积持续减少, 园林草地面积持续增加。园林草地土壤保持量由 1.18×10^6 t/a增加到 2.78×10^6 t/a。③矿区植被由低覆盖度向中高覆盖度转变。2020年, 中覆盖度和中高覆盖度林地土壤保持量占矿区生态系统土壤保持总量的67.12%。④治理程度不同的矿井土壤保持量均明显提高。[结论] 2000—2020年, 神府—东胜矿区土壤保持功能显著提升。半干旱地区生产建设项目可以通过实施有效的生态措施, 改善生产、生活环境, 探索生态经济实现路径, 实现经济发展和生态改善双赢。

关键词: 半干旱地区; 神府—东胜矿区; 土壤保持功能; 生产建设项目

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2023)04-0178-08

中图分类号: X171.4

文献参数: 徐佳, 曹雪峰, 王玺圳, 等. 半干旱地区矿区生态系统土壤保持功能评价[J]. 水土保持通报, 2023, 43(4): 178-185. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20230508.002; Xu Jia, Cao Xuefeng, Wang Xizhen, et al. Evaluation on soil conservation function of a mining area ecosystem in semi-arid areas [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(4): 178-185.

Evaluation on Soil Conservation Function of a Mining Area Ecosystem in Semi-arid Areas

—A Case Study at Shenfu-Dongsheng Mining Area

Xu Jia^{1,2}, Cao Xuefeng², Wang Xizhen^{1,2}, Xing Xianfeng¹, Xu Rong¹

(1. Upper and Middle Yellow River Bureau, Yellow River Conservancy Commission, Xi'an, Shaanxi 710021, China;

2. Observation and Research Station of Soil and Water Conservation on Loess Plateau, Xi'an, Shaanxi 710021, China)

Abstract: [Objective] The changes in the soil conservation function of the ecosystem of Shenfu-Dongsheng mining area from 2000 to 2020, and the present situation and existing problems of the ecosystem function in the mining area were studied. The ways to improve the ecological function of construction projects concentrated in semi-arid areas were summarized. The results will provide a reference for guiding the coordinated development of ecology and economy at production and construction project areas in semi-arid areas. [Methods] The Chinese soil loss equation (CSLE) and a wind erosion model were used to calculate soil conservation under water erosion and wind erosion based on grid cells in Shenfu-Dongsheng mining area during different periods (2000, 2010, and 2020). The spatial and temporal changes of soil conservation for different land use types, different vegetation coverages, and different mines were determined. [Results] ① Potential soil erosion in Shenfu-Dongsheng mining area was 3.76×10^6 t/a. The amount of soil conservation increased from 2.30×10^6 t in 2000 to 3.17×10^6 t in 2010. The amount of wind erosion reduction in the mining ecosystem

收稿日期: 2022-08-14

修回日期: 2022-10-22

资助项目: 水利部财政预算项目“全国水土流失动态监测”(126201340009150001); 陕西省重点研发计划项目“黄河流域(陕西段)河湖生态安全遥感监测与预警关键技术研究”(2022ZDLSF02-09); 水利部重大科技项目“黄河中游大型煤炭基地水土保持率提升关键技术研究”与示范”

第一作者: 徐佳(1984—), 女(汉族), 陕西省韩城市人, 博士, 高级工程师, 主要从事水土保持遥感监测和评价研究。Email: 251837906@qq.com。

increased significantly. ② The area of cultivated land, sandy land, and bare land in the mining area decreased continuously from 2000 to 2020, while the area of gardens and grassland increased continuously, and the soil conservation of gardens and grassland increased from 1.80×10^6 t/a to 2.78×10^6 t/a. ③ Vegetation in the mining area changed from low coverage to medium-high coverage. Soil conservation of medium and medium-high coverage forestlands accounted for 67.12% of the total soil conservation of the mining ecosystem in 2020. ④ The soil conservation capacity of different mines with different degrees of governance significantly increased. [Conclusion] The soil conservation function in Shenfu-Dongsheng mining area increased significantly from 2000 to 2020. Production and construction projects in semi-arid areas can improve the ecological environment through the use of effective ecological measures, and achieve a win-win situation between economic development and ecological improvement by exploring ways to realize an ecological economy.

Keywords: semi-arid regions; Shenfu-Dongsheng mining area; soil conservation function; production and construction project

半干旱地区占中国国土面积的 22%,是中国生态治理的关键区,主要分布在内蒙古、陕西、甘肃和新疆等地,这一地区降水量少,植被稀疏,水土流失严重。半干旱地区同时也是中国煤炭、石油、天然气等多种能源富集的区域。矿产资源开发过程中的人为扰动会对原本脆弱的生态系统造成破坏,加剧区域水土流失。神府—东胜矿区(以下简称“神东矿区”)地处中国四大沙地之一毛乌素沙地南缘与黄土高原北缘的过渡地带,属于典型的半干旱地区。神东矿区是中国已探明储量最大的煤田,煤炭年产量位居全国首位。矿区开发初期,生态环境极其恶劣,然而,近年来的研究表明,神东矿区生态环境整体上趋于好转^[1-3]。矿区在煤炭开采、运输、生产的各个环节,实施了一系列的生态环境综合治理和管理措施^[4],使得矿区生态系统服务功能显著提高。

