



测绘科学
Science of Surveying and Mapping
ISSN 1009-2307,CN 11-4415/P

《测绘科学》网络首发论文

题目：神东矿区土壤侵蚀时空特征及驱动力分析
作者：刘英，魏嘉莉，岳辉，王义
网络首发日期：2021-11-03
引用格式：刘英，魏嘉莉，岳辉，王义. 神东矿区土壤侵蚀时空特征及驱动力分析[J/OL]. 测绘科学. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.4415.P.20211103.1421.002.html>



网络首发：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

神东矿区土壤侵蚀时空特征及驱动力分析

刘英¹, 魏嘉莉¹, 岳辉¹, 王义²

(1. 西安科技大学 测绘科学与技术学院, 西安 710054;

2. 国家能源集团 神东煤炭集团, 内蒙古 鄂尔多斯 017209)

*通信作者 岳辉 (1983-), 讲师。Email: 13720559861@163.com

摘要 针对神东矿区土壤侵蚀生态破坏及煤炭开采对矿井采区土壤侵蚀的影响问题, 该文基于 RUSLE 模型, 提出一种基于矿区和矿井尺度探究矿区土壤侵蚀演变特征并结合地理探测器进行驱动力分析的研究方法。结果表明: 矿区尺度上土壤侵蚀呈加重趋势, 1989—2019 年土壤侵蚀量增加 30.28×10^5 t, 空间上以微度和轻度侵蚀散布全区, 中度和强度侵蚀次之, 极强度和剧烈侵蚀最少; 矿井尺度上, 补连塔、榆家梁矿井受到采矿的负面影响, 大柳塔矿井受到生态措施的正面影响, 活鸡兔、石圪台矿井受到的负面影响被正面影响消除; 各因子对土壤侵蚀的解释力为: 坡度>土地利用类型>降雨量>植被覆盖度, 因子交互作用的解释力强于单因子, 坡度>35°, 降雨为 416.10~420.69 mm、植被覆盖度为 0.5~0.6 及未利用地的区域为土壤侵蚀高风险区。该研究方法可摸清矿区的土壤侵蚀变化规律以及矿井受采矿活动的干扰, 为矿区实行生态管理提供决策支持。

关键词 神东矿区; 土壤侵蚀; RUSLE; 地理探测器; 矿井

中图分类号 TD167 **文献标志码** A

Analysis on Temporal and Spatial Characteristics and Driving Factors of Soil Erosion in Shendong Mining Area

LIU Ying¹, WEI Jiali¹, YUE Hui¹, WANG Yi²

(1. College of Geomatics, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an 710054, China; 2. National Energy Group Shendong Coal Group, Ordos, Inner Mongolia 017209, China)

Abstract According to the problems of soil erosion and ecological damage in Shendong mining area and the influence of coal mining on soil erosion in mining area, based on RUSLE model, this paper proposes a research method to explore the evolution characteristics of soil erosion in mining area based on mining area and mine scale and analyze the driving force with geographic detector. The results showed that: (i) At the scale of mining area, soil erosion increased by 30.28×10^5 t from 1989 to 2019. In space, slight and mild erosion was distributed throughout the whole region, followed by moderate and intense erosion, and extreme and intense erosion were the least. (ii) At the mine scale, Bulianta and Yujialiang mine are negatively affected by mining, Daliuta mine is positively affected by ecological measures, and the negative effects of Huojitu and Shigejie mine are eliminated by positive effects; (iii) The explanatory power of each factor on soil erosion is slope > land use type > rainfall > VEGETATION coverage, and the explanatory power of factor interaction is stronger than that of single factor. The area with slope >35°, rainfall of 416.10-420.69 mm, vegetation coverage of 0.5-0.6 and unused land is the high risk area of soil erosion. This research method can find out the soil erosion change law of mining area and the disturbance of mining activities, and provide decision support for ecological management in mining area.

Key words Shendong mining area; soil erosion; RUSLE; geographical detector; mine

0 引言

神东矿区煤炭资源丰富, 是我国最大的优质煤炭生产和供应基地, 然而该矿区地处西北地区, 荒漠化严重, 生态环境十分脆弱, 大规模的煤炭开采伴随着坡度加大、地表变形严重、植被覆盖减少等问题, 导致矿区减缓径流、水土保持的生态功能一并减弱, 一系列的生态问题接踵而至, 土壤侵蚀问

基金项目: 陕西省自然科学基金 (2020JM-514); 国家能源集团 2030 重大项目先导项目 (GJNY2030XDXM19 03.2)

作者简介: 刘英 (1982-), 女, 山东滨州人, 博士, 副教授, 主要研究方向为环境遥感。Email: liuying712100@163.com

网络首发时间: 2021-11-03 18:02:06 网络首发地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.4415.P.20211103.1421.002.html>

题更是日趋严重。土壤侵蚀严重破坏土壤资源,加剧矿区生态环境的恶化,大大制约矿区的可持续发展,定量的土壤侵蚀评价可为矿区治理土壤侵蚀、制定水土保持规划提供科学依据。

土壤侵蚀模型的建立有效整合了土壤侵蚀易感因素的复杂关系和相互作用^[1],可精确模拟区域的土壤侵蚀,经验模型 USLE (Universal Soil Loss Equation)、RUSLE (Reversed Universal Soil Loss Equation) 和物理模型 WEPP (Water Erosion Prediction Project)、EUROSEM (European Soil Erosion Model) 等模型的相继问世,使得模型成为土壤侵蚀监测、评估和预报的有效手段,其中 RUSLE 模型^[2]以结构简单、参数获取容易,评估精度高、可实现栅格尺度土壤侵蚀模拟等优点,实现了强大的实用性和综合能力。国外学者采用 RUSLE 模型对土壤侵蚀进行大量研究,如文献[3]将 RUSLE 应用于亚利桑那南部并与坡面形态实测值进行比较验证,证明了 RUSLE 模型的精准性;文献[4]利用 RUSLE 模型和 Morgan 模型定量分析了喜马拉雅山脉流域的土壤侵蚀量;文献[5]利用 RUSLE 模型研究印度 Nethravathi 盆地的土壤侵蚀量。在 GIS 和 RS 日趋成熟的背景下,学者将 RUSLE 与 GIS、RS 技术结合监测土壤侵蚀,并实现了多尺度多元化区域的应用。如文献[6]基于 RUSLE 模型和 GIS 技术对延河流域土壤侵蚀进行评估,结果表明延河流域中部和东南部的侵蚀强度大于西北部;文献[7]基于 RUSLE 模型估算 2000、2005、2010、2015 年中国的土壤侵蚀量,划分中国土壤侵蚀强度较大、明显增大及显著改善的区域,阐明了全国尺度土壤侵蚀的时空分异规律;文献[8]利用 RUSLE 模型分析 2000-2010 年南北盘江流域的土壤侵蚀时空分异特征,并对其驱动因子进行探讨,认为植被覆盖度提高和侵蚀性降雨量减少有利于防治土壤侵蚀;文献[9]将 RUSLE 模型用于黄土高原 1986-2015 年的土壤侵蚀估算中,并利用相关分析和小波相干分析分析土壤侵蚀与控制因素的关系,认为植被覆盖和水土保持措施等地表条件的变化对土壤侵蚀的影响最大。另外还有学者研究了钱塘江流域^[10]、渭河流域^[11]、喀斯特高原山地贵阳市^[12]等区域的土壤侵蚀时空分异特征,这些研究成果可为区域水土保持措施提供决策支持。然而,对大量文献的梳理发现,现有研究多侧重于从整体尺度讨论土壤侵蚀演变的规律,鲜有从矿区和矿井尺度定量分析土壤侵蚀的研究,另外,对土壤侵蚀影响因素的研究多采用回归统计等常规方法,基于空间分布和环境因子的相关性来表征,忽略了土壤侵蚀的空间异质性和因子之间的交互作用。地理探测器可通过探测地理现象的空间异质性来探究其驱动力及交互作用,同时能够识别高风险区,将其用于土壤侵蚀的驱动力探究可为土壤侵蚀治理提供科学依据与技术向导。

