

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2025.04.008

CSTR:32310.14.stbxb.2025.04.008

刘环宇, 史培军, 王永芳. 鄂尔多斯高原矿区露天开采对土壤侵蚀的影响[J]. 水土保持学报, 2025, 39(4): 81-90.

LIU Huanyu, SHI Peijun, WANG Yongfang. The impact of open-pit mining on soil erosion in the mining area of Ordos Plateau in China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2025, 39(4): 81-90.

鄂尔多斯高原矿区露天开采对土壤侵蚀的影响

刘环宇^{1,2,3}, 史培军^{1,2,4}, 王永芳^{3,5,6}

(1. 北京师范大学地理科学学部, 北京 100875; 2. 北京师范大学地表过程与水土风沙灾害风险防控全国重点实验室, 北京 100875; 3. 内蒙古师范大学地理科学学院, 呼和浩特 010022; 4. 北京师范大学文理学院地理系, 广东 珠海 519087; 5. 内蒙古自治区蒙古高原灾害与生态安全重点实验室, 呼和浩特 010022; 6. 蒙古高原气候变化与区域响应高校重点实验室, 呼和浩特 010022)

摘要: [目的] 量化矿区开发建设对区域土壤侵蚀的影响, 为未来对晋陕蒙地区露天矿区的土壤侵蚀防治和生态修复提供科学依据。[方法] 以鄂尔多斯高原最大的露天矿黑岱沟和哈尔乌素煤矿为研究对象, 根据遥感影像、统计数据及调查数据获取高分辨率的研究区地形和植被状况, 分别利用风蚀 RWEQ 模型和水蚀 RUSLE 模型计算研究区 1990 年、2000 年、2010 年、2020 年土壤风力侵蚀、水力侵蚀模数, 计算矿区和自然对照区的 1990—2000 年、1990—2010 年、1990—2020 年的侵蚀模数不同级别变化的面积比例, 以分析露天开采对 2 种土壤侵蚀营力的影响。[结果] 1990—2020 年研究区的整体土壤风力侵蚀和水力侵蚀的模数均呈下降趋势, 矿区的风蚀、水蚀模数下降的面积比例小于对照区, 增加和不变的比例大于对照区, 说明露天开采作业一定程度上加速土壤风蚀和水蚀的自然侵蚀速率。[结论] 区域的水土保持工作有阶段性的成效, 其中风蚀和水蚀可能存在一定的相互抑制作用, 开采区的水土保持仍需要进一步考虑其复合侵蚀下的水土流失治理。

关键词: 土壤侵蚀; 露天矿区; RUSLE 模型; RWEQ 模型

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)04-0081-10

The Impact of Open-Pit Mining on Soil Erosion in the Mining Area of Ordos Plateau in China

LIU Huanyu^{1,2,3}, SHI Peijun^{1,2,4}, WANG Yongfang^{3,5,6}

(1. Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. State Key Laboratory of Earth Surface Processes Land Disaster Risk Reduction, Faculty of Geographica Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. College of Geographical Sciences, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China; 4. Department of Geography, College of Arts and Sciences, Beijing Normal University, Zhuhai, Guangdong 519087, China; 5. Inner Mongolia Key Laboratory of Disaster and Ecological Security on the Mongolian Plateau, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China; 6. Provincial Key Laboratory of Mongolian Plateau's Climate System, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China)

Abstract: [Objective] To quantify the impact of mining area development and construction on regional soil erosion, and to provide a scientific basis for future soil erosion prevention and ecological restoration in open-pit mining areas in the Shanxi-Shaanxi-Inner Mongolia region. [Methods] Heidaigou and Harwusu coal mines, the largest open-pit mines on the Ordos Plateau, were taken as the research objects. High-resolution topography and vegetation status of the study area were obtained based on remote sensing images, statistical data and field surveys. The revised wind erosion equation (RWEQ) model and the revised universal soil loss equation (RUSLE) model were used to calculate the moduli of wind and water erosion in 1990, 2000, 2010 and 2020, respectively. The proportional changes in erosion modulus levels in the mining and natural control areas

收稿日期: 2024-11-04

修回日期: 2024-12-18

录用日期: 2025-04-09

网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-05-21

资助项目: 国家自然科学基金重点项目 (42330502)

第一作者: 刘环宇 (2001—), 女, 硕士研究生, 主要从事人类活动与土壤侵蚀研究。E-mail: 202421051218@bnu.edu.cn

通信作者: 史培军 (1959—), 男, 博士, 教授, 主要从事环境演变与自然灾害研究。E-mail: spj@bnu.edu.cn

<http://stbxb.alljournal.com.cn>

from 1990—2000, 1990—2010 and 1990—2020 were calculated to analyze the impact of open-pit mining on the two soil erosion forces. [Results] The overall moduli of wind and water erosion in the study area showed a declining trend from 1990 to 2020. The proportion of areas with reduced moduli of wind and water erosion in the mining area was smaller than that in the control area, while the proportion of areas with increased or unchanged moduli was larger than that in the control area. This indicates that open-pit mining operations have accelerated the natural erosion rates of wind and water erosion to a certain extent. [Conclusion] Soil and water conservation efforts in the region have achieved periodic results. Wind and water erosion may have a certain mutual inhibitory effect, and soil and water conservation in mining areas still requires further consideration for the control of soil and water loss under combined erosion.

Keywords: soil erosion; open-pit mining area; the RUSLE model; the RWEQ model

Received: 2024-11-04

Revised: 2024-12-18

Accepted: 2025-04-09

Online(www.cnki.net): 2025-05-21

21 世纪以来,中国露天煤炭开采量已超过其他产煤国家,跃居世界第一位,露天煤矿在中国煤炭工业领域占据重要地位,其显著优势包括强大的生产能力、较低的开采成本及良好的安全条件^[1]。随着对能源需求的提高,露天矿区建设和生态环境的矛盾愈发严重,其主要体现在 3 点:一是通过挖掘负地形和堆垫正地形使坡度变化明显^[2],经持续性高强度矿产资源开发,引发地质环境扰动时序累积效应,加剧滑坡、泥石流、崩塌等地质灾害隐患^[3],既对矿区及周边社区民生安全形成持续性风险敞口,又通过削弱区域生态承载力与资源再生能力,形成对绿色矿业发展的系统性阻滞;二是通过露天矿区扩建和矿区排土场复垦等不同形式人类活动使植被变化明显,生态环境脆弱性主要体现在人类扰动下土地功能受损、植被愈发裸露、土壤养分流失、地温升高等,导致生态环境遭到破坏进一步影响整个矿区的生态稳定与安全性^[4-5];三是矿区运输作业过程中造成的粉尘、植被破坏后裸露的地表及矿区的排土场和中转场等疏松土体在风力的吹蚀作用下,严重影响矿区大气环境^[6],导致露天矿区的空气质量急剧下降,扬尘天气日数不断增加,最明显的结果就是 CO₂ 浓度升高,加上气候变化的影响,对于中国的“双碳”目标建设带来极大的挑战^[7]。