土壤保持功能是半干旱地区重要的生态系统服务功能^[5],土壤保持功能表征的是生态系统保护土壤、削减降雨侵蚀力,增加土壤抗蚀性,减少土壤流失,保持土壤的功能。半干旱地区生态系统土壤保持功能主要包括生态系统防止水力侵蚀和风力侵蚀的能力。水力侵蚀主要受植被、降雨、地形地貌的影响,风力侵蚀主要受植被、表土湿度、风速、地表粗糙度的影响。土壤保持功能提升对于半干旱地区生态系统水源涵养、洪水调蓄、空气净化、气候调节、碳固定等生态功能的提升具有重要意义。目前,研究水力侵蚀主要采用实测法^[6]、通用土壤流失方程(USLE)^[7-8],以及基于 USLE 的 InVEST 模型等^[9-10]。针对黄土高原、东北平原等区域水力侵蚀的研究多采用优化后的中国土壤流失方程(CSLE)^[11-12],CSLE 模型能够更加准确地预测坡度较大区域的土壤侵蚀模数,适用于较大区域推广使用^[13]。针对风力侵蚀的模型有 RWEQ 模型^[14]和 WEPS 模型等^[15],相比较而言,邹学勇^[16]基于风蚀动力学理论建立的土壤风蚀模型从因子的分类

和普适性方面体现出较大的优越性^[17]。本研究以神东矿区为例,基于不同时期(2000,2010 和 2020 年)土地利用、植被、气象、地形等因子数据,采用中国土壤流失方程(CSLE)和土壤风蚀模型,评价矿区土壤保持功能变化情况,分析变化原因,探讨矿区生态系统功能现状和存在问题,总结半干旱地区生产建设项目集中区生态系统服务功能提升途径,为半干旱地区生态环境治理、生态系统服务功能提升提供参考,为探索区域产业经济和生态环境协调发展模式提供借鉴。

1 研究区概况

神东矿区地处内蒙古伊金霍洛旗和陕西省神木市接壤地区,位于陕北黄土高原北缘和毛乌素沙地的东南边缘地区,窟野河流经矿区。矿区南北长 38~90 km,东西宽 5~55 km,地形呈西北高,东南低,海拔 1 000~1 300 m。矿区属大陆性干旱气候,年降雨量 400 mm 左右,降水量少,且分布不均。年均蒸发量达 1 319 mm,平均风速 2.5~3.0 m/s。矿区地处干草原与森林草原的过渡地带,主要植被类型为干草原、落叶阔叶灌丛和沙生植被。矿区为风沙区和黄土丘陵沟壑区的过渡地带,土壤类型主要有风沙土和黄绵土,风沙土占矿区土地总面积的 1/2。神东矿区所在区域是黄河中游地区水土流失最严重的地区,水土流失类型多样,水力侵蚀、风力侵蚀和重力侵蚀交错发生。矿区开发初期,约有 100 km² 的连片移动沙丘,主要分布有马家塔、布连塔和哈拉沙三大块流沙区。矿区有两大风口,即乌兰木伦河风口和呼和乌素沟风口,春秋两季是多风季节,每年沙尘暴的天数 5~20 d,最多沙尘暴天数近 40 d,风沙埋压公路、农田及工业设施的情况经常发生,人居环境十分恶劣。本研究确定的矿区范围面积为 997.41 km²,包括大柳塔、活鸡兔、哈拉沟、石圪台、上湾、补连塔、乌兰木伦、柳塔、布尔台、寸草塔一矿、寸草塔二矿 11 个矿井。

11 个矿井地貌类型和治理程度存在差异,目前,大柳塔、活鸡兔、哈拉沟、补连塔矿治理程度相对较高,其他矿井主要以自然恢复为主。

2 研究方法 with 数据

2.1 研究方法

本研究土壤保持功能用土壤保持功能量表征,具体包括减少水蚀量和减少风蚀量两部分,分别采用中国土壤流失方程(CSLE)^[11]和基于风蚀动力学理论建立的土壤风蚀模型^[16]进行计算。

2.1.1 减少水蚀量 采用中国土壤流失方程(CSLE)计算潜在和现实土壤水力侵蚀量,取二者之差作为生态系统减少水蚀的土壤保持量。计算公式为:

$$A_c = A_p - A_r \quad (1)$$

$$A_r = RKLSBET \quad (2)$$

$$A_p = RKLS \quad (3)$$

式中: A_r 为单位面积现实土壤侵蚀量 $[t/(km^2 \cdot a)]$; A_p 为单位面积潜在土壤侵蚀量 $[t/(km^2 \cdot a)]$; R 为降雨侵蚀力因子 $[(MJ \cdot mm)/(km^2 \cdot h \cdot a)]$; K 为土壤可蚀性因子 $[(t \cdot h)/(MJ \cdot mm)]$; L 为坡长因子,无量纲; S 为坡度因子; B 为植被覆盖与生物措施因子; E 为工程措施因子; T 为耕作措施因子。

2.1.2 减少风蚀量 采用基于风蚀动力学理论建立的土壤风蚀模型^[16]计算神东矿区潜在和现实的土壤风力侵蚀量,取二者之差作为生态系统减少风蚀的土壤保持量。计算公式为:

耕地风力侵蚀模型基本形式为:

$$Q_{fa} = 0.018(1-W) \sum_{j=1}^{35} T_j \times \exp\left\{-9.208 + \frac{0.018}{Z_0} + 1.955(0.893U_j)^{0.5}\right\} \quad (4)$$