因此,本研究利用 GIS/RS 技术和 RUSLE 模型,基于矿区尺度和矿井尺度对神东矿区 1990-2019 年的土壤侵蚀时空动态变化进行分析,然后基于矿井尺度探究神东矿区采区、非采区的土壤侵蚀差异以探究采矿活动对矿区土壤侵蚀的影响,并利用地理探测器对矿区土壤侵蚀进行定量归因、高风险区识别以及交互作用分析。本研究旨在建立长时序的神东矿区土壤侵蚀动态监测数据集,厘清矿区土壤侵蚀的演变规律、对采矿活动的响应及其变化的驱动因素,以期对神东矿区土壤侵蚀的监测与防治及矿区水土保持工作的规划提供科学依据。

1. 研究区域与数据

1.1 研究区概况

神东矿区位于毛乌素沙漠边缘与黄土高原丘陵沟壑区的过渡地带,地处陕蒙晋交界处(图 1)。矿区属温带干旱、半干旱大陆性季风气候,春冬干旱,夏季多暴雨,年平均降雨量为 560 mm 左右,年际变化较大,年蒸发量是年降雨量的 6~7 倍。矿区以风沙地貌为主,兼有覆沙梁地及黄土丘,土壤以黄土和风沙为主,土壤贫瘠,有机质含量低,极易沙化,抗蚀性弱。地表原生植被种类单调,以耐旱、耐寒的沙生植物、旱生植物为主,呈稀疏灌丛景观,平均植被覆盖率仅 3%~11%。矿区内主要河流有窟野河、乌兰木伦河,河流特点为径流量季节变化幅度大、夏季洪峰较多,且含沙量较高。作为我国典型的干旱、半干旱的荒漠化矿区,神东矿区具有生态稳定性弱、环境敏感度高、整体可塑性差的特点。神东矿区的开采历程经历了 4 个阶段,1985—1990 年处于开发起步阶段,1990—1999 年,矿区调整规划处于探索提高阶段,2000—2008 年,矿区对小煤矿进行整合,进入集成创新开发阶段,2009—2019 年,矿区进入快速发展跨越阶段,高产、高效、高清洁的开采方式成为主流。因

此，本研究选取 1990 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2019 年，对神东矿区的各开采周期的土壤侵蚀进行分析。

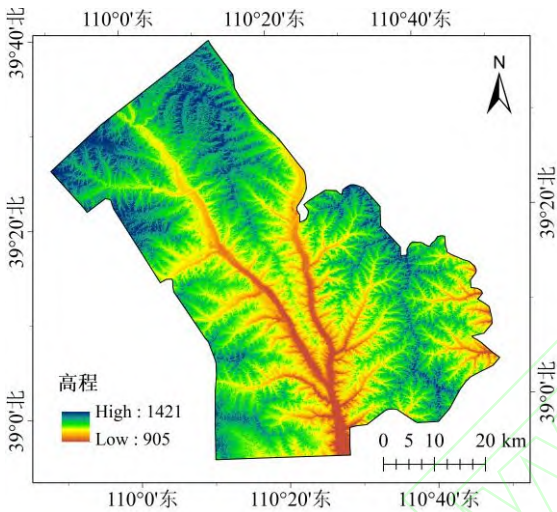


图 1 研究区位置图及数字高程模型(DEM)
Fig.1 The location of study area and the Digital Elevation Model

1.2 数据来源与说明

本研究所采用的数据来源与说明见表 1。遥感影像为 Landsat 5 TM 和 Landsat 8 OLI 影像，行列号均为 127/33，选取区域内云量较少，成像质量好的影像，使用 ENVI 软件下的通用定标工具 Radiometric Calibration 对数据进行辐射定标，将原始图像的 DN 值转化为反射率，然后使用 ENVI5.3 的 FLAASH 模型进对影像进行大气校正预处理；气象数据采用中国地面气候资料日值数据集，基于 MATLAB 和 Excel 平台对其进行处理，得到研究区内及周边的 44 个气象站点的年降雨量，并利用 ArcGIS 对其进行克里金插值进行面域化，对插值的结果进行交叉验证分析，精度符合最优模型的标准^[13]，即标准平均值（MS，Mean Standardized）最接近 0，平均标准误差（ASE，Average Standard Error）最接近均方根预测误差（RMS，Root-Mean-Square），标准均方根预测误差（RMSS，Root-Mean-Square Standardized）最接近 1（如 2019 年克里金插值后的降雨数据与原始实测数据的相关系数为 0.714，MS 为 0.01，ASE 和 RMS 分别为 85.31、93.14，RMSS 为 1.05，各项指标均符合最优模型的标准）；地形数据采用 ASTER GDEM 数字高程数据产品，拼接并裁剪获取神东矿区的 DEM，并基于 ArcGIS 平台提取研究区的坡度；对 1: 1 000 000 的土壤数据集进行裁剪并进行砂粒、粉砂等含量字段的提取；植被覆盖度数据基于 Landsat 影像由归一化植被指数和像元二分模型计算得到。

表1 数据来源与说明
Tab.1 Data Sources and Description

数据名称	精度	格式	数据来源	数据说明
1989-2015 年 Landsat5 TM	30 m	TIFF	美国地质调查局(https://www.usgs.gov/)	遥感影像数据
2015-2019 年 Landsat8 OLI				
ASTER GDEM 数据	30 m	TIFF	地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/)	DEM 高程数据
土壤数据库	1:1000 000	SHP/Excel	中国科学院资源环境科学数据中心 (https://www.resdc.cn/)	土壤砂粒、粉粒和黏粒的百分比含量
中国地面气候资料日值数据集	-	TXT	国家气象科学数据中心(https://data.cma.cn/)	神东矿区内及周围 44 个气象站点的日降雨量

2.研究方法

2.1 RUSLE 模型

修正的通用土壤流失方程（RUSLE）以通用土壤流失方程 USLE 为蓝本，基于大量土壤侵蚀试验

的基础不断修正完善, 计算见式 (1)。

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

式中: A 为年土壤侵蚀量 ($\text{t}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); R 为降雨侵蚀力因子 ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); K 为土壤可侵蚀性因子 ($\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$); LS 为坡长坡度因子, 无量纲; C 为地表植被覆盖与管理因子, 无量纲; P 为水土保持措施因子, 无量纲。

2.1.1 降雨侵蚀力因子 R

降雨侵蚀力因子 (R) 是土壤侵蚀的主要影响因子, 可定量评价由降雨引起土壤分离或搬运的因素指标, 受降水强度及降水地表径流等条件的影响呈现差异性。本研究利用文献[14]提出的公式进行计算降雨侵蚀力因子 R , 见式 (2)~式 (4)。

$$M_i = \alpha \sum_{j=1}^k (D_j)^\beta \quad (2)$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.144}{P_{(d12)}} + \frac{24.455}{P_{(y12)}} \quad (3)$$

$$\alpha = 21.586\beta^{-7.1891} \quad (4)$$

式中: M_i 表示第 i 个半月时段的降雨侵蚀力值 ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), α 和 β 是模型参数; k 表示该半月时段内的天数, D_j 表示半月时段内第 j 天的日雨量, 要求日雨量 $\geq 12 \text{ mm}$, 否则以 0 计算, 12 mm 与侵蚀性降雨标准对应; P_{d12} 、 P_{y12} 表示日雨量 $\geq 12 \text{ mm}$ 的日平均降雨量与年平均雨量。根据逐日雨量资料估算不同测站的 α 和 β 值, 利用公式计算逐年各半月的降雨侵蚀力, 经汇总统计得到年降雨侵蚀力。