目前,中国对于单一侵蚀营力的土壤侵蚀过程的认识已经逐步明晰,对自然因素对土壤侵蚀的影响机理的模拟积累了大量的经验^[8-9]。但是,现阶段高速的人类经济社会发展对土壤侵蚀的影响已产生新的变化,栗珂珂等^[10]利用多尺度地理加权回归模型,揭示人类活动对于土壤侵蚀影响的空间异质性,产业结构、城镇化率和生态环境特征等对土壤侵蚀都具有显著影响;BORRELI 等^[11]研究指出,土地利用变化加速土壤侵蚀,进而影响粮食安全、生物多样

性和碳循环等问题。但目前对于人类活动对土壤侵蚀影响的定量分析,主要是从土地利用变化角度出发^[12-13],对于单一土地利用的分析大多关注耕地、林地等的变化,少有研究^[14]分析矿区开采对土壤侵蚀影响的定量分析,缺乏长时间序列的矿区土壤侵蚀监测工作,且考虑的侵蚀营力多为单一侵蚀营力,鲜有文章分析矿区开采对 2 种侵蚀营力影响的差异。

鄂尔多斯高原能源矿藏丰富,多数煤田以露天开采为主^[15],但其脆弱的生态环境本身极易受到风力侵蚀和水力侵蚀;矿区建设使得植被破坏,其抗侵蚀能力下降;地形形变使得地表可蚀性增大,在降水和风力的作用下加大风力侵蚀和水力侵蚀的可能^[16]。位于中国北方农牧交错带中段的鄂尔多斯准格尔矿区,被誉为“中国第一大露天煤矿”,其中黑岱沟煤矿和哈尔乌素煤矿是中国煤炭产业的重要支柱,其所处地理位置是黄河流域中游土壤侵蚀的严重地区,也是沙化防治的核心区域,开展本地煤田露天开采与土壤风蚀、水蚀的关联机理与过程研究,具有一定的代表性和典型性。

为更好地探究露天开采对土壤侵蚀的影响,利用多期 DEM 数据获取更加准确的地表粗糙度因子,根据 Landsat 遥感影像计算地表植被覆盖度的变化,获取植被覆盖度因子,利用 RWEQ 模型和 RUSLE 模型分别计算研究区风蚀模数和水蚀模数,利用空间分析对比开矿前后、不同矿区土地损毁类型对风力侵蚀和水力侵蚀的影响,以量化矿区开发建设对本区域土壤侵蚀的影响,为未来对晋陕蒙地区露天矿区的土壤侵蚀防治和生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

准格尔矿区规划区(39°21′~40°03′N, 110°46′~111°25′E)地处陕晋蒙三省交界处,面积 1 365 km²,

有矿井18处。区域属黄土高原砒砂岩区的一部分,土壤质地主要为黄绵土,是黄土母质特征明显的幼年土壤,黄土冲沟发育明显,地形地貌复杂,地质构造简单,但黄土抗蚀性差,降水后黄土易塌陷^[17]。在多年风力、水力作用下表现出较为明显的黄土高原丘陵沟壑区的特征。区域地表径流均为黄河水系,区域内有较为平缓的塔哈拉川河谷,属于黄河中游流域,土地资源遭受较为严重的土壤侵蚀影响,生态环境因此呈较为脆弱的态势^[18]。随着准格尔矿区的建设范围扩张,矿区范围逐渐逼近区域东部黄河干流的准格尔旗河段。

本文主要选取准格尔矿区典型的黑岱沟煤矿区和哈尔乌素煤矿区为研究对象(图1),利用Landsat遥感影像目视解译矿区范围及排土场、采矿区、矿山建筑等土地损毁类型,便于对土壤侵蚀空间差异进行分析。同时,在矿区南侧划定本研究土壤侵蚀的对照区域,该区域与矿区毗邻,与2020年矿区的面积大小一致,为69.462 km²,矿区扩张范围内的初始植被覆盖度均为37.843%,初始的土壤性质相似,对照区受到人类活动干扰较少,无露天开采活动,在本研究中将其视为“自然区域”,通过对比此区域的土壤侵蚀变化,可间接反映气候变化对土壤自然侵蚀的影响。



图1 研究区概况

Fig. 1 Geographical location of the study area and natural control area

1.2 数据来源与预处理

Landsat陆地卫星计划运行时间覆盖准格尔矿区开发期,能较好地观测到矿区开采至今的遥感影像,在地理数据空间云(www.gscloud.cn/)分别获取1990年、2000年、2010年、2020年6月的Landsat系列Collection 2 Level 2遥感影像(图1),据此,完成研究区的目视解译工作及植被指数的反演计算。

获取不同时期公开的DEM地形数据,利用SRTM影像结合植被覆盖修正获得的1990年地形数据,利用航天飞机雷达地形测绘任务的数字高程模型(SRTMDEM)、ALOS世界三维-30 m(AW3D30)、ASTER全球数字高程模型(ASTERGDEM)数据,统一分辨率和高程基准后,分别作为2000年、2010年、2020年地表地形状况。

气象数据来源于国家气象科学数据中心(<http://data.cma.cn>),本文采用邻近气象站的日降水量、日平均气温、日平均风速、日蒸发数据、日平均相对湿度及日最小相对湿度数据来进行计算。积雪厚度数据使用青藏高原数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn>)的积雪覆盖度数据集,用于计算风蚀模型中的雪盖因子,蒸散发数据结合中国1 km逐月潜在蒸散发数据集,对站点数据进行修正后计算。土壤特性因子数据来自世界土壤数据库(gaez.fao.org),提取研究区土壤细砂、粗砂、黏粒及有机质质量分数等理化性质,以便用于计算土壤可蚀性因子。获取1990—2020年空间分辨率30 m的土地利用数据(zenodo.org),空间分辨率30 m的土壤类型数据(<http://soil.geodata.cn/ztsj.html>)等数据辅助完成分析。