式中: Q_{fa} 为每半个月内耕地风力侵蚀模数 $[t/(km^2 \cdot a)]$; W 为每半个月内表土湿度因子,介于 0~1 之间; T_j 为每半个月内各风速等级的累计时间(min); Z_0 为地表粗糙度(cm); j 为风速等级序号,在 5~40 m/s 内按 1 m/s 为间隔划分为 35 个等级,取值 1,2...35; U_j 为第 j 个等级的平均风速(m/s),如风速等级为 5~6 m/s, $U_1 = 5.5$ m/s。

草(灌)地风力侵蚀模型基本形式为:

$$Q_{fa} = 0.018(1-W) \sum_{j=1}^{35} T_j \times \exp\left\{2.4869 + 0.0014V^2 - \frac{61.3935}{U_j}\right\} \quad (5)$$

式中: Q_{fa} 为每半个月内草(灌)地风力侵蚀模数 $[t/(km^2 \cdot a)]$; V 为植被覆盖度(%)。

沙地(漠)风力侵蚀模型基本形式为:

$$Q_{fa} = 0.018(1-W) \sum_{j=1}^{35} T_j \times \exp\left[6.1689 - 0.0743V - \frac{27.9613 \ln(0.893U_j)}{0.893U_j}\right] \quad (6)$$

式中: Q_{fa} 为每半个月内沙地(漠)风力侵蚀模数 $[t/(km^2 \cdot a)]$ 。

2.2 数据来源和说明

(1) 土地利用数据。基于 2000,2010 和 2020 年遥感影像解译得到。

(2) 水力侵蚀因子。用于计算减少土壤水力侵蚀量的 R, K, L, S 因子均来自“2020 年全国水土流失动态监测项目”。 R 因子基于 1986—2015 年(共计 30 a)的逐日降水量资料计算得到; K 因子采用第一次全国水利普查水土保持情况普查中的土壤可蚀性因子计算成果; L 和 S 因子基于 1:50 000 DEM 计算得到。 B 因子利用植被覆盖度数据计算得到,若无措施, B 取 1。 E 和 T 因子基于土地利用解译结果,依据《2020 年水土流失动态监测技术指南》确定。 E 因子根据“水土保持工程措施因子赋值表”确定,若无措施, E 取 1。 T 因子根据“全国轮作区 T 因子赋值表”,研究区的 T 因子确定为 0.488,若无措施, T 取 1。

(3) 风力侵蚀因子。用于计算减少土壤风力侵蚀量的 W, T, Z, U 因子均来自“2020 年全国水土流失动态监测项目”。 W 因子基于 AMSR-E Level 2A 亮温数据计算得到; Z 因子按照野外实地调查情况,依据《2020 年水土流失动态监测技术指南》要求赋值; T 因子采用 1991—2015 年(共计 25 a)的逐日整点风速资料计算得到; V 因子利用植被覆盖度数据计算得到。

(4) 植被覆盖度数据。植被覆盖度数据基于 MODIS-NDVI 数据计算得到。由于半干旱地区植被受降雨影响较大,年际间存在明显差异,为防止因为年际间降雨量不同造成的植被差异,本研究采用研究年份前一年度、后一年度和本年度植被覆盖度的平均值,作为研究年份的植被覆盖度。植被覆盖度等级划分范围为:高覆盖($\geq 75\%$)、中高覆盖(60%~75%)、中覆盖(45%~60%)、中低覆盖(30%~45%)、低覆盖($< 30\%$)。

3 结果与分析

3.1 矿区土壤保持功能总体变化

由图 1 可以看出,神东矿区潜在土壤侵蚀量为 3.76×10^6 t/a,其中,潜在水蚀量 180.72 t/a,潜在风蚀量 194.98 t/a。由此可见,矿区同时受到水力侵蚀和风力侵蚀的威胁,且程度相当。2000 年,神东

矿区土壤侵蚀量为 1.46×10^6 t/a, 其中, 水蚀量为 43.78 t/a, 风蚀量为 102.16 t/a, 风蚀量为水蚀量的2倍有余。可以看出, 这一时期矿区受风力侵蚀影响严重, 风沙危害是矿区主要的生态环境问题。2010年, 矿区土壤侵蚀量下降到 9.11×10^5 t/a; 其中, 水蚀量下降了 5.12%; 风蚀量下降了 51.49%。2020年, 矿区土壤侵蚀量下降到 5.90×10^5 t/a; 与2010年相比, 矿区水蚀量下降了 14.78%, 风蚀量下降了 52.31%; 与2000年相比, 矿区水蚀量下降了 19.14%, 风蚀量下降了 76.86%。与水蚀量相比, 风蚀量下降幅度较大, 矿区风沙治理取得了较大成效。