2.1.2 土壤可蚀性因子 K

土壤可蚀性因子 (K) 反映了性质不同的土壤对侵蚀外营力的敏感程度的差异, 描述了土壤对侵蚀破坏的抵抗能力。该因子的计算采用文献[15]提出的 EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) 模型并利用文献[16]提出的公式进行校正, 见式 (5) 和式 (6)。

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 SAN (1 - SIL / 100) \right] \right\} \times \left[\frac{SIL}{CLA + SIL} \right]^{0.3} \\ \times \left[1.0 - \frac{0.25c}{c + \exp(3.72 - 2.95c)} \right] \times \left[1.0 - \frac{0.7SN_1}{SN_1 + \exp(-5.51 + 22.9SN_1)} \right] \quad (5)$$

$$K = (-0.01383 + 0.51575K_{EPIC}) \times 0.1317 \quad (6)$$

式中: SAN 为沙砾含量 (%); SIL 为粉砂含量 (%); CLA 为粘粒含量 (%); c 为有机碳含量 (%); $SN_1 = 1 - SAN/100$ 。 K 值的大小表示了土壤抵抗侵蚀能力的大小, K 值越小, 土壤抗蚀力越大, 不易被侵蚀; 反之, 土壤容易受到侵蚀。

2.1.3 坡长坡度因子 LS

坡长坡度因子 LS 反映了土壤侵蚀强度受地形地貌因子的影响程度。坡度因子 (S) 是土壤侵蚀的加速因子, 定义为其他条件相同时, 某一坡度下的单位面积土壤流失量与标准小区坡度 (9%) 下单位面积土壤流失量之比。本研究用 30 m×30 m GDEM V2 数据, 将文献[17]建立的缓坡坡度计算公式与文献[18]建立的缓坡坡度计算公式结合计算坡度因子, 见式 (7)。

$$\begin{cases} S = 10.80 \sin \theta & \theta < 5^\circ \\ S = 16.80 \sin \theta & 5^\circ \leq \theta < 14^\circ \\ S = 21.91 \sin \theta & 14^\circ \leq \theta \end{cases} \quad (7)$$

式中: S 为坡度因子; θ 为坡度。

坡长因子 (L) 定义为同等条件下, 在某一特定坡面上, 土壤流失量与标准径流小区 (坡长 22.13 m, 坡度 9%) 典型坡面土壤流失量的比值, 其值介于 0~1 之间。文献[19]提出的坡长因子计算公式见

式(8)。

$$L_i = \left(\frac{l_i}{22.13} \right)^m \quad (8)$$

式中： L_i 为像元坡面坡长因子； m 为坡长指数，取值见式(9)。

$$m = \begin{cases} 0.5 & \beta \geq 5\% \\ 0.4 & 3\% \leq \beta < 5\% \\ 0.3 & 1\% \leq \beta < 3\% \\ 0.2 & \beta < 1\% \end{cases} \quad (9)$$

式中： β 为用百分率表示的地面坡度。

l_i 为像元坡长，公式见式(10)。

$$l_i = \sum_{i=1}^i \left(\frac{D_i}{\cos \theta_i} - \frac{\sum_{i=1}^{i-1} D_i}{\cos \theta_i} \right) = \frac{D_i}{\cos \theta_i} \quad (10)$$

式中： D_i 为沿径流方向每个像元坡长的水平投影； θ_i 为每个像元的坡度； i 为自山脊像元至该待求像元的数。

2.1.4 植被覆盖与管理因子 C

植被覆盖与管理因子 C 定义为在一定条件下，有植被覆盖或者实施田间管理的土地土壤流失量与同等条件下实施清耕的连续休闲地土壤流失量的比值，它介于 0-1 之间，为无量纲数。 C 值为 1 时，表示地表处于完全裸露状态； C 值小于 1 时，地表有植被或其他作物覆盖。植被覆盖度越高， C 值越小，土壤侵蚀量越小，水土保持效果越好。蔡崇法^[20]根据植被覆盖度 f_v 和 C 因子的关系对其进行估算，计算公式见式(11)。

$$C = \begin{cases} 1 & f_v = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f_v & 0 < f_v \leq 0.783 \\ 0 & f_v > 0.783 \end{cases} \quad (11)$$

式中： C 为植被覆盖与管理因子； f_v 为植被覆盖度，由矿区的 $NDVI$ 计算得出，见式(12)。

$$f_v = \frac{(NDVI - NDVI_{\min})}{(NDVI_{\max} - NDVI_{\min})} \quad (12)$$

式中： $NDVI$ 为归一化植被指数； $NDVI_{\max}$ 、 $NDVI_{\min}$ 分别为归一化植被指数年最大化累积频率置信度为 99%、1%所对应的 $NDVI$ 值。

2.1.5 水土保持因子 P

水土保持因子 P 是指采取水土保持措施之后的土壤侵蚀量与未采取水土保持措施的顺坡种植时的土壤侵蚀量之比。 P 值介于 0-1 之间，0 值表示未发生侵蚀，1 值表示采取的水土保持措施完全失效，对不同的土地利用类型赋予不同的 P 值。本研究基于 Landsat 影像，在 ENVI 支持下，利用最大似然分类法进行人机交互解译，将神东矿区土地利用分为耕地、林地、草地、水体、建筑、矿区、未利用地 7 类，并进行精度验证，对分类结果进行验证与修正，获取研究区土地利用分类数据。根据相关学者的研究成果^[21-22]和研究区实际情况来确定神东矿区不同土地利用类型的 P 值(表 2)。

表2 研究区不同用地类型 P 值
Tab.2 The P Value of Various Types of Land Use

用地类型	耕地	林地	草地	水域	建筑用地	矿区	未利用地
P 值	0.4	1	1	0	0	0.5	1

2.2 地理探测器

地理探测器能够探测多种因素及其协同作用下对地理现象影响的差异性^[23]。地理探测器由四个部分组成：（1）分异及因子探测器对因变量 Y 的空间分异性以及自变量 X 对 Y 空间分异的解释程度进行探测，以 q 值来量度 X 对 Y 的解释力，见式（13）~式（15）。

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (13)$$

$$SSW = \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (14)$$

$$SST = N \sigma^2 \quad (15)$$

式中： $h = 1, 2, \dots, L$ 是自变量 X 或因变量 Y 的分层或分类； N 和 N_h 分别是全区域和层 h 的单元数； σ^2 和 σ_h^2 分别是全区域和层 h 的 Y 值方差。 SST 和 SSW 分别是全区域总方差和层内方差之和。 q 的值介于 0~1 之间，区间内表示因子 X 对 Y 具有解释力， q 值的大小与解释力的强弱呈正相关。用此探测器可以对土壤侵蚀的主要影响因子进行探究和甄别；交互作用探测器对两因子 X_1 、 X_2 的交互协同作用进行评估，以判断两因子协同后对因变量 Y 的解释力与单因子对 Y 的解释力相比是否有所增减，可应用于探测双因子交互对土壤侵蚀的影响规律；风险区探测器可用于判别两个子分类间的属性均值是否存在显著差异，在土壤侵蚀研究中可以鉴别区域土壤侵蚀的高风险区；生态探测器可用于判别 X_1 、 X_2 两因子对因变量 Y 的空间分布的影响是否存在明显差异。