1.3 土壤侵蚀模型

1.3.1 风蚀模型 RWEQ模型是融合气象因子、地表粗糙度及土壤可蚀性等参数进行区域风蚀模数的时序定量反演。在前人^[19]研究基础上,该模型的参数不断优化,在内蒙古地区适用性较高,因此,本文基于RWEQ模型估算研究区的风蚀量大小,其计算公式为:

$$S_L = \frac{2z}{s^2} \times Q_{\max} \times e^{-\left(\frac{z}{s}\right)^2} \quad (1)$$

$$Q_{\max} = 109.8WF \times EF \times SCF \times K' \times COG \quad (2)$$

$$S = 150.71(WF \times EF \times SCF \times K' \times COG)^{-0.3711} \quad (3)$$

式中: S_L 为实际风力侵蚀量,kg/m²; $Q_{\max}$ 为风沙滞留量,kg/m; S 为区域关键地块长度,m; z 为最大风蚀出现距离,m,通常采用下风向距离50 m; WF 为气候因子,kg/m; EF 为土壤可蚀因子,无量纲; SCF 为土壤结皮因子,无量纲; K' 为地表糙度因子; COG 为植被覆盖因子,无量纲。

1)气象因子(WF)参数计算:

气象因子(WF)是气象要素对风蚀的综合影响,综合风速、温度、降雨、蒸发量及降雪等气候因素,计算其公式为:

$$WF = Wf \times SW \times SD \times \frac{\rho}{g} \quad (4)$$

式中:Wf为风力因子,kg/m;SW为土壤湿度因子,无量纲;SD为雪盖因子; ρ 为空气密度,kg/m³;g取9.8 m/s²。

$$Wf = \sum_{i=1}^N v_2 \times (v_2 - v_1) \times \frac{N_d}{N} \quad (5)$$

式中: v_1 为起沙风速; v_2 为近地面2 m风速,m/s; N_d 为试验天数; N 为观测次数,RWEQ模型中风速数据为近地面2 m的数据,而本文采用的标准气象站台的风速数据来自地面10 m(v_{10}),所以进行转换,其计算公式为:

$$v_2 = v_{10} \frac{4.87}{\ln 672.58} \quad (6)$$

土壤湿度因子(SW)与降水、潜在蒸发、灌溉等有关,其计算公式为:

$$EF = \frac{29.09 + 0.31\omega_{\text{Sand}} + 0.17\omega_{\text{Silt}} + 0.33\frac{\omega_{\text{Sand}}}{\omega_{\text{Silt}}} - 2.59\omega_{\text{OC}} - 0.95\omega_{\text{CaCO}_3}}{100} \quad (9)$$

$$SCF = \frac{1}{1 + 0.0066\omega_{\text{Clay}}^2 + 0.021\omega_{\text{oc}}^2} \quad (10)$$

式中: ω_{Sand} 、 ω_{Silt} 、 ω_{Clay} 分别为土壤的砂粒(0.05~2 mm)、粉粒(0.002~0.05 mm)、黏粒(<0.002 mm)质量分数,%; ω_{OC} 为土壤有机碳质量分数,%; ω_{CaCO_3} 为CaCO₃质量分数,%。

3)植被因子(COG)参数计算:

植被因子(COG)表示植被覆盖对土壤风蚀的抑制程度,其计算公式为:

$$COG = e^{-0.0483\gamma_{\text{vsf}}} \quad (11)$$

$$\gamma_{\text{vsf}} = \frac{NDVI - NDVI_{\text{Soil}}}{NDVI_{\text{Veg}} - NDVI_{\text{Soil}}} \quad (12)$$

式中: γ_{vsf} 为植被覆盖度,%;本文采用《中华人民共和国国家生态环境标准(HJ 1173—2021)》^[20]中的植被覆盖度计算方法,利用ENVI软件根据Landsat遥感影像获取NDVI数值,之后采用像元二分模型计算植被覆盖度,NDVI_{Veg}为区域纯植物像元的NDVI值;NDVI_{Soil}为区域完全无植被覆盖像元的NDVI值。

4)地表粗糙度因子(K')参数计算:

地表粗糙度因子(K')是地表粗糙程度变化对土壤风蚀的抑制作用,其计算公式为:

$$K' = \cos \theta \quad (13)$$

式中: θ 为由ArcGIS软件中数据空间分析工具根据DEM提取的坡度值。

1.3.2 水蚀模型 本文采用修正土壤流失方程(RUSLE)计算估算研究区的土壤水蚀模数^[21],其计算公式为:

$$A = RKLSCP \quad (14)$$

$$SW = \frac{ET_p - (R + 1) \frac{N_{d2}}{N}}{ET_p} \quad (7)$$

式中: R 为平均降水量,mm; I 为灌溉总量(取0 mm); N_{d2} 为降雨天数,d; ET_p 为潜在蒸发量,mm。

雪盖因子(SD)是RWEQ模型中的重要参数,积雪深度高于25.4 mm的概率认为是不发生土壤风蚀,其计算公式为:

$$SD = 1 - P(H_{\text{snow}} > 25.4 \text{ mm}) \quad (8)$$

2)土壤可蚀性因子(EF)与结皮因子(SCF)参数计算:

土壤可蚀性因子EF[公式(9)]是土壤粒级组成对土壤风蚀的影响。土壤结皮因子SCF[公式(10)]表征土壤表层结皮能够有效抵抗风蚀能力的大小。

100

式中: A 为土壤侵蚀量,t/(hm²·a); R 为降雨侵蚀力因子,(MJ·mm)/(hm²·h·a); K 为土壤可侵蚀性因子,(t·h)/(MJ·mm·hm); L 为坡长因子,无量纲; S 为坡度因子,无量纲; C 为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。

1)降雨侵蚀因子(R)参数计算

降雨是土壤水蚀最重要的因子之一,是气候对土壤侵蚀的直接体现,一般将日降雨量不少于12 mm的降雨认为是侵蚀性降雨。本文根据准格尔旗站点(区站号53553)的数值修正后,统计1990年、2000年、2010年、2020年的侵蚀性降水天数及降水量,按照半月侵蚀力的计算公式估算各年的降雨侵蚀力。

$$R = \sum_{n=1}^{24} R_{\text{半月}} \quad (15)$$

$$R_{\text{半月}} = \alpha \sum_{i=1}^k (P_i)^{\beta} \quad (16)$$

$$\alpha = 21.586 \beta^{-7.1891} \quad (17)$$

$$\beta = 0.8363 \times \frac{18.177}{P_{d12}} \times \frac{24.455}{P_{y12}} \quad (18)$$