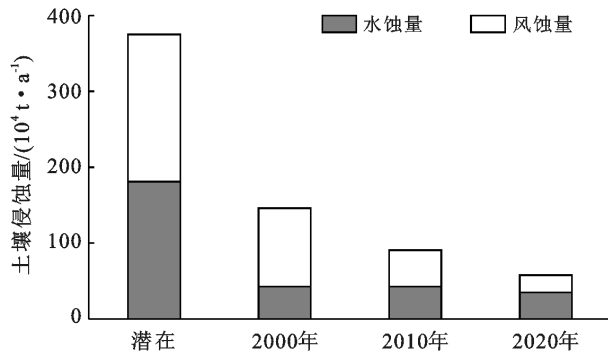


图1 不同时期神东矿区土壤侵蚀量

Fig.1 Soil erosion of Shenfu-Dongsheng mining area in different periods

由图2可以看出, 2000年神东矿区土壤保持量为 2.30×10^6 t; 2010年, 矿区土壤保持量增长了 23.87%; 2020年, 矿区土壤保持量在2010年的基础上增长了 11.27%。2000—2020年, 矿区生态系统减少水蚀量由 1.37×10^6 t 增加到 1.45×10^6 t; 减少风蚀量由 9.28×10^5 t 增加到 1.71×10^6 t, 增加了 84.59%。由此可见, 与减少水蚀量相比, 矿区生态系统减少风蚀量增加更为明显, 矿区生态系统抵御风力侵蚀的能力显著增强, 与已有神东矿区生态服务功能的研究结果基本一致^[18]。

3.2 矿区不同土地利用土壤保持功能

土地利用类型的变化对土壤保持功能具有重要影响^[19]。2000—2020年神东矿区土地利用变化较大(表1), 煤炭开采形成的采空区村庄搬迁, 耕地撂荒, 造成耕地面积的大幅减少; 随着矿区生态治理措施的实施, 其他土地(包括沙地和裸土地)由 116.83 km² 减少到 2.84 km², 林地由 323.12 km² 增加到 658.83 km²; 园林草植被总面积增加了 93.07 km²。随着煤炭产业持续稳定发展, 人口数量增加, 居住、生产和运输条件逐步改善, 2000—2020年, 矿区建设用地和交通用地面积增加。土地利用的变化反映了矿

区经济社会发展和水土保持生态措施实施情况, 也反映出矿区生态环境得到逐步改善。

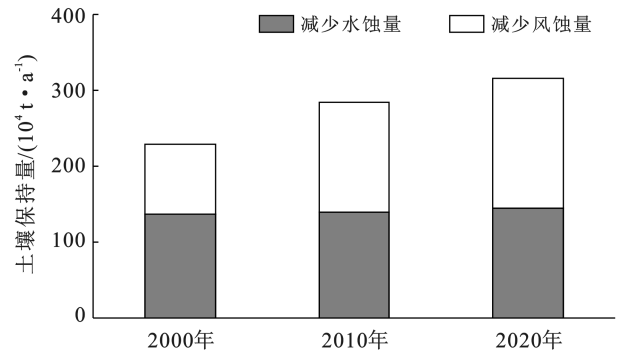


图2 不同时期神东矿区土壤保持量

Fig.2 Soil retention of Shenfu-Dongsheng mining area in different periods

表1 不同时期神东矿区土地利用面积

Table 1 Land use area of Shenfu-Dongsheng mining area in different periods km²

土地利用类型	2000年	2010年	2020年
耕地	110.82	71.23	45.78
园地	1.69	1.75	5.11
林地	323.12	359.77	658.83
草地	364.14	382.90	118.08
建设用地	34.62	92.81	122.60
交通用地	8.02	12.83	13.85
水域	38.76	27.83	30.29
其他土地	116.83	48.70	2.84

2000—2020年, 神东矿区不同土地利用类型的土壤保持功能变化较大(图3), 变化最明显的是林地、草地和其他土地。林地土壤保持量由 5.47×10^5 t/a (2000年) 增加到 2.35×10^6 t/a (2020年)。2020年, 林地土壤保持量占矿区总土壤保持量的 74.15%, 林地面积的大幅增加对于矿区土壤保持功能提高具有举足轻重的作用。林地减少水蚀量由 5.01×10^5 t/a (2000年) 增加到 1.05×10^6 t/a (2020年)。林地减少风蚀量由 4.62×10^4 t/a (2000年) 增加到 1.30×10^6 t/a (2020年)。草地土壤保持量由 6.31×10^5 t/a (2000年) 增加到 1.26×10^6 t/a (2010年), 后又减少到 4.17×10^5 t/a (2020年), 由于造林面积的增加, 部分草地转为林地, 草地面积减少, 造成草地土壤保持量减少。

2000—2020年, 单位面积林草地土壤保持量持续上升(表2), 尤其是防止风蚀量的增加趋势更为明显。单位面积林地防止风蚀量由 143.02 t/a (2000年) 上升到 1 965.89 t/a (2020年); 单位面积草地防止风蚀量由 154.68 t/a (2000年) 上升到 1 611.80 t/a (2020年)。林草地质量的逐步提升使得矿区生态系统防止土壤流失和防风固沙功能稳步提高。

