

黄河小浪底库区土壤侵蚀驱动因子定量归因分析

余万洋¹, 赵龙山^{1,2}, 张劲松², 孟平², 巴音吉³, 张金鑫²

(1. 贵州大学林学院, 贵阳 550025; 2. 中国林业科学研究院林业研究所, 北京 100091; 3. 中国地质调查局烟台海岸带地质调查中心, 山东 烟台 264004)

摘要: 为评价小浪底库区 30 年来土壤侵蚀特征及其影响因素, 基于 RUSLE 模型, 估算小浪底库区 1990—2020 年土壤侵蚀模数, 分析土壤侵蚀时空变化特征, 并结合地理探测器定量分析植被覆盖度、土地利用类型、海拔、坡度和降雨量等影响因子对土壤侵蚀格局的影响。结果表明: (1) 小浪底库区土壤侵蚀模数从 1990 年的 $3\,150\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 下降至 2020 年的 $1\,554\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 土壤流失总量减少 50.00%。高等级土壤侵蚀持续向低等级侵蚀转变, 从 1990—2020 年, 剧烈、极强烈、强烈、中度和轻度侵蚀面积分别下降 53.92%, 64.51%, 55.65%, 39.68% 和 3.28%, 而微度侵蚀面积则上升 41.13%。现阶段土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主, 其次是轻度侵蚀, 两者分别占总侵蚀面积的 60.02% 和 24.08%。(2) 小浪底库区严重的土壤侵蚀主要分布在库区西南部(平陆县、陕州区)、东南部(济源市、孟津县)和中部(垣曲县)等人类活动集中的部分地区, 但在时空上呈收缩聚集的特征。(3) 植被覆盖度与土地利用类型对小浪底库区土壤侵蚀强度的解释力高于其他因子, 植被覆盖度最高可解释 42.09% 的土壤侵蚀, 土地利用类型最高可解释 28.64% 的土壤侵蚀, 双因子的协同作用增强对土壤侵蚀的解释力。低海拔($<718\text{ m}$)、缓坡($8^\circ\sim 16^\circ$)地区由于人类活动可及性高, 植被覆盖度较低是土壤侵蚀的高风险区, 可加强这些区域的生态恢复及水土保持措施建设。

关键词: RUSLE; 土壤侵蚀; 小浪底库区; 地理探测器

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2023)03-0155-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbxb.2023.03.021

Quantitative Attribution Analysis of Driving Factors of Soil Erosion in Xiaolangdi Reservoir Area of the Yellow River

YU Wanyang¹, ZHAO Longshan^{1,2}, ZHANG Jinsong², MENG Ping², BA Yinji³, ZHANG Jinxin²

(1. College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025; 2. Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091; 3. Yantai Coastal Zone Geological Survey Center, China Geological Survey, Yantai, Shandong 264004)

Abstract: In order to evaluate the characteristics of soil erosion and its driving factors in the Xiaolangdi Reservoir area in the past 30 years, this study estimated the soil erosion modulus in the Xiaolangdi Reservoir area from 1990 to 2020 based on the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), and analyzed the spatial-temporal variation characteristics of soil erosion. Then combined with geographic detector, the effects of vegetation coverage, land use type, altitude, slope and rainfall on soil loss patterns were quantitatively analyzed. Results showed that: (1) The soil erosion modulus in the Xiaolangdi reservoir area decreased from $3\,150\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ in 1990 to $1\,554\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ in 2020, and the total soil erosion decreased by 50.00%. The intensity of soil erosion also changed from high level to lower level. From 1990 to 2020, the area of extremely severe, very severe, severe, moderate and slight erosion decreased by 53.92%, 64.51%, 55.65%, 39.68% and 3.28%, respectively. While the area of very slight erosion increased by 41.13%. At the present stage, the main erosion intensity was very slight erosion, followed by slight erosion, which accounted for 60.02% and 24.08% of the total erosion area, respectively. (2) Serious soil erosion in the Xiaolangdi Reservoir area was mainly distributed in the southwest (Pinglu County, Shanzhou District), southeast (Jiyuan City, Mengjin County) and central (Yuanqu County) of the reservoir area where human activities are concentrated, but it