式中: n 为1 a中第 n 个半月(此公式将1 a划分为24个半月,每月的前15 d为1个半月,剩余天数为另1个半月); $R_{\text{半月}}$ 为半月降雨侵蚀力,(MJ·mm)/(hm²·h·a); k 为半月内日降雨量不少于12 mm的天数; P_i 为半月内第 i 天的侵蚀性降雨量,mm; α 、 β 为模型参数; P_{d12} 为日降雨量不少于12 mm的多年平均日降雨量,mm; P_{y12} 为日降雨量不少于12 mm的多年平均降雨量,mm。

2)土壤可蚀性因子(K)参数计算

土壤可蚀性主要由土壤粒级组成和土壤有机质质量分数所决定,其颗粒度的大小受矿区开发的影

响较小,本文忽略土壤粒度的时间变化。其计算公式为:

$$K_{\text{epic}} = 0.1317 \times \{0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 \omega_{\text{Sand}} (1 - \frac{\omega_{\text{Silt}}}{100})]\} \times \\ \left[\frac{\omega_{\text{Silt}}}{\omega_{\text{Silt}} + \omega_{\text{Clay}}} \right]^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25 \omega_{\text{OC}}}{\omega_{\text{OC}} + \exp(3.718 - 2.947 \omega_{\text{OC}})} \right] \times \\ \left[1 - \frac{0.7 \omega_{\text{Sand}}'}{\omega_{\text{Sand}}' + \exp(-5.509 + 22.899 \omega_{\text{Sand}}')} \right] \quad (19)$$

$$\omega_{\text{Sand}}' = 1 - \frac{\omega_{\text{Sand}}}{100} \quad (20)$$

$$K = -0.01383 + 0.551575 K_{\text{epic}} \quad (21)$$

式中: ω_{Sand} 、 ω_{Silt} 、 ω_{Clay} 分别为土壤的砂粒(0.05~2 mm)、粉粒(0.002~0.05 mm)、黏粒(<0.002 mm)的质量分数,%; ω_{OC} 为土壤有机碳质量分数,%; K_{epic} 、 ω_{Sand}' 为中间变量,其各参数均可从土壤数据集获取来进行计算。

3) 坡度因子(S)和坡长因子(L)参数计算

坡长和坡度因子是估算坡面土壤侵蚀量的重要地形参数,本文采用段淑怀等^[22]在水蚀模型中改进的地形因子计算,计算公式为:

$$S = \begin{cases} 10.80 \sin \theta + 0.30 & \theta < 5^\circ \\ 16.80 \sin \theta - 0.05 & 5^\circ \leq \theta < 14^\circ \\ 21.91 \sin \theta - 0.96 & \theta \geq 14^\circ \end{cases} \quad (22)$$

式中:S为坡度因子; θ 为由 ArcGIS 软件中数据空间分析工具根据 DEM 提取的坡度值。

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (23)$$

$$m = \begin{cases} 0.2 & \theta < 1^\circ \\ 0.3 & 1^\circ < \theta \leq 3^\circ \\ 0.4 & 3^\circ < \theta \leq 5^\circ \\ 0.5 & \theta > 5^\circ \end{cases} \quad (24)$$

式中: L 为坡度因子; λ 为由 ArcGIS 软件中数据空间分析工具根据 DEM 提取的坡长值; m 为坡长指数。

4) 植被因子(C)参数计算

基于下载的多期 Landsat 遥感影像提取归一化植被指数,再利用像元二分法计算研究区的植被覆盖度,其计算公式为:

$$C = \begin{cases} 1 & \gamma_{\text{vsf}} = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg \gamma_{\text{vsf}} & 0 < \gamma_{\text{vsf}} \leq 78.3\% \\ 0 & \gamma_{\text{vsf}} > 78.3\% \end{cases} \quad (25)$$

式中:C为植被因子; γ_{vsf} 为植被覆盖度,%。

5) 水土保持因子(P)参数计算

水土保持(P)因子反映水土保持措施对土壤侵蚀的影响,其值为0~1。本文采用对不同区域水土保持目视解译的形式计算区域的水土保持因子,无任何水保措施的土地利用类型取值为1,几乎不发生土壤侵蚀的土地利用类型取值为0,耕地P取值0.31,林地P取值0.05,草地P取值0.16。

1.3.3 土壤侵蚀强度分级标准 研究区范围属于西北黄土高原砒砂岩区,本文依据《土壤侵蚀分类分级标准(SL 190—2007)》^[23]对黄土高原区土壤侵蚀强度根据土壤风力侵蚀模数分为6个等级,分别为微度、轻度、中度、强烈、极强烈和剧烈(表1)。

表1 土壤侵蚀强度分级

Table1 Classification of soil erosion intensity

等级	平均风蚀厚度/ (mm·a ⁻¹)	土壤风蚀模数/ (t·km ⁻² ·a ⁻¹)	平均水蚀厚度/ (mm·a ⁻¹)	土壤水蚀模数/ (t·km ⁻² ·a ⁻¹)
微度	<2	<200	<0.74	<1 000
轻度	2~10	200~2 500	0.74~1.9	1 000~2 500
中度	10~25	2 500~5 000	1.9~3.7	2 500~5 000
强烈	25~50	5 000~8 000	3.7~5.9	5 000~8 000
极强烈	50~100	8 000~15 000	5.9~11.1	8 000~15 000
剧烈	>100	>15 000	>11.1	>15 000

2 结果与分析

2.1 矿区风蚀时空变化特征分析

利用土壤风蚀 RWEQ 模型估算区域土壤风蚀模数空间分布,将各影响因子代入模型后,矿区扩张的土

壤风蚀空间分布见图2,其值为200~3 000 t/(km²·a),矿区及其周围的土壤风蚀主要以轻度、中度风蚀为主。

随着矿区的范围不断扩张,土地受损面积不断扩大,根据目视解译的数据来看,矿区的采矿区(挖

损)面积从 2.340 km² 扩张到 9.623 km², 增加 311.239%;排土场(埋压)面积从 4.230 km² 扩张到 12.690 km², 增加 200.000%。就矿区内部的土壤风蚀进行统计分析,1990 年、2000 年、2010 年、2020 年的矿区内部平均土壤风蚀模数分别为 2 526.711、

2 936.176、661.037、2 289.448 t/(km²·a), 分别属于中度、中度、轻度、轻度风蚀。其中,2010 年地区的风蚀出现大幅度变化,可能与 2010 年气候极端低温有关^[24],土壤湿度(季节性冻土面积和厚度)增加,从而降低风蚀的可能性。