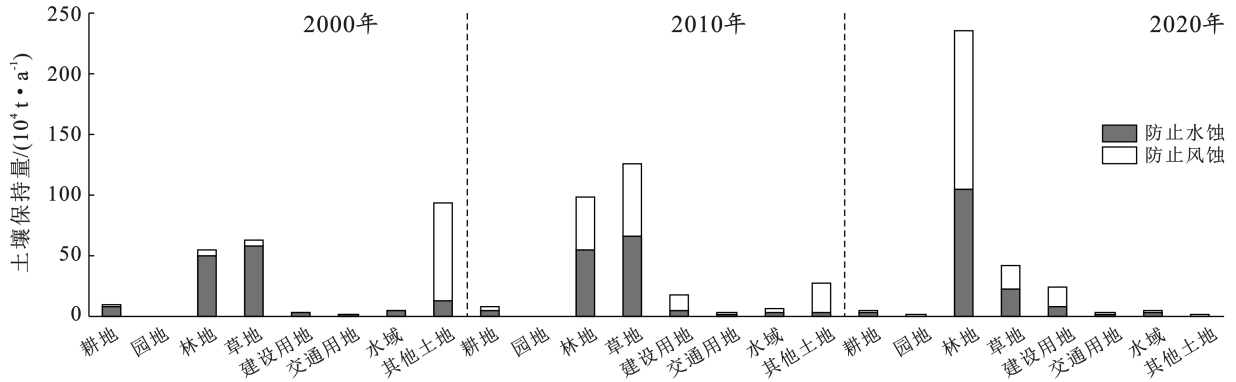


图 3 不同时期神东矿区不同土地利用土壤保持价值

Fig.3 Soil conservation values of different land uses at Shenfu-Dongsheng mining area during different periods

表 2 不同时期神东矿区单位面积林草地土壤保持量

Table 2 Soil conservation amount per unit area of forest and grassland at Shenfu-Dongsheng mining area during different periods

土壤保持量/(t·a ⁻¹)	年限	林地	草地
防止水蚀量	2000	1 549.18	1 577.18
	2010	1 531.29	1 723.62
	2020	1 596.61	1 920.32
防止风蚀量	2000	143.02	154.68
	2010	1 221.27	1 564.50
	2020	1 965.89	1 611.80

3.3 矿区不同植被覆盖度土壤保持功能

由表 3 可以看出,2000 年神东矿区以低覆盖度草地和林地为主;2010 年,矿区植被覆盖度显著提升,植被以中低覆盖度草地和林地为主。2010—

2020 年,矿区实施了大量的植树造林工程,林地面积大幅增加,2020 年,矿区植被以中覆盖度和中高覆盖度的林地为主,中覆盖度和中高覆盖度林地占矿区植被总面积的 76.52%。2000 年,神东矿区土壤保持功能主要集中在低覆盖度的草地和林地上,土壤保持量以减少水蚀量为主,低覆盖度的草地和林地分别减少水蚀量 5.09×10^5 t/a 和 4.23×10^5 t/a。2010 年,神东矿区土壤保持量主要集中在中低覆盖度的草地和林地上,土壤保持量仍然以减少水蚀量为主。2020 年,神东矿区土壤保持量主要集中在中覆盖度和中高覆盖度林地上,中覆盖度林地和中高覆盖度林地分别减少水蚀量 5.74×10^5 t/a 和 3.81×10^5 t/a,分别减少风蚀量 7.31×10^5 t/a 和 4.39×10^5 t/a,土壤保持量以减少风蚀量为主,中覆盖度和中高覆盖度林地的土壤保持量占矿区生态系统土壤保持总量的 67.12%。

表 3 神东矿区 2000—2020 年不同植被覆盖度土壤保持量

Table 3 Soil conservation of different vegetation coverage in Shenfu-Dongsheng mining area from 2000 to 2020

土地利用类型	植被覆盖度	面积/km ²			土壤保持量/(t·a ⁻¹)					
					减少水蚀			减少风蚀		
		2000 年	2010 年	2020 年	2000 年	2010 年	2020 年	2000 年	2010 年	2020 年
园地	低	1.38	0.04	—	1 235.56	101.04	—	153.83	6.73	—
	中低	0.02	1.15	0.00	28.39	812.49	0.49	4.79	502.47	0.08
	中	0.01	0.44	1.22	2.22	472.01	1 118.51	1.07	200.72	2 313.36
	中高	—	—	3.64	—	—	3 554.62	—	—	4 681.16
	高	—	—	0.25	—	—	200.12	—	—	176.41
林地	低	255.02	44.46	4.82	423 174.26	60 369.61	10 877.47	26 575.24	84 995.24	8 641.84
	中低	22.27	198.67	54.36	41 555.61	325 052.16	86 772.72	3 001.97	195 229.18	114 045.71
	中	1.36	65.31	367.18	3 092.44	126 989.09	574 236.04	177.34	51 359.23	731 521.66
	中高	0.02	0.65	231.49	149.91	1 708.61	381 094.28	2.38	1 080.65	438 677.27
	高	—	0.03	1.20	0.00	94.03	2 232.61	—	3.85	2 780.51
草地	低	300.68	19.87	1.78	509 311.99	29 261.28	4 575.12	32 614.26	53 576.05	361.69
	中低	18.21	248.65	15.11	37 172.84	452 954.12	32 378.98	2 401.49	377 428.15	9 367.31
	中	0.47	66.03	68.35	989.49	151 468.83	126 746.39	68.02	57 739.56	115 287.00
	中高	0.02	0.30	32.50	20.62	571.53	65 771.54	1.95	270.65	63 683.30
	高	—	0.01	0.45	—	15.74	366.74	—	0.01	2 147.40

3.4 矿区不同矿井生态系统土壤保持功能

为了便于对神东矿区不同矿井生态系统的土壤保持功能进行比较,分别针对11个矿井单位面积土壤保持量和土壤保持总量进行分析(表4—5)。2000—2020年,不同矿井生态系统土壤保持量都明显提高,大部分矿井防止水蚀量呈增加趋势;所有矿井防止风蚀功能量都呈增加趋势。2020年,大柳塔和寸草塔一矿单位面积防止水蚀量最大,分别达到