土壤侵蚀时空分布的差异性是人类活动、植被、土地利用、降雨、地形、土壤等多种影响因子共同作用的结果。为探究神东矿区土壤侵蚀的主要驱动力因子，从人为因素和自然因素出发选用植被覆盖度、坡度、平均降雨量、土地利用类型四个影响因子为因变量，土壤侵蚀强度为自变量，采用地理探测器对其进行分析。鉴于地理探测器要求自变量必须是类型量，因此对连续型变量进行分类分级离散化处理，参考文献[21-24]提出的数据离散化方法和先验知识对 4 个影响因子进行分级处理：植被覆盖度按照 < 0.3 、 $0.3 \sim 0.4$ 、 $0.4 \sim 0.5$ 、 $0.5 \sim 0.6$ 、 $0.6 \sim 0.7$ 、 $0.7 \sim 0.8$ 、 $0.8 \sim 0.9$ 、 $0.9 \sim 1$ 的等级分为 8 级，坡度按照 $< 5^\circ$ 、 $5^\circ \sim 10^\circ$ 、 $10^\circ \sim 15^\circ$ 、 $15^\circ \sim 20^\circ$ 、 $20^\circ \sim 25^\circ$ 、 $25^\circ \sim 30^\circ$ 、 $30^\circ \sim 35^\circ$ 、 $> 35^\circ$ 的等级分为 8 级，平均降雨量按照等距法分为 9 级，土地利用的分级与研究区土地利用类型保持一致。提取栅格值时选取的格网点密度越大计算精度越高，又考虑到软件可容纳的最大行为 32 767，因此在神东矿区边界内提取 30 000 个随机点，将土壤侵蚀强度、影响因子（降雨量、植被覆盖度、坡度和土地利用类型数据）的分类值提取至其对应样本点上，作为地理探测器的运行数据。

3. 结果与分析

3.1 基于矿区尺度的土壤侵蚀变化

3.1.1 神东矿区土壤侵蚀时间变化特征

由图 2(a)可知，神东矿区平均土壤侵蚀模数及侵蚀量在波动中呈上升趋势，30 a 间土壤侵蚀量增加 30.28×10^5 t，2005 年侵蚀程度最低，而 2019 年侵蚀最为严重。土壤侵蚀等级面积变化如图 2(b)所示，可知神东矿区以微度和轻度侵蚀为主（占比为 62.58%~86.53%），中度和强度侵蚀次之（占比为 12.43%~28.15%），极强度侵蚀和剧烈侵蚀最少（占比为 1.04%~9.28%）。1989—2000 年，微度侵蚀减少，轻度侵蚀增加，但中度及以上等级的侵蚀均小幅下降，土壤侵蚀得到轻微改善，土壤侵蚀量减少了 3.21×10^5 t；2000—2005 年，微度和轻度土壤侵蚀增加，中度及以上等级均发生下降，土壤侵蚀进一步得到改善，土壤侵蚀量减少 27.62×10^5 t；2005—2010 年与 2000—2005 年趋势相反，表现为微度和轻度侵蚀下降，中度及以上等级增加，土壤侵蚀发生加剧，土壤侵蚀量增加 33.27×10^5 t；2010—2015 年与 2000—2005 年的变化趋势保持一致，因此土壤侵蚀得到改善；2015—2019 年与 2005—2010 年的变化趋势相同，但土壤侵蚀量的增幅为 50.36×10^5 t，约为 2015 年的一倍，土壤侵蚀又发生显著加剧。2019 年的中度及以上等级侵蚀的面积均大于其他年份，所以是侵蚀最严重的年份。

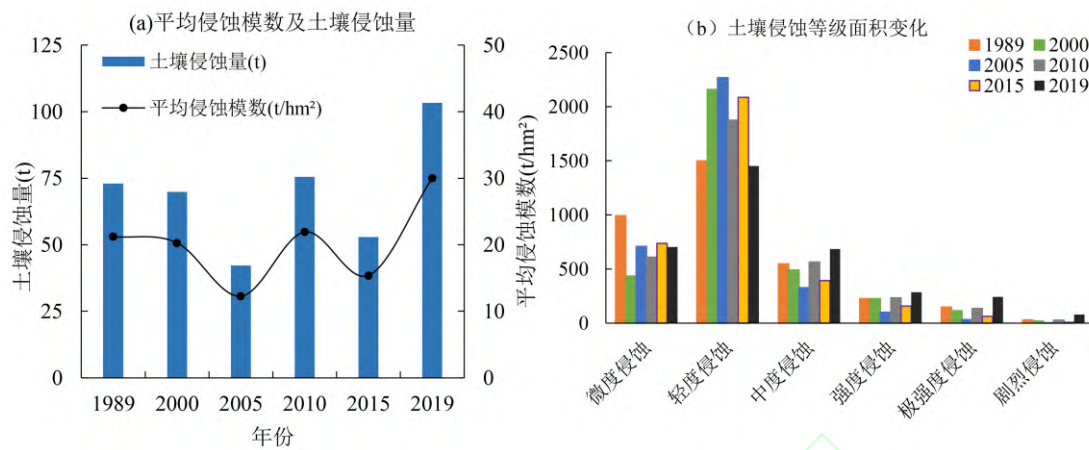


图 2 神东矿区土壤侵蚀模数、侵蚀量(a)及侵蚀等级面积变化(b)
Fig.2 Changes of Soil Erosion Modulus, Erosion Amount (a) and Erosion Grade Area (b)

3.1.2 神东矿区土壤侵蚀空间变化特征

基于 RUSLE 模型分别计算 1989、2000、2005、2010、2015、2019 年研究区土壤侵蚀量空间分布数据，采用国家青藏高原科学数据中心提供的泛第三极 65 国土壤侵蚀强度数据集（2015 年）^[25]，利用公式 $OR_i = (S_{Ei'} / S_{Ei}) \times 100\%$ 对实验结果进行验证，式中 OR_i 为第 i 级侵蚀强度的准确度， S_{Ei} 与 $S_{Ei'}$ 分别为本实验结果与验证数据集第 i 级侵蚀强度的面积。2015 年的实验结果各等级侵蚀强度的准确度平均值达到 79.23%，且各侵蚀等级空间分布与验证数据集基本一致，说明在神东矿区利用 RUSLE 模型得到的土壤侵蚀结果具有较高准确度。依据中华人民共和国水利部发布的 SL 190-2007《土壤侵蚀分类分级标准》将神东矿区土壤侵蚀强度分为 6 级：微度侵蚀、轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极强度侵蚀、剧烈侵蚀，分级标准如表 3，制作神东矿区土壤侵蚀等级空间分布图（图 3）。

表3 土壤侵蚀强度分级表^[26]
Tab.3 Soil Erosion Classification Table

侵蚀级别	平均侵蚀模数(t[hm².a]⁻¹)
微度	<2
轻度	2~25
中度	25~50
强度	50~80
极强度	80~150
剧烈	>150

由图 3 可知，1989—2019 年神东矿区土壤侵蚀强度空间分布变化并不明显，微度与轻度侵蚀散布于全区范围，且东部破碎性大于西部；中度与强度侵蚀呈点状密集分布于矿区东南部、流域沿岸及西北部的矿井内；极强度与剧烈侵蚀呈点状分布在矿区东南部、流域沿岸。矿区东南部及流域沿岸土壤侵蚀在全区最为严重，可能是因为东南部是全区降雨量最大的区域，潜在土壤侵蚀大，而流域沿岸分布着大量的耕地，径流冲刷力弱，植被覆盖度较低，导致土壤侵蚀较为严重。较 1989 年，2000 年矿区东南部土壤侵蚀加重，但西北部土壤侵蚀呈减轻态势，整体得到轻微改善；2005 年，矿区西北部几乎被微度和轻度侵蚀覆盖，东南部和流域沿岸的土壤侵蚀也得到明显改善，因此 2005 年土壤侵蚀最轻；2010 年土壤侵蚀发生反弹，全区土壤侵蚀均呈加重趋势，尤其以东南部、西北部及流域沿岸最为明显；2015 年较 2010 年土壤侵蚀呈缓解趋势；2019 年，极强度和剧烈侵蚀明显增加，东北部和流域沿岸的土壤侵蚀并未得到改善反而继续加剧。总体来看，1989—2019 年神东矿区土壤侵蚀呈加剧状态，河流两岸及东南部极强度侵蚀和剧烈侵蚀分布范围明显扩大，土壤侵蚀显著加剧，矿井密集的西北部土壤侵蚀则呈轻微加重状态，说明矿井土壤侵蚀并不是导致矿区整体土壤侵蚀加剧的主要