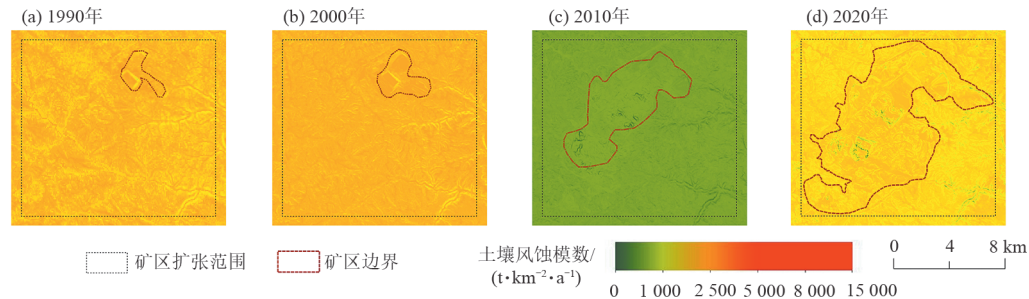


图 2 1990—2020 年矿区土壤风蚀模数空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of soil wind erosion modulus in the mining area from 1990 to 2020

从侵蚀模数空间分布情况看,矿区内部采矿区、排土场的边坡风蚀模数小于矿区排土场的内部,是由于矿区开采使得土壤粗糙度增大,土壤可蚀性降低,与周颖等^[25]、杜睿哲等^[26]研究结果一致。同时,对比矿区不同土地损毁的土壤风蚀模数发现,采矿区挖损造成的土壤风蚀大于排土场埋压造成的土壤风蚀,说明在采矿作业时需要注

意坡度调控。
2.2 矿区建设对土壤风蚀的影响分析
通过分别统计矿区内部和对照区 1990—2000 年、1990—2010 年、1990—2020 年等风蚀模数不同变化强度的面积比例(表 2),分为显著增加、一般增加、几乎不变、一般降低和显著降低,以此反映矿区建设以来土壤风蚀的变化。

表 2 土壤风蚀模数变化面积比例

级别	1990—2000 年		1990—2010 年		1990—2020 年		%
	矿区	对照区	矿区	对照区	矿区	对照区	
显著增加	5.731	4.628	0	0	0	0	
一般增加	72.131	57.641	0	0	7.210	1.079	
几乎不变	21.944	37.728	2.666	0.732	27.643	9.815	
一般降低	0.194	0.003	29.184	30.229	45.416	60.450	
显著降低	0	0	68.150	69.039	19.731	28.657	

通过对照区的土壤风蚀变化可看出,“自然区域”在未进行采矿区作业时,1990—2000 年 62.269% 的地区风蚀模数增加,1990—2010 年 99.268% 的区域都处于风蚀模数下降,1990—2020 年 89.107% 的地区风蚀模数下降,其变化主要反映年际气候变化导致的风蚀模数差异。对土壤风蚀模数产生直接影响的因素主要是气候、土壤及人类活动改变的地表形态和植被,本研究模型估算过程中的土壤因子采用同期数据,视为不对土壤风蚀模数估算结果产生影响,则矿区与对照区土壤侵蚀模数的变化面积反映剔除气候影响下的露天开采对土壤风蚀的影响及开采过程植被和地形破坏对风蚀的影响。矿区的整体变化与对照区一致,但从结果可以看出,在风蚀模数增加的 1990—2000 年,矿区的增加幅度比对照区提高 15.593%;而在风蚀下降的 1990—2010 年、1990—2020 年,矿区的风蚀模数下降比例小于对照区,增加和不变的比例大于对照区,说明露天开采一

定程度上加剧土壤风蚀,反映人类活动对土壤风蚀的影响。
1990—2020 年土壤风蚀模数空间变化(图 3)未开采地区的风蚀普遍减少,风蚀增加区域主要分布在矿区采矿区和近几年在用排土场的迎风坡,且矿区边缘地区也受开采的影响,风蚀模数有所增加。矿区内部一些地区受复垦、植被恢复等的影响,废弃排土场的风蚀模数减少,说明近年来水土保持工作有较好的效益。
2.3 矿区水蚀时空变化特征分析
利用土壤水蚀 RUSLE 模型估算区域土壤水蚀模数空间分布,将各影响因子代入模型后,矿区扩张范围的土壤水蚀空间分布见图 4。对矿区的土壤水蚀模数进行统计分析,1990 年、2000 年、2010 年、2020 年矿区内部平均土壤水蚀模数为 3 117.724、2 615.591、7 046.783、1 878.599 t/(km²·a),分别属于中度、中度、强烈、轻度土壤水蚀。

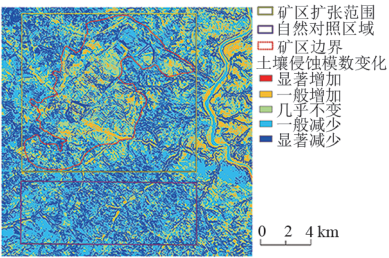


图 3 1990—2020 年土壤风蚀模数空间变化

Fig. 3 Spatial changes of soil wind erosion modulus from 1990 to 2020

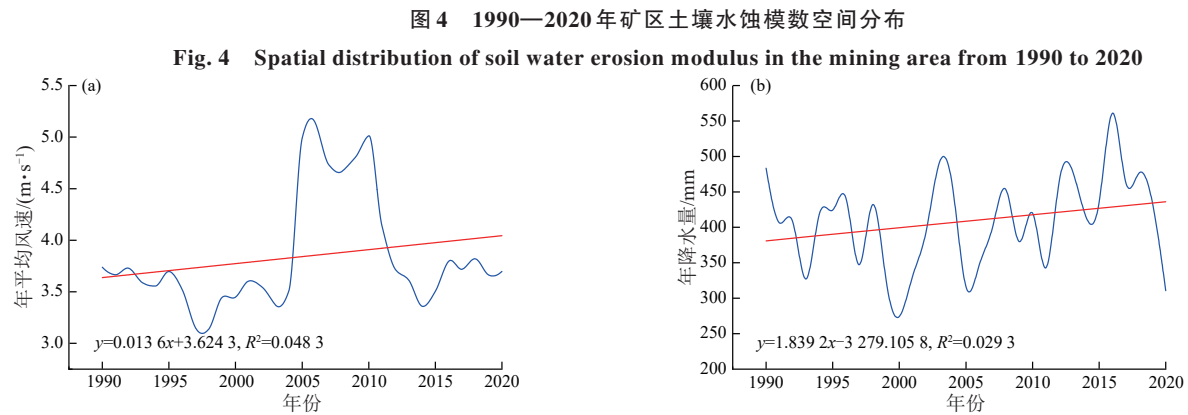
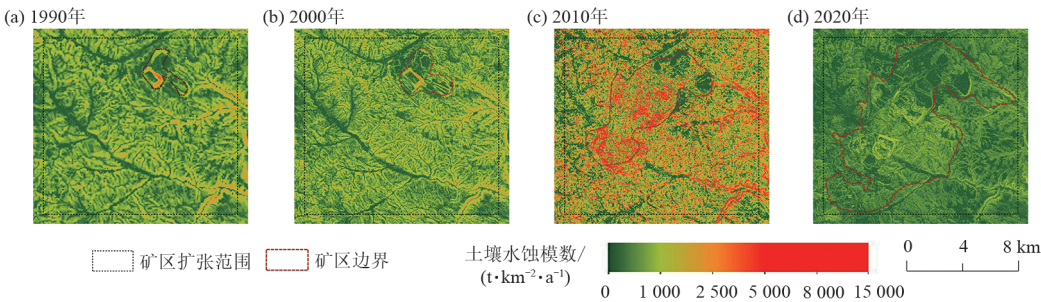