2 154.94和1 878.69 t/(km²·a);柳塔和乌兰木伦矿单位面积防止风蚀量最大,分别达到了8 033.02和3 484.38 t/(km²·a)。布尔台矿土壤保持总量最大,柳塔矿单位面积土壤保持量最大。2020年,防止水蚀总量最大的是布尔台矿和大柳塔矿,分别达到了2.91×10⁵ t/a和2.72×10⁵ t/a,防止风蚀总量最大的是布尔台矿和补连塔矿,分别达到了5.49×10⁵ t/a和2.38×10⁵ t/a。

表4 不同矿井2000—2020年生态系统防止水蚀量

Table 4 The amount of water erosion prevented by ecosystems in different mines from 2000 to 2020

矿井	矿区面积/ km ²	单位面积土壤保持量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹)			土壤保持总量/(10 ⁴ t·a ⁻¹)		
		2000年	2010年	2020年	2000年	2010年	2020年
大柳塔	126.2	2 108.87	2 149.92	2 154.94	26.61	27.13	27.20
活鸡兔	63.8	1 789.18	1 681.3	1 676.45	11.41	10.73	10.70
哈拉沟	72.4	1 584.12	1 700.75	1 835.22	11.47	12.31	13.29
石圪台	65.25	1 073.68	1 069.32	996.72	7.01	6.98	6.50
上湾	61.8	1 387.29	1 541.26	1 792.28	8.57	9.52	11.08
补连塔	104.9	743.7	895.82	930.65	7.80	9.40	9.76
乌兰木伦	44.1	588.01	558.11	598.37	2.59	2.46	2.64
柳塔	13.6	594.57	499.97	505.82	0.81	0.68	0.69
布尔台	192.6	1 328.77	1 386.36	1 508.42	25.59	26.70	29.05
寸草塔一矿	49.25	1 822.61	1 878.69	2 086.16	8.98	9.25	10.27
寸草塔二矿	16.5	1 415.03	1 337.95	1 152.88	2.33	2.21	1.90

表5 不同矿井2000—2020年生态系统防止风蚀量

Table 5 Wind erosion prevention amount of ecosystem in different mines during 2000—2020

矿区	矿区面积/ km ²	单位面积土壤保持量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹)			土壤保持总量/(10 ⁴ t·a ⁻¹)		
		2000年	2010年	2020年	2000年	2010年	2020年
大柳塔	126.2	482.83	807.28	913.87	6.09	10.19	11.53
活鸡兔	63.8	140.28	287.73	414.81	0.89	1.84	2.65
哈拉沟	72.4	225.98	396.71	502.33	1.64	2.87	3.64
石圪台	65.25	713.89	943.43	1 335.69	4.66	6.16	8.72
上湾	61.8	983.5	1 509.68	1 843.47	6.08	9.33	11.39
补连塔	104.9	1 291.42	2 107.06	2 276.03	13.55	22.10	23.88
乌兰木伦	44.1	1 924.28	2 650.9	3 484.38	8.49	11.69	15.37
柳塔	13.6	4 125.65	6 965.71	8 033.02	5.61	9.47	10.92
布尔台	192.6	1 628.73	2 423.33	2 849.13	31.37	46.67	54.87
寸草塔一矿	49.25	1 303.42	2 146.67	2 488.99	6.42	10.57	12.26
寸草塔二矿	16.5	1 787.32	3 165.71	3 397.87	2.95	5.22	5.61

与2000年相比,2020年神东各矿井土壤保持量都明显提高(表6),各矿井土壤保持量变幅大小为:柳塔>乌兰木伦>补连塔>上湾>布尔台>寸草塔一矿>寸草塔二矿>石圪台>哈拉沟>大柳塔>活鸡兔。上湾和补连塔减少水蚀量增幅最大,分别为29.19%和25.14%;活鸡兔和哈拉沟减少风蚀量增幅最大,分别增加了195.70%和122.29%;柳塔和乌兰

木伦的土壤保持总量增幅最大,分别为80.90%和62.51%。大柳塔、活鸡兔、哈拉沟和补连塔的水土保持措施面积较大,治理程度相对较高,土壤保持量增幅明显;其他矿井治理程度都相对较低,但土壤保持量增幅也很显著,尤其是柳塔矿和乌兰木伦矿,成为神东矿区土壤保持量增幅最大的两个矿井,2000—2020年土壤保持量的增幅分别达到80.90%和62.51%。

表 6 不同矿井 2000—2020 年土壤保持量变幅
Table 6 Variation amplitude of soil conservation in different mines from 2000 to 2020 %

矿 区	减少水蚀	减少风蚀	总 量
大柳塔	2.18	89.27	18.41
活鸡兔	-6.30	195.70	8.39
哈拉沟	15.85	122.29	29.14
石圪台	-7.17	87.10	30.48
上湾	29.19	87.44	53.36
补连塔	25.14	76.24	57.57
乌兰木伦	1.76	81.07	62.51
柳 塔	-14.93	94.71	80.90
布尔台	13.52	74.93	47.34
寸草塔一矿	14.46	90.96	46.36
寸草塔二矿	-18.53	90.11	42.11