原因,这与神东矿区实行煤炭开采与矿区生态环境治理工作并重的方针密切相关。因此,为推动神东矿区高质量发展,有必要对降雨强度大的东南部加强投入水土保持性能强的林木或植被或设立预警监测站,避免因局部强降雨引发的土壤侵蚀恶性循环;对于侵蚀程度大的耕地,应加强退耕还林还草工程的建设,避免过度耕作引起的土壤侵蚀风险;对于矿井密集的区域,应坚持实行绿色开采和生态保护并行,并建立必要的监测系统,对矿井周围土壤侵蚀的变化进行实时监控。

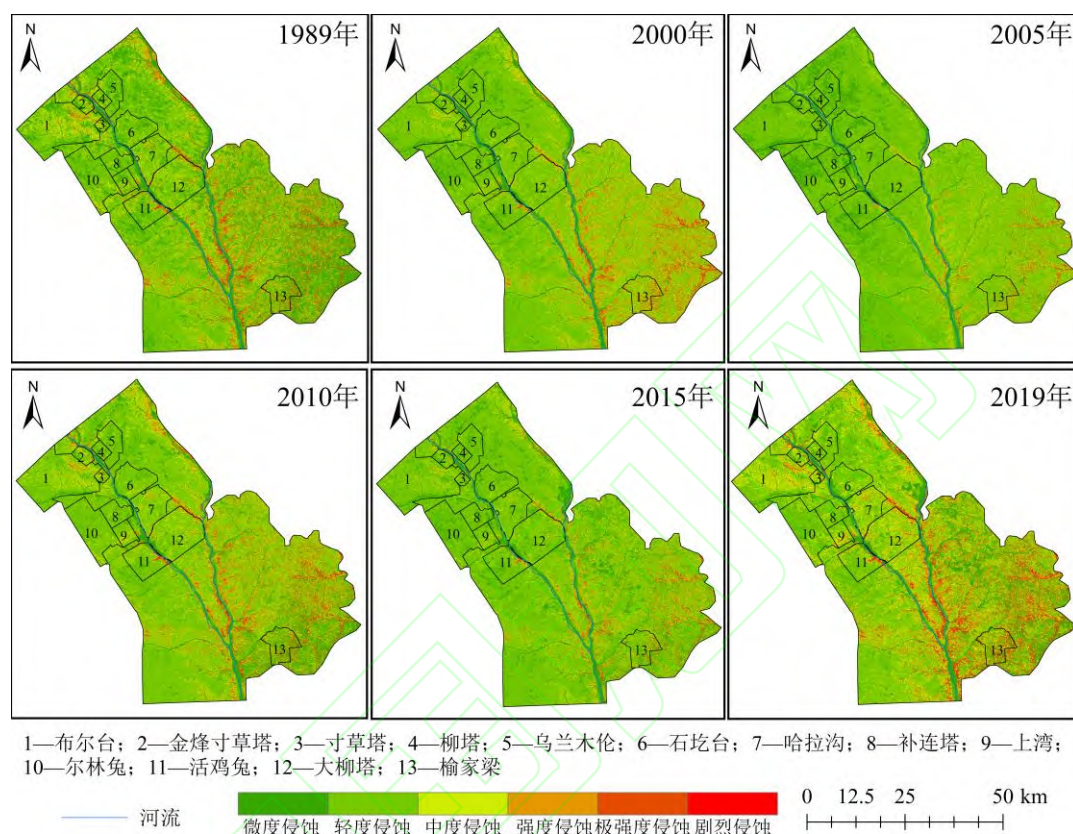


图3 神东矿区土壤侵蚀空间分布图
Fig. 3 Spatial Distribution of Soil Erosion in the Shendong Mining Area

为定量分析研究期间神东矿区土壤侵蚀等级之间相互转化的分布与规律,参考土地利用变化图谱的构建^[27],基于 ArcGIS 平台地图代数运算方法,制作 1989-2019 年神东矿区土壤侵蚀等级转移空间分布图(图 4)。将初始采样时刻即 1989 年的属性值作为十位数,最终采样时刻即 2019 年的属性值作为个位数,两者相加得到一个两位数编码的复合数据,这个两位数可以代表等级转化的过程,例如 12 代表微度侵蚀转向轻度侵蚀。并计算 1989—2019 年的土壤侵蚀等级转移矩阵(见表 4)。

由图 4 和表 4 可知,1989—2019 年,中度及以上等级转入中度及以上等级的面积明显多余其他转移类型,主要分布在矿区东南部 and 河流两侧,西北部部分矿井周围也有分布,该转移类型的面积最大主要是由于 2019 年矿区降雨量骤增导致降雨侵蚀力增加,加之矿区降雨分布自西北向东南逐渐增多,导致侵蚀加重区域以东南部及河流沿岸为主;矿区中度、强度、极强度、剧烈侵蚀稳定率分别为 55.61%、32.79%、53.12%、81.06%,中度、强度、极强度向高等级转化的比例(26.82%、45.32%、24.09%)大于向低等级转化的比例(17.58%、21.89%、22.79%),说明矿区东南部及河流沿岸的土壤侵蚀一直处于严重状态并未得到改善;轻度转为轻度的面积在转移类型中位居第二,作为矿区内面积最大的侵蚀类型,轻度侵蚀的稳定性高达 74.58%,主要分布在矿区乌兰木伦和西部及矿区西北部的矿井周围,说明轻度侵蚀一直是矿区土壤侵蚀的主流;微度侵蚀的稳定率为 43.15%,微度转化为轻度的区域分布在矿区东南部;中度及以上转化为微度、轻度侵蚀的区域零星状分布于矿区东部,说

明侵蚀等级向低级转化的区域较少；其余等级间转移并不明显。在 30a 间，1989-2019 年剧烈侵蚀的稳定率最高，轻度侵蚀次之，中等以上等级向高等级转化明显，即土壤侵蚀加剧的区域多于土壤侵蚀改善的区域，土壤侵蚀状况在 30 a 间呈加剧趋势。土壤侵蚀加剧的区域集中在降雨大的东南部和河流沿岸，而矿井密集的西北部则以轻度转化为轻度为主，可知矿区内降雨因素对土壤侵蚀加重的影响程度大于矿井内的采矿活动。

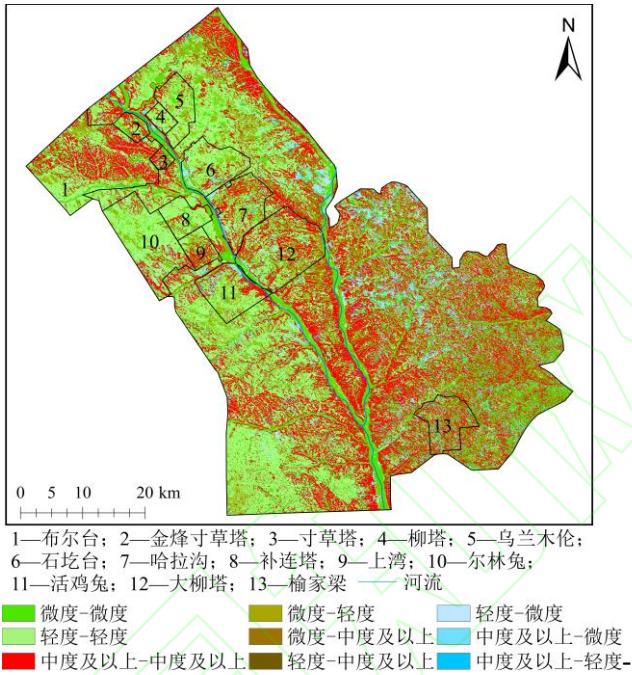


图 4 神东矿区土壤侵蚀等级转移空间分布
Fig.4 Spatial Distribution of Soil Erosion Grade Transfer in Shendong Mining Area