图 5 1990—2020 年研究区的年平均风速和年降水量变化

Fig.5 Changes in annual mean wind speed and annual precipitation in the study area from 1990 to 2020

2.4 矿区建设对土壤水蚀的影响分析

同风蚀的研究方法一致,分别统计矿区内部和对照区 1990—2000 年、1990—2010 年、1990—2020 年等水蚀模数不同变化强度的面积比例。由表 3 可知,对照区的水蚀可反映受气候变化的影响,1990—2000 年土壤水蚀增加、不变、减小的面积占比相当;1990—2010 年 57.456% 的面积土壤水蚀增加,仅 20.679% 的面积土壤水蚀减小;而 1990—2020 年 63.091% 的区域土壤水蚀降低,8.459% 的区域土壤水蚀增加。矿区土壤水蚀模数变化同对照区一致,其规律同土壤风蚀一致,矿区土壤水蚀模数增加的面积比例大于对照区土壤水蚀模数增加的面积比例,矿区土壤水蚀模数降低的面积比例小于对照区土壤水蚀模数减小的面积比例。利用 ANOVA(方差分析)对数据进行显著性检验,其值可以通过 $\alpha=0.05$ 显著性水平检验,说明矿区水蚀模数的变化面积与对照区有显著差异。

区域的土壤水蚀整体趋向变好,但 2010 年土壤水蚀模数显著增大,主要是由于 2010 年降水达到 487 mm(图 5),显著高于其他年份。从侵蚀模数空间分布情况来看,水蚀较大的地区主要分布在区域采矿区、排土场的边缘,说明露天开采加剧区域坡面侵蚀。从空间分布结果来看,由于大力倡导排土场复垦工作,在水蚀空间模数上体现良好的反馈,北侧复垦排土场水蚀显著低于南侧在用排土场,区域水土保持建设对生态环境有明显的改善。

表 3 土壤水蚀模数变化面积比例 %

Table 3 Area proportion of soil water erosion modulus change	1990—2000 年		1990—2010 年		1990—2020 年	
	矿区	对照区	矿区	对照区	矿区	对照区
显著增加	9.544	8.666	28.893	12.626	4.750	0.916
一般增加	16.132	25.938	36.502	44.830	11.263	7.543
几乎不变	45.355	32.685	19.703	21.864	29.361	28.451
一般降低	18.666	25.676	12.032	16.915	26.128	30.358
显著降低	10.304	7.036	2.870	3.764	28.499	32.733

对比 1990—2020 年土壤水蚀模数空间变化(图 6)可以看出,矿区水蚀显著增加的区域主要分布在西北侧排土场,此区域的坡度较大,大多处于地势较高的区域,且在对照区域的地势较高的区域也存在水蚀增加的情况,说明对于砒砂岩区要重点关注和修复坡度较大、地势较高的区域。而水蚀减少的区域主要分布在植被恢复较好的地区和重点保护的流域边缘地带。

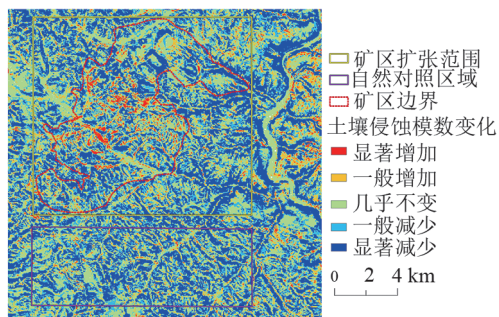


图 6 1990—2020 年土壤水蚀模数空间变化

Fig.6 Spatial distribution of soil water erosion modulus from 1990 to 2020

3 讨论

1990—2020 年矿区和对照区的土壤风蚀和水蚀模数总体均呈波动下降趋势,与相关研究^[27-28]结果基本一致,主要是由于区域的植被覆盖度恢复对土壤侵蚀起到一定的抑制作用。准格尔矿区自 1990 年初期,植被覆盖率平均值仅达到 34.836%,矿区不断向西南方向建设,裸地面积不断加大,2010 年植被覆盖度达 51.238%,直接反映出准格尔矿区的周边生态环境状况明显改善。之后矿区的建设方向主要向东南方向扩展,城镇附近的植被覆盖度明显下降,区域的平均植被覆盖度下降到 42.435%,其植被恢复的原因:一是由于趋暖的气候条件有利于植被恢复;二是由于退耕还林还草等生态建设使区域植被有所改善,但模型的计算无法区分气候变化与人类活动分别对植被因子的贡献。

1990—2020 年,研究区的风蚀模数和水蚀模数较大的波动均主要是由于气候变化,露天开采的影响对于土壤侵蚀未产生使区域土壤侵蚀模数产生大幅变化,但从侵蚀模数变化的面积来看,矿区开采使得 2 种侵蚀营力均增大,但其原因有所差异。在风力侵蚀上,土壤风蚀模数增加主要是由于矿区开采造成植被覆盖降低后地表的风蚀加剧,而露天开采的地形变化对风蚀有一定阻碍作用;在水力侵蚀上,水蚀模数的增加主要是由于露天开采坡度带来的坡面侵蚀与地表裸露造成的水土流失。通过对比矿区与对照区的风蚀水蚀模数差别,露天开采过程对土壤水蚀的影响更为显著。现实条件下,不论是矿区还是对照区,都有一定的水土保持措施,本文的水土保持措施因子,主要通过遥感影像目视解译后赋值,然而矿区的水土保持措施成效还需进一步验证,在今后的水土保持治理应该综合考虑复合侵蚀条件下的水土流失治理。