4 讨论

4.1 矿区生态系统土壤保持功能变化原因

神东矿区开发初期,受到风沙、干旱和洪水的多重威胁,风沙危害造成沙埋公路阻断交通的情况时有发生,每年清理积沙约 $5.70 \times 10^5 \text{ m}^3$ 。矿区水源地的水质受风沙影响,仅考考赖水厂每年的除沙费用高达 200 多万元。矿区通过逐步实施生态环境治理工程,探索出“三期三圈”的治理思路,在煤炭开采的不同时期、不同阶段,针对矿区不同范围,逐步实施沙障、造林、种草等风沙治理工程。截至 2020 年,各项治理措施面积达到约 300 km^2 ,覆盖了矿区 1/3 以上的土地,矿区植被覆盖度由 2000 年的 23.87% 提高到 2020 年的 47.51%。随着矿区林草面积的增加、质量的提高,矿区土壤保持功能量由 2000 年的 $2.30 \times 10^6 \text{ t}$ 增长到 2020 年的 $3.17 \times 10^6 \text{ t}$,增长了 37.82%。矿区生产生活环境大大改善,交通运输畅通得到保障,水厂的除沙费用有效节约,风沙治理取得显著成效。

4.2 矿区生态系统功能现状和存在问题

与开采初期相比,神东矿区生态系统目前的土壤保持功能大幅提高,但生态系统功能不完善,发展不平衡、不充分的问题比较突出。矿区植被覆盖度整体以中覆盖度和中高覆盖度为主,另外,9.72% 的植被为中低覆盖度和低覆盖度,植被覆盖度和质量有待进一步提高。矿区内 76.52% 的植被为中覆盖度和中高覆盖度林地,对于半干旱地区而言,依靠天然降水维持大范围林地生态系统的稳定性难度较大。目前矿区煤炭开采产生的矿井水可以用于灌溉林地,但从长远来看,维持矿区生态系统的稳定性还需要进一步调整土地利用结构。矿区内的樟子松、小叶杨、沙棘、山杏、沙柳等生态林已形成规模,然而,沙棘林的退化现象明显,沙柳林的林分单一、生态系统稳定性不足。

各项生态治理措施尚未形成产业,没有产业就没有后劲,这就限制了水土保持措施生态功能的进一步发挥。现阶段,神东矿区已经从最初以遏制水土流失为主的生态修复阶段,转向以生态系统服务功能整体提升、发展生态产业,实现高质量发展的新阶段。神东矿区的生态治理需要以优化土地利用空间格局为先导^[18],建立生态经济实现机制,探索生态效益向经济效益转化的途径,进一步提高矿区植被覆盖度和植被质量,实现矿区生态系统服务功能的持续、稳定发挥。

4.3 半干旱地区生产建设项目集中区生态系统服务功能提升途径

(1) 从神东矿区治理经验来看,生态环境治理和生产建设项目的安全生产、设备的稳定运行相辅相成,互相促进。神东矿区在开采煤炭、实现经济发展的同时,实现了利用“金山银山”,再造“绿色青山”,形成了以植物修复为主,工程治理为辅的植物修复型矿区生态治理技术体系,促进了矿区生态系统的平衡和稳定发展^[20],提高了矿区生态系统服务功能。通过合理地进行采前的规划和开采过程中的生态保护^[21],神东矿区探索出采前、采中、采后以及外围防护圈、周边常绿圈、中心美化圈的“三期三圈”生态防治模式,给半干旱地区生态环境治理和恢复提供了一个模板。

(2) 神东矿区 11 个矿井治理程度差异较大,但土壤保持量都明显提高。柳塔矿和乌兰木伦矿水土保持措施实施面积较小,土壤保持量增幅达到 80.90% 和 62.51%。可见,自然恢复对于矿区土壤保持功能的提升作用显著,再次印证了目前提倡的保护优先、自然恢复为主的生态方针的正确性。半干旱地区在进行生态规划和治理中,应当重视自然恢复,根据区域生态功能定位,将人工治理和自然恢复有机结合,进行总体规划和重点治理。

(3) 半干旱地区由于自然条件恶劣,生态环境治理难度较大,生产项目的建设过程中会相应地配套实施水土保持措施,这些措施的实施能够有效提升区域生态系统服务功能,特别是调节服务和文化服务水平^[22]。位于风沙区的子洲—靖边高速公路在项目完工后,区域内生态系统服务功能量明显增加^[23]。宁夏、甘肃、青海等地的光伏发电项目,通过利用光伏板清洗水,发展光伏农业、光伏畜牧业等新型的能源和生态经济融合产业^[24-26],为半干旱地区生态服务功能提升,能源产业可持续发展提供了新思路。

(4) 在“双碳”目标背景下,随着中国能源结构进一步调整,光伏、风电、水电等清洁能源产业发展迅猛,配套的输能、储能等新型电力系统逐步构建,中国西北半干旱地区即将迎来一批能源产业相关项目,可以

借助项目建设契机,探索“生产—生态”协调发展模式,开展多元化投入机制,促进半干旱地区生态系统服务功能提升,推动项目建设和生态环境改善协调发展。

5 结论

(1) 神东矿区潜在土壤侵蚀量为 3.76×10^6 t/a。2000—2020年矿区生态系统土壤保持量增长了37.82%。通过实施水土保持措施,矿区风沙治理取得显著成效。

(2) 2000—2020年,随着矿区经济社会发展和生态治理措施的实施,矿区耕地、沙地和裸土地面积持续减少,林草地面积持续增加,矿区生态系统土壤保持功能逐步提升。

(3) 2000—2020年,矿区植被由低覆盖度林草地向中覆盖和中高覆盖度林地转变。2020年,中覆盖度和中高覆盖度林地占矿区植被总面积的76.52%,土壤保持量占矿区生态系统土壤保持总量的67.12%。