表4 神东矿区1989—2019年土壤侵蚀转移矩阵
Tab.4 Soil Erosion Intensity Transfer Matrix from 1989 to 2019 in Shendong Mining Area %

1989 年	2019 年						累计转入 低等级	累计转入 高等级
	微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈		
微度	43.15	30.92	13.40	5.87	5.04	1.62	0.00	56.85
轻度	9.23	74.58	15.58	0.50	0.11	0.00	9.23	16.18
中度	12.91	4.67	55.61	25.04	1.57	0.21	17.58	26.82
强度	16.04	0.07	5.78	32.79	44.66	0.67	21.89	45.32
极强度	16.91	0.00	0.88	5.01	53.12	24.09	22.79	24.09
剧烈	13.44	0.00	0.00	0.19	5.31	81.06	18.94	0.00

3.2 基于矿井尺度的土壤侵蚀变化

为进一步探究采矿活动对矿区土壤侵蚀的影响，选取神东矿区的五个主要矿井对其采区和非采区的土壤侵蚀模数及变化比进行统计（表 5）。补连塔矿井的采区土壤侵蚀均值在 2000、2010、2015 年小于非采区，在 2005、2019 年大于非采区，且采区和非采区的土壤侵蚀差异先变大后变小，在 2005 年差异达到最大；大柳塔矿井采区土壤侵蚀均值小于非采区且变化比由—24.20%持续上升到—4.5%，说明该矿井采区、非采区土壤侵蚀的差异在 2000—2019 年不断缩小；活鸡兔矿井采区土壤侵蚀均值小于非采区，采区和非采区土壤侵蚀差异较为显著（变化比基于—38.26%~—16.72%），且以 2005 年为节点先增加后缩小；榆家梁矿井的采区均值小于非采区，采区、非采区土壤侵蚀差异在 2005 年最大，之后呈先减少后增加的趋势；石圪台矿井由采区均值小于非采区在 2019 年逆转为采区

均值大于非采区且采区、非采区土壤侵蚀差异在 2010—2019 年间逐渐减小。

表5 神东矿区主要矿井采区与非采区土壤侵蚀量及变化比
Tab.5 Soil Erosion Amount and Change Ratio between Main Mining Area and Non-mining Area in Shendong Mining Area

矿井名	年份	采区/(t/hm ² ·a)	非采区/(t/hm ² ·a)	变化比/(%)	矿井名	年份	采区/(t/hm ² ·a)	非采区/(t/hm ² ·a)	变化比/(%)
补连塔	≤2000 年	5.993	6.5606	-8.65	活鸡兔	≤2005 年	5.1006	8.2608	-38.26
	≤2005 年	4.1898	3.5896	16.72		≤2010 年	15.5552	20.2955	-23.36
	≤2010 年	9.1154	9.2843	-1.82		≤2015 年	10.1342	13.2098	-23.28
	≤2015 年	6.0741	6.3596	-4.49		≤2019 年	19.4644	26.2681	-25.9
	≤2019 年	13.2231	12.9993	1.72		≤2005 年	16.8759	23.8042	-29.11
大柳塔	≤2000 年	11.1434	14.702	-24.2	榆家梁	≤2010 年	25.9256	28.9761	-10.53
	≤2005 年	7.161	9.2126	-22.27		≤2015 年	22.8915	27.5203	-16.82
	≤2010 年	17.768	19.2061	-7.49		≤2019 年	44.5443	53.0198	-15.99
	≤2015 年	11.9132	12.4635	-4.42		≤2010 年	10.7364	11.6613	-7.93
	≤2019 年	25.9123	27.1331	-4.5		≤2015 年	7.0073	7.4523	-5.97
活鸡兔	≤2000 年	11.3324	13.6083	-16.72	石圪台	≤2019 年	14.1979	13.5618	4.69

(注：①≤xxxx 年表示 xxxx 年之前的采区范围；②变化比= (采区土壤侵蚀量-非采区土壤侵蚀量) /非采区土壤侵蚀量×100%)

采区与非采区土壤侵蚀量的绝对差异仅能体现两者土壤侵蚀程度的差异，而采区与非采区生态环境的不同及生态环境治理政策的实施均有可能造成这种差异，若探究地下采矿活动的影响，还需计算两者的相对差异。神东矿区于 90 年代开始大规模建设，1989 年还未受采矿影响，因此采前状态选取 1989 年，以此时矿井的采区与非采区差异变化比为采前状态的变化比，采后状态选取 2019 年，若采后状态的差异变化比大于采前状态，说明矿井采区受到采矿活动的负面影响加重了土壤侵蚀，相反，则可能受到了生态保护的正面影响^[28]。

将神东矿区的 5 个主要矿井采区与非采区范围与 1990 年、2018 年的土壤侵蚀量叠加即可得到采区与非采区的初始差异和采后差异变化。由表 6 可知：补连塔矿井 2010 年的采后变化比小于采前变化比，其余年份均大于采前变化比，说明补连塔矿井采区的采矿活动可能加重了土壤侵蚀；大柳塔矿井的采后变化比小于采前变化比，说明大柳塔矿井的采区土壤侵蚀并未因采矿活动而加剧，可能受到了生态保护的正面影响；活鸡兔矿井的采后变化比在 2000、2005 年大于采前变化比，2010、2015、2019 年小于采前变化比，说明活鸡兔矿井采区在 2005 年以前受到采矿活动的负面影响土壤侵蚀加重，2010 年之后矿井实施的生态环境建设的正面影响抵消了地下采矿活动的负面影响，文献[28]指出活鸡兔矿井在 2007、2010 年植被生态建设的正面影响抵消了地下采矿活动对植被的负面影响；榆家梁矿井在 2005 年采后变化比小于采前变化比，2010 年及之后均表现为采后变化比大于采前变化比，说明榆家梁矿井遭受采矿活动的负面影响导致土壤侵蚀加重开始于 2010 年；石圪台矿井的采后变化比在 2010 年大于采前变化比，2015、2019 年转化为小于采前变化比，说明 2010 年石圪台矿井采区受到了负面影响土壤侵蚀加重，但是 2015 年之后负面影响被矿井展的生态建设的正面影响消除。

表6 各矿井采区和非采区相对变化比
Tab.6 Relative Change Ratio of Mining Area and Non-mining Area in Each Mine %

	采区范围	补连塔	大柳塔	活鸡兔	榆家梁	石圪台
1990 年采前生态系统服务量 采区与非采区变化比	≤2018 年	-0.44	9.75	-19.66	-26.47	26.42
	≤2015 年	-4.02	4.64	-21.28	-24.90	8.64
	≤2010 年	-1.41	-2.43	-14.02	-23.99	-11.37
	≤2005 年	1.39	-13.15	-49.19	-16.07	
	≤2000 年	-25.57	-15.24	-36.88		
2018 年采后生态系统服务量 采区与非采区变化比	≤2018 年	1.72	-4.50	-25.90	-15.99	4.69
	≤2015 年	-2.41	-9.43	-29.71	-16.92	-7.03
	≤2010 年	-2.86	-15.45	-22.70	-19.76	0.24
	≤2005 年	7.37	-25.78	-38.64	-28.14	
	≤2000 年	-11.67	-38.06	-17.69		
采后与采前变化比的差值	≤2018 年	2.16	-14.25	-6.24	10.48	-21.72
	≤2015 年	1.61	-14.07	-8.42	7.98	-15.66
	≤2010 年	-1.45	-13.02	-8.68	4.23	11.61
	≤2005 年	5.98	-12.63	10.55	-12.07	
	≤2000 年	13.89	-22.81	19.19		