2 种侵蚀营力在不同坡度的地区存在一定相互抑制的作用。通常在进行露天煤矿的开采时,移除

覆盖在煤层之上的岩石及其他覆盖物,以便使煤炭暴露于地表进行开采作业。采矿过程主要是将井田划分为若干水平分层后,按照自上而下的顺序逐层开采,进而形成阶梯状的作业面,多数为凹形坡。该作业面使地表形态发生巨大的变化,根据调查,一般矿区煤层台阶坡度为 $55^{\circ}\sim 75^{\circ}$,坡高 10 m;岩石台阶一般为 $55^{\circ}\sim 65^{\circ}$,坡高 10 m;排土场边缘的坡面角一般为 32° ,坡高 15 m^[29]。坡度变化增加地表粗糙度,提高区域土壤的抗风蚀能力,但较大的坡度使得水力侵蚀增强。矿区的主要地表物质是砒砂岩,是黄河粗泥沙的重要源区,砒砂岩的岩性为交错层理发育的砾岩、砂岩及泥岩,而矿区作业的煤层通常在地表 150 m 以下的区域,开采过程将上层的岩石先剥离,使砒砂岩在沟谷、坡面上出露,不同岩性岩石对水蚀和风蚀的抗侵蚀能力强度有所差异,但交错的层理结构使得区域土壤侵蚀进一步加剧。

区域的干湿条件是风力和水力侵蚀的关键。露天矿在开采过程中产生的煤矸石、煤粉与排土场表面土壤结构松散。一方面固体废弃物在遭遇大风天气后,容易产生大量粉尘,为扬沙、沙尘暴等天气提供物质源,造成风力侵蚀^[17],如煤矿区产生典型的黑色沙尘暴天气;另一方面,排土场边坡松散的土体容易在降雨的作用下形成坡面径流,易造成径流灌缝,形成水力侵蚀,引发水土流失,甚至泥石流、滑坡等自然灾害^[30]。因此,黑岱沟和哈尔乌素矿区代表的准格尔矿区易受到风力侵蚀和水力侵蚀的叠加作用,区域气候的变化是其叠加作用的直接原因。本文关注在矿区发生的 2 种侵蚀营力间的联系与差别,对于矿区土壤风水复合侵蚀研究仍有欠缺,未来需针对 2 种侵蚀营力的相互作用进一步开展观测研究,利用野外观测数据对模型参数进行律订和验证,以提高模拟的精准度。

4 结论

1) 1990—2020 年,研究区整体土壤风力侵蚀和水力侵蚀模数呈波动下降趋势,区域水土保持工作具有阶段性成效。

2) 从 1990—2020 年的风蚀和水蚀模数变化看,矿区侵蚀模数增加的比例高于对照区,说明露天开采作业一定程度上加速土壤风蚀和土壤水蚀的自然侵蚀速率,其中对水蚀的影响更为显著。

3) 从风力侵蚀和水力侵蚀的空间分布看,风蚀和水蚀在一定坡度地区存在相互抑制作用,在矿区开采建设过程中需注意采矿区和排土场边坡坡度的调控。

参考文献:

- [1] 才庆祥,陈彦龙.中国露天煤矿70年成就回顾及高质量发展架构体系[J].煤炭学报,2024,49(1):235-260.
CAI Q X, CHEN Y L. Review of 70 years' achievements and high-quality development architecture system of surface coal mining in China[J]. Journal of China Coal Society, 2024, 49(1): 235-260.
- [2] 景明,白中科,陈晓辉,等.黄土丘陵区大型露天煤矿地形时空演变分析:以平朔安家岭露天煤矿为例[J].安全与环境工程,2014,21(3):1-6.
JING M, BAI Z K, CHEN X H, et al. Analysis of the spatial-temporal evolution of terrain in large opencast mines of loess hilly region: A case study of anjialing opencast coal mine[J]. Safety and Environmental Engineering, 2014, 21(3): 1-6.
- [3] 张超彪.抚顺西露天矿区地质灾害风险评价[D].辽宁阜新:辽宁工程技术大学,2022.
ZHANG C B. Risk assessment of geological disasters in Fushun west open-pit mine area[D]. Fuxin, Liaoning: Liaoning Technical University, 2022.
- [4] 王丹宁.基于Landsat数据的海州露天矿区生态环境尺度特征[D].辽宁阜新:辽宁工程技术大学,2022.
WANG D N. Scale characteristics of ecological environment in Haizhou open-pit mining area based on Landsat data[D]. Fuxin, Liaoning: Liaoning Technical University, 2022.
- [5] 彭苏萍,毕银丽.黄河流域煤矿区生态环境修复关键技术及战略思考[J].煤炭学报,2020,45(4):1211-1221.
PENG S P, BI Y L. Strategic consideration and core technology about environmental ecological restoration in coal mine areas in the Yellow River basin of China[J]. Journal of China Coal Society, 2020, 45(4): 1211-1221.
- [6] 刘巍.干旱区露天煤矿扬尘排放特征及其对周边植物的影响[D].乌鲁木齐:新疆大学,2017.
LIU W. The opencast mine dust characteristics in arid land and its impact on the surrounding plants[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2017.
- [7] 张昂.露天矿区CO₂浓度时空变化研究[D].四川绵阳:西南科技大学,2023.
ZHANG A. Study on temporal and spatial variation of CO₂ concentration in open-pit mining area[D]. Mianyang, Sichuan: Southwest University of Science and Technology, 2023.
- [8] 陈首序,董玉祥.风蚀气候侵蚀力研究进展[J].中国沙漠,2020,40(5):65-73.
CHEN S X, DONG Y X. A review of the research on wind erosion climatic erosivity[J]. Journal of Desert Research, 2020, 40(5): 65-73.
- [9] 尹作堂.黄河流域土壤水蚀时空分异特征及驱动因素分析[D].济南:山东师范大学,2024.
YIN Z T. Analysis of spatio-temporal differentiation characteristic and influencing factors of soil water erosion in the Yellow River basin[D]. Jinan: Shandong Normal University, 2024.
- [10] 栗珂珂,周詹杭,王真.中国土壤侵蚀的社会经济空间驱动因素研究:基于多尺度地理加权回归模型的分析[J].华中农业大学学报,2024,43(6):29-38.
LI K K, ZHOU Z H, WANG Z. Analyzing socio-economic spatial factors driving soil erosion in China based on multi-scale geographically weighted regression model[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2024, 43(6): 29-38.
- [11] BORRELLI P, ROBINSON D A, FLEISCHER L R, et al. An assessment of the global impact of 21 st century land use change on soil erosion[J]. Nature Communications, 2017, 8: e2013.
- [12] 石学瑾,张彪,郭家龙,等.黄土高原典型小流域土壤侵蚀时空演变[J].地理学报,2024,79(7):1787-1803.
SHI X J, ZHANG B, GUO J L, et al. Spatial-temporal evolution of soil erosion in a typical watershed of the Loess Plateau[J]. Acta Geographica Sinica, 2024, 79(7): 1787-1803.
- [13] 陈俞池,何源,Ahmd Ehab Talat,等.基于PLUS-CSLE模型的窟野河流域不同土地利用变化情景的土壤侵蚀分析及预测[J/OL].环境科学,1-15[2025-04-09].
<https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202406130>.
CHEN Y C, HE Y, TALAT A, et al. Analysis and prediction of soil erosion under different land use change scenarios in Kuye River basin based on PLUS-CSLE model[J/OL]. China Industrial Economics, 1-15 [2025-04-09]. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202406130>.
- [14] 谢剑亮,熊立,谭永滨,等.矿区遥感监测及土壤侵蚀研究进展[J].江西科学,2023,41(3):492-500.
XIE J L, XIONG L, TAN Y B, et al. Progress in research on remote sensing monitoring and soil erosion in mining areas[J]. Jiangxi Science, 2023, 41(3): 492-500.
- [15] 祖智君.晋陕蒙交界地区能源开发研究[D].北京:中央民族大学,2010.
ZU Z J. Study on energy development in the border area of Shanxi, Shaanxi and Mongolia[D]. Beijing: Central University for Nationalities, 2010.
- [16] 曹彪,白云岗,李玉生,等.新疆煤矿水土流失及生态环境危害分析[J].中国水土保持,2020(6):11-15.
CAO B, BAI Y G, LI Y S, et al. Soil and water loss and ecological environment damage in Xinjiang coal mine[J]. Soil and Water Conservation in China, 2020(6): 11-15.
- [17] 范淑花.鄂尔多斯盆地准格尔旗砒砂岩成岩及风化作用机制研究[D].北京:中国地质大学(北京),2019.
FAN S H. Study on diagenesis and weathering mechanism of pisha sandstone in Zhungeer banner of Ordos