(4) 2000—2020年,不同矿井治理程度不同,但土壤保持量都明显提高。柳塔矿和乌兰木伦矿水土保持措施实施面积较小,土壤保持量增幅达到80.90%和62.51%,自然恢复对于矿区土壤保持功能的提升作用显著。

(5) 神东矿区生态系统土壤保持功能整体上提升,然而要维持矿区生态系统稳定性,持续提升矿区生态系统服务功能,还需要进一步探索研究。新时期,半干旱地区生产建设项目要充分借鉴已有生态恢复经验,探索新能源和生态产业相结合的发展模式,不断提高发展质量。

[参 考 文 献]

- [1] 岳辉,刘英,朱蓉.基于遥感生态指数的神东矿区生态环境变化监测[J].水土保持通报,2019,39(2):101-107,114.
- [2] 李蕊,陈国清,李玮贤,等.基于遥感生态指数的神东矿区1995—2020年生态环境质量的时空变化特征分析[J].水土保持通报,2021,41(3):143-151.
- [3] 范德芹,邱玥,孙文彬,等.基于遥感生态指数的神府矿区生态环境评价[J].测绘通报,2021,532(7):23-28.
- [4] 刘英,侯恩科,岳辉.基于MODIS的神东矿区植被动态监测与趋势分析[J].国土资源遥感,2017,29(2):132-137.
- [5] 饶恩明,肖焱,欧阳志云,等.海南岛生态系统土壤保持功能空间特征及影响因素[J].生态学报,2013,33(3):746-755.
- [6] 张洪江,解明曙,王玉杰.长江三峡花岗岩出露区不同林地的土壤保持作用研究[J].水土保持研究,1998,5(2):99-103,158.
- [7] 宁婷,郭新亚,荣月静,等.基于RUSLE模型的山西省生态系统土壤保持功能重要性评估[J].水土保持通报,2019,39(6):205-210.
- [8] 韩永伟,高吉喜,拓学森,等.门头沟生态系统土壤保持功能及其生态经济价值分析[J].环境科学研究,2007,20(5):144-147.
- [9] Bastola S, Lee S, Shin Y, et al. An assessment of environmental impacts on the ecosystem services; study on the Bagmati Basin of Nepal [J]. Sustainability, 2020,12(9):8186.
- [10] Asadolahi Z, Salmanmahiny A, Sakieh Y, et al. Dynamic trade-off analysis of multiple ecosystem services under land use change scenarios: towards putting ecosystem services into planning in Iran [J]. Ecological Complexity, 2018,36:250-260.
- [11] 李永宁,黄土丘陵沟壑区典型小流域土壤保持功能研究[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2021.
- [12] 贾振宇,王世曦,刘学,等.辽河保护区土壤保持功能时空变化及其影响因素分析[J].环境工程技术学报,2021,11(4):686-692.
- [13] 江青龙,谢永生,张应龙,等.京津水源区小流域土壤侵蚀空间模拟[J].生态学杂志,2011,30(8):1703-1711.
- [14] 刘珺,郭中领,常春平,等.基于RWEQ和WEPS模型的中国北方农牧交错带潜在风蚀模拟[J].中国沙漠,2021,41(2):27-37.
- [15] 陈莉,韩婷婷,李涛,等.基于WEPS模型的天津郊区土壤风蚀起尘及对中心城区迁移量估算[J].环境科学,2012,33(7):2197-2203.
- [16] 邹学勇,张春来,程宏,等.土壤风蚀模型中的影响因子分类与表达[J].地球科学进展,2014,29(8):875-889.
- [17] 罗晶,黄晓霞,程宏,等.浑善达克沙地景观结构变化对生态系统服务的影响[J].中国沙漠,2022,42(4):99-109.
- [18] 刘英,魏嘉莉,毕银丽,等.神东矿区生态系统服务功能评价[J].煤炭学报,2021,46(5):1599-1613.
- [19] 康惠惠,潘韬,盖艾鸿,等.生态退化与恢复对三江源区土壤保持功能的影响[J].水土保持通报,2017,37(3):7-14.
- [20] 郭洋楠,包玉英,晋陕蒙生态脆弱区采煤沉陷地生态治理技术[J].陕西煤炭,2017,36(S1):37-40,55.
- [21] 卞正富,许家林,雷少刚.论矿山生态建设[J].煤炭学报,2007,32(1):13-19.
- [22] 肖胜生,王聪,郭利平,等.南方红壤丘陵区水土保持生态服务功能提升研究进展:以江西省兴国县塘背河小流域为例[J].水土保持通报,2019,39(6):289-294.
- [23] 赵晶,高照良,蔡艳蓉.高速公路建设对土地利用类型的影响及其生态服务价值评估:以陕西省5个典型区域为研究对象[J].水土保持研究,2011,18(3):226-231,237.
- [24] 徐国风,张振师,李玉进,等.西北地区生态光伏产业现状[J].西北水电,2020(S1):4-7.
- [25] 董闯,刘蕊蕊,李平,等.新能源开发对青海省经济社会发展影响浅析[J].西北水电,2020(1):27-31.
- [26] 何继江.沙漠中产生的6.5万亩草原:宁夏中卫腾格里沙漠光伏治沙考察侧记[J].电气时代,2022(5):6-8,10.