收稿日期: 2022-10-21

资助项目: 财政部地质矿产与资源环境调查专项(ZD20220142); 国家重点研发计划项目(2020YFA0608101); 中国博士后科学基金项目(2020M670527)

第一作者: 余万洋(1996—), 男, 贵州六盘水人, 博士研究生, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: wanyangyu2022@163.com

通信作者: 赵龙山(1985—), 男, 甘肃古浪县人, 教授, 博士, 博士生导师, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: longshanzh@163.com

tended to shrink and gather in time and space. (3) Vegetation coverage and land use type had higher explanatory power than other factors, vegetation coverage could explain up to 42.09% of soil erosion, while land use type could explain up to 28.64% of soil erosion, and the interaction of different factors enhanced the explanatory power of soil erosion risk. Low altitude (< 718 m) and gentle slope ($8^{\circ}\sim 16^{\circ}$) areas were high risk areas for soil erosion due to the high accessibility of human activities and low vegetation coverage. Ecological restoration and soil and water conservation measures in these areas should be strengthened.

Keywords: RUSLE; soil erosion; Xiaolangdi Reservoir; GeoDetector

土壤侵蚀是全球性环境问题之一,造成诸如土壤退化和生产力下降、生态环境恶化、淤塞水库湖泊等问题^[1]。并且在人类活动和气候变化的共同作用下,预计未来几十年土壤侵蚀速度将继续加快^[2]。在此背景下,对土壤侵蚀进行定量评估和确定最佳管理措施,以保护土壤资源和防止水土流失已成为一项基础性工作^[3]。土壤侵蚀的定量评估有径流小区观测、人工模拟降雨、同位素示踪和数学模型等多种方法,其中,模型成为大尺度土壤侵蚀预测的常用方法^[4],而经验模型 RUSLE 由于其适用性以及和地理信息系统(GIS)兼容,便于进行空间分析,在国内外受到广泛使用^[5-6]。

对土壤侵蚀的定量评估研究^[7]表明,在大多数易侵蚀地区,通过采取土壤保持措施和可持续土壤管理措施,可有效减少区域的土壤侵蚀。然而,由于不同区域的土壤性质、地形、气候、土地利用等自然和人为因素的复杂相互作用,土壤流失速率难以控制^[8]。因此,深入认识和定量识别土壤侵蚀的影响因素,对精准了解区域土壤侵蚀发生的主要驱动因素及针对性地开展水土流失治理工作具有重要意义。以往研究^[9]已经确定土壤侵蚀的一个或多个影响因素,但缺乏对单个和多个相互作用因素的定量归因分析,或者大多采用传统的统计方法,如相关或回归统计方法来检测驱动因素,忽略土壤侵蚀的空间异质性和因子之间的交互作用^[10]。地理探测器作为探测空间异质性并揭示潜在驱动力的统计方法,可通过探测地理现象的空间异质性来检测 2 个自变量之间的任何关系,量化它们对因变量的相对贡献,提供交互结果,并可以识别风险区分布范围^[11]。

黄河流域是我国西北重要的生态屏障与经济地带,黄河流域的生态文明建设与高质量发展在我国经济发展和生态安全方面具有重要的地位^[12]。小浪底水利枢纽位于黄河中游最后一段峡谷的出口,是治理开发黄河的关键控制性工程,分别控制着黄河总面积、总排水量、总泥沙排放量的 92.3%,91.5%,98.0%^[13]。工程建设使用后极大改善黄河下游防洪形势,也显著影响下游河岸带的开发和保护^[14]。而小浪底库区地处黄土高原东南部,属黄土丘陵区,是典型的生态脆弱区,库区的水土流失治理与生态环境修复不仅关系

水库的正常使用功能,也事关整个黄河流