- basin[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2019.
- [18] 毛雪阳, 梁洁, 侯湖平, 等. 人类活动对西部生态脆弱矿区生态系统服务的影响: 以鄂尔多斯市为例[J]. 矿业研究与开发, 2022, 42(4): 153-159.
- MAO X Y, LIANG J, HOU H P, et al. Study on the impact of human activities on ecosystem services in the ecological critical mining areas of western China: Taking Ordos City as an example [J]. Mining Research and Development, 2022, 42(4): 153-159.
- [19] 迟文峰, 白文科, 刘正佳, 等. 基于 RWEQ 模型的内蒙古高原土壤风蚀研究[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1024-1033.
- CHI W F, BAI W K, LIU Z J, et al. Wind erosion in Inner Mongolia Plateau using the revised wind erosion equation[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(6): 1024-1033.
- [20] 张攀, 姚文艺, 刘国彬, 等. 土壤复合侵蚀研究进展与展望[J]. 农业工程学报, 2019, 35(24): 154-161.
- ZHANG P, YAO W Y, LIU G B, et al. Research progress and prospects of complex soil erosion[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(24): 154-161.
- [21] 中华人民共和国生态环境部. 全国生态状况调查评估技术规范: 生态系统服务功能评估 HJ 1173—2021[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2021.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Technical specification for investigation and assessment of national ecological status: Ecosystem services assessment HJ 1173—2021 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2021.
- [22] 段淑怀, 李永贵, 刘宝元, 等. 北京地区土壤流失方程[C]. 全国第二届水土保持监测学术研讨会论文集. 武汉, 2005: 7-17.
- DUAN S H, LI Y G, LIU B Y, et al. The equation of soil loss in Beijing area [C]. Proceedings of the Second National Symposium on Soil and Water Conservation Monitoring. Wuhan, 2005: 7-17.
- [23] 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 and Power Press, 2008.
- [24] 姜艳丰. 1961—2014 年内蒙古地区最高、最低气温变化特征[J]. 现代农业, 2020(8): 104-105.
- JIANG Y F. Variation characteristics of maximum and minimum temperatures in Inner Mongolia from 1961 to 2014 [J]. Modern Agriculture, 2020(8): 104-105.
- [25] 周颖, 曹月娥, 杨建军, 等. 准噶尔盆地东部土壤风蚀危险度评价[J]. 中国沙漠, 2016, 36(5): 1265-1270.
- ZHOU Y, CAO Y E, YANG J J, et al. Assessment of wind erosion hazard degree in the Zhundong area, Xinjiang, China [J]. Journal of Desert Research, 2016, 36(5): 1265-1270.
- [26] 杜睿哲, 李文栋, 高文浩, 等. 气候、地表覆被变化对砒砂岩区风蚀时空变化的影响[J]. 水土保持研究, 2023, 30(5): 31-40.
- DU R Z, LI W D, GAO W H, et al. Influence of climate and surface cover changes on spatiotemporal changes of wind erosion in pisha sandstone area [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(5): 31-40.
- [27] 迟文峰, 王月甜, 党晓宏, 等. 黄河流域土壤侵蚀时空演变与格局特征[J]. 中国沙漠, 2023, 43(3): 305-317.
- CHI W F, WANG Y T, DANG X H, et al. Temporal variation and spatial pattern of soil erosion in the Yellow River basin [J]. Journal of Desert Research, 2023, 43(3): 305-317.
- [28] 赵蒙恩. 鄂尔多斯市生态环境变化及影响因素研究[D]. 江苏 徐州: 中国矿业大学, 2023.
- ZHAO M E. Study on ecological environment change and influencing factors in Ordos City [D]. Xuzhou, Jiangsu: China University of Mining and Technology, 2023.
- [29] 邵亚琴, 汪云甲, 李永峰, 等. 草原区煤电基地土壤风-水复合侵蚀研究[J]. 中国矿业大学学报, 2020, 49(6): 1223-1232.
- SHAO Y Q, WANG Y J, LI Y F, et al. Study on soil water-wind compound erosion of prairie coal-electricity base [J]. Journal of China University of Mining and Technology, 2020, 49(6): 1223-1232.
- [30] 杨丽萍. 准格尔黑岱沟露天煤矿内排土场边坡稳定性分析[D]. 辽宁 阜新: 辽宁工程技术大学, 2007.
- YANG L P. Analysis the slope stability inner spoil dump of Zhunge'er Heidaigou open-pit coal mine [D]. Fuxin, Liaoning: Liaoning Technical University, 2007.