(注: “≤xxxx 年”表示 xxxx 年之前的采区范围)

3.3 基于地理探测器的土壤侵蚀定量归因

3.3.1 土壤侵蚀影响因子显著性研究

因子探测器的运行结果(表 7)表明,不同影响因子对土壤侵蚀的解释程度存在明显差异,各影响因子均通过 99%的显著性检验,q 值从大到小依次为:坡度(0.5262)、土地利用类型(0.0507)、降雨量(0.0460)和植被覆盖度(0.0029)。其中,坡度的 q 值远高于其他影响因子,即坡度是神东矿区土壤侵蚀空间分布的主导因子;土地利用类型对土壤侵蚀的解释力次之;降雨量对土壤侵蚀的影响次于土地利用类型;植被覆盖度的影响程度最弱,结合神东矿区内沙丘起伏,植被贫瘠的实地情况,植被覆盖度对土壤侵蚀的影响确实并不显著。

表7 土壤侵蚀强度影响因子的q值
Tab.7 The q Value of Influencing Factors

影响因素	坡度	平均降水量	植被覆盖度	土地利用类型
q 值	0.5262	0.0460	0.0029	0.0507

3.3.2 土壤侵蚀影响因子交互作用探测

由交互探测器结果(表 8)可知,双因子交互作用的 q 值均大于单因子,即两因子共同作用对土壤侵蚀的解释力强于单因子。坡度与其他影响因子的协同作用最高,远大于其他因子协同的解释力,其中,坡度与土地利用类型的协同作用最强,q 值高达 0.6519,较坡度和土地利用类型单因子有明显提高,其次为坡度与植被覆盖度的协同作用,q 值为 0.5649,约是植被覆盖单因子 194 倍。因此,在神东矿区土壤侵蚀中,应把握以坡度为主导,并基于坡度的分布规律,对土地利用格局进行优化,分析植被覆盖度随坡度的演变规律,部署坡面植被分布方式,对坡面植被进行恢复和重建,提高植被拦截径流和泥沙的能力,从而改善土壤侵蚀。平均降雨量与土地利用类型的交互作用 q 值为 0.1237,分别为平均降雨量与土地利用类型单因子的 2.67、2.44 倍,可根据矿区降雨的分布规律,优化矿区土地利用格局,比如在降雨强度大的东南部区域增强林地覆盖以在一定程度上抑制土壤侵蚀的发生。

表8 影响因子交互作用下q值
Tab.8 The q Values of Dominant Interactions

影响因子	坡度	平均降水量	植被覆盖度	土地利用类型
坡度	0.5262	0.5431	0.5649	0.6519
平均降水量	0.5431	0.0460	0.0521	0.1237
植被覆盖度	0.5649	0.0521	0.0029	0.0541
土地利用类型	0.6519	0.1237	0.0541	0.0507

3.3.3 土壤侵蚀高风险区域识别

由风险探测器的结果可知（表 9），坡度大于 35°的区域为土壤侵蚀的高风险区，进一步探究发现神东矿区土壤侵蚀强度随坡度的增大而增强，文献[29]也指出土壤侵蚀模数与坡度存在显著的正相关关系，因此坡度>35°的地区是神东矿区水土防护治理的重点区域；平均降雨量为 416.10~420.69 mm 的区域为矿区土壤侵蚀的高风险区，比较不同等级降雨量下土壤侵蚀的强度发现，平均侵蚀强度随降雨量增大而增大；植被覆盖度为 0.5~0.6 的区域为土壤侵蚀的高风险区，比较发现，植被覆盖度介于 0.5~0.6 之间时为临界值，低于这个临界值，土壤侵蚀随植被覆盖度的上升而增加，高于这个临界值，土壤侵蚀随植被覆盖的上升而减小，这与文献[22]对三岔河流域的研究规律一致；土地利用类型中未利用地发生土壤侵蚀的风险最高，神东矿区作为我国最大的煤矿开采基地，植被荒芜，与毛乌素沙漠接壤，实施科学有效的水土保持措施有一定难度，应加强水土保持林草措施的推广，降低未利用地土壤侵蚀强度的风险。

表9 各因子侵蚀高风险区域及土壤侵蚀均值
Tab.9 High Risk Areas and Mean Value of Soil Erosion

影响因子	坡度/(°)	多年平均降水量/mm	植被覆盖度	土地利用类型
高风险区	>35°	411.81~416.10	0.5~0.6	未利用地
平均土壤侵蚀强度/(t/(hm ² ·a))	185.976	26.703	20.935	17.563

4. 结束语

本文基于修正通用土壤流失方程（RUSLE），结合 GIS 和 RS 技术，基于矿区尺度和矿井尺度对神东矿区 1989-2019 年土壤侵蚀时空分布规律进行分析，基于矿井尺度探究主要矿井采区、非采区土壤侵蚀的差异及采区受采矿活动的干扰，并利用地理探测器探究矿区土壤侵蚀的驱动力。主要结论如下。

- 1) 基于矿区尺度，神东矿区平均侵蚀模数和侵蚀量在波动中呈上升趋势，30 a 间土壤侵蚀量增加 30.282×105t，2005 年侵蚀程度最低，而 2019 年侵蚀最为严重。神东矿区以微度和轻度侵蚀为主（占比为 62.58%~86.53%），在全区均有分布，东部较西北破碎性大；中度和强度侵蚀次之（占比为 12.43%~28.15%），呈点状密集分布于矿区东南部、流域沿岸及西北部的矿井内；极强度侵蚀和剧烈侵蚀最少（占比为 1.04%~9.28%），呈点状分布在矿区东南部、流域沿岸。
- 2) 基于矿井尺度，补连塔矿井受到了负面影响，大柳塔矿井可能受到了生态保护的正面影响，活鸡兔矿井在 2005 年前受到采矿活动的负面影响，2010 年之后矿井实施的生态环境建设的正面影响掩盖了此负面影响，榆家梁、石圪台矿井遭受采矿活动的负面影响开始于 2010 年，但是 2015 年之后石圪台遭受的负面影响被生态建设的正面影响消除。
- 3) 地理探测器的结果表明，各因子对神东矿区土壤侵蚀的解释程度从大到小依次为：坡度（q=0.526 2）、土地利用类型（q=0.050 7）、降雨量（q=0.046 0）和植被覆盖度（q=0.002 9）；两因子共同作用对土壤侵蚀的解释力强于单因子，坡度与其他影响因子的协同作用最高；矿区土壤侵蚀强度与坡度、降雨量均呈正比，与低于临界值的植被覆盖度成正比，因此坡度>35°、降雨量为 416.10~420.69 mm、植被覆盖度为 0.5~0.6 及未利用地的区域是神东矿区土壤侵蚀的高风险区。

本研究存在的不足之处在于：坡长坡度因子 LS 的提取以 30 m 分辨率的 DEM 数据为基础，而土壤侵蚀对 DEM 的分辨率比较敏感^[30]，下一步可基于更精细的 DEM 数据进行因子提取；水土保持因子 P 的计算基于 Landsat 影像（30 m 分辨率）土地利用分类的结果，分辨率和解译经验对分类精度的影响均会影响 P 因子的精度，因此下一步研究可提高源数据与分类方法的精确度，并进行实地勘察完善分类结果。另外，进行土壤侵蚀的驱动力探究时，应纳入社会经济因素，以深入探究社会经济等人为活动对土壤侵蚀的影响机理。

参考文献

- [1] MELIHO M, KHATTABI A, MHAMMDI N. Spatial assessment of soil erosion risk by integrating remote sensing and GIS techniques: A case of Tensift watershed in Morocco[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2020, 79(10): 1-19.
- [2] RENARD K G, LAFLIN J M, FOSTER G R, et al. The revised universal soil loss equation[M]// *Soil Erosion Research Methods*. [S.l.]: Routledge, 2017: 105-126.
- [3] TOY T, OSTERKAMP W R. The applicability of RUSLE to geomorphic studies[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1995, 50(5): 498-503.
- [4] JAIN S K, KUMAR S, VARGHESE J. Estimation of soil erosion for a Himalayan watershed using GIS technique[J]. *Water Resources Management*, 2001, 15(1): 41-54.
- [5] GANASRI B P, RAMESH H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin[J]. *Geoscience Frontiers*, 2016, 7(6): 953-961.
- [6] FU B J, ZHAO W W, CHEN L D, et al. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China[J]. *Land Degradation & Development*, 2005, 16(1): 73-85.
- [7] 李佳蕾, 孙然好, 熊木齐, 等. 基于 RUSLE 模型的中国土壤水蚀时空规律研究[J]. *生态学报*, 2020, 40(10): 3473-3485. (LI Jialei, SUN Ranhao, XIONG Muqi, et al. Estimation of soil erosion based on the RUSLE model in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(10): 3473-3485.)
- [8] 刘璐璐, 曹巍, 贺添, 等. 南北盘江流域土壤侵蚀时空动态变化及影响因素分析[J]. *中国水土保持科学*, 2019, 17(6): 69-77. (LIU Lulu, CAO Wei, HE Tian, et al. Analysis on spatial-temporal variation of soil loss and its driving factors in North-south Pan River watershed[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2019, 17(6): 69-77.)
- [9] JIN Fengmei, YANG Wuchao, FU Jinxia, et al. Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 773: 145514.
- [10] 梁石正雄, 方海燕. 2006—2015 年钱塘江流域土壤侵蚀动态变化[J]. *中国水土保持科学 (中英文)*, 2020, 18(6): 33-42. (LIANG Shizhengxiong, FANG Haiyan. Dynamic changes of soil erosion in Qiantang River Catchment from 2006 to 2015[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2020, 18(6): 33-42.)
- [11] 贾磊, 姚顺波, 邓元杰, 等. 渭河流域土壤侵蚀时空特征及其地理探测[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(3): 305-314. (JIA Lei, YAO Shunbo, DENG Yuanjie, et al. Temporal and spatial characteristics of soil erosion risk in Weihe River basin and its geographical exploration[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(3): 305-314.)
- [12] 王志杰, 柳书俊, 苏娜. 喀斯特高原山地贵阳市 2008—2018 年土壤侵蚀时空特征与侵蚀热点变化分析[J]. *水土保持学报*, 2020, 34(5): 94-102. (WANG Zhijie, LIU Shujun, SU Yuan. Spatial-temporal characteristics of soil erosion and erosion hotspots in Guiyang city of Karst plateau mountainous region in 2008-2018[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(5): 94-102.)
- [13] 汤国安. ArcGIS 地理信息系统空间分析实验教程[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 363-422. (TANG Guoan. The Experiment Tutorial of Spatial Analysis with ArcGIS[M]. Beijing: Science Press, 2006: 363-422.)
- [14] 谢云, 刘宝元, 章文波. 侵蚀性降雨标准研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(4): 6-11. (XIE Yun, LIU Baoyuan, ZHANG Wenbo. Study on standard of erosive rainfall[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2000, 14(4): 6-11.)
- [15] WILLIAMS J R, JONES C A, DYKE P T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity[J]. *Transactions of the ASAE*, 1984, 27(1): 129-144.
- [16] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算[J]. *土壤学报*, 2007, 44(1): 7-13. (ZHANG Keli, PENG Wenying, YANG Hongli. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(1): 7-13.)
- [17] MCCOOL D K, BROWN L C, FOSTER G R, et al. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation[J]. *Transactions of the ASAE*, 1987, 30(5): 1387-1396.
- [18] LIU B Y, NEARING M A, RISSE L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. *Transactions of the ASAE*, 1994, 37(6): 1835-1840.
- [19] MOORE I D, BURCH G J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1986, 50(5): 1294-1298.
- [20] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(2): 19-24. (CAI Chongfa, DING Shuwen, SHI Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2000, 14(2): 19-24.)
- [21] 牛丽楠, 邵全琴, 刘国波, 等. 六盘水市土壤侵蚀时空特征及影响因素分析[J]. *地球信息科学学报*, 2019, 21(11): 1755-1767. (NIU Linan, SHAO Quanqin, LIU Guobo, et al. Analysis on spatiotemporal characteristics and factors of soil erosion in Liupanshui city[J]. *Journal of Geo-Information Science*, 2019, 21(11): 1755-1767.)
- [22] 王欢, 高江波, 侯文娟. 基于地理探测器的喀斯特不同地貌形态类型区土壤侵蚀定量归因[J]. *地理学报*, 2018, 73(9): 1674-1686. (WANG Huan, GAO Jiangbo, HOU Wenjuan. Quantitative attribution analysis of soil erosion in different morphological types of geomorphology in Karst areas: Based on the geographical detector method[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(9): 1674-1686.)
- [23] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134. (WANG Jinfeng, XU Chengdong. Geodetector: principle and prospective[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134.)
- [24] 戴尔阜, 王亚慧. 横断山区产水服务空间异质性及归因分析[J]. *地理学报*, 2020, 75(3): 607-619. (DAI Erfu, WANG

- Yahui. Spatial heterogeneity and driving mechanisms of water yield service in the Hengduan Mountain region[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2020, 75 (3): 607-619.)
- [25] 章文波. 泛第三极 65 国 1km 分辨率土壤侵蚀强度数据集 (2015) [Z]. 北京: 国家青藏高原科学数据中心, 2019. (ZHANG Wenbo. Dataset of soil erosion intensity with 1km resolution in Pan-TEP 65 countries (2015) [Z]. Beijing: National Tibetan Plateau Data Center, 2019.)
- [26] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准: SL 190—2007[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008. (Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Standards for classification and gradation of soil erosion: SL 190—2007[S]. Beijing: China Water Power Press, 2008.)
- [27] 陈述彭, 岳天祥, 励惠国. 地学信息图谱研究及其应用[J]. 地理研究, 2000, 19 (4): 337-343. (CHEN Shupeng, YUE Tianxiang, LI Huiguo. Studies on geo-informatic tupu and its application[J]. *Geographical Research*, 2000, 19 (4): 337-343.)
- [28] 刘英. 神东矿区地表植被与土壤湿度遥感监测研究[D]. 北京: 中国矿业大学 (北京), 2013. (LIU Ying. Vegetation and soil moisture monitoring by remote sensing in Shendong mining area[D]. Beijing: China University of Mining & Technology, Beijing, 2013.)
- [29] 陈峰, 李红波. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇南山区土壤侵蚀时空演变: 以云南省元阳县为例[J]. 应用生态学报, 2021, 32 (2): 629-637. (CHEN Feng, LI Hongbo. Spatial-temporal variations of soil erosion in Southern Yunnan Mountainous Area using GIS and RUSLE: a case study in Yuanyang County, Yunnan Province, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32 (2): 629-637.)
- [30] CHEN Hao, OGUCHI T, WU Pan. Assessment for soil loss by using a scheme of alternative sub-models based on the RUSLE in a Karst Basin of Southwest China[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(2): 377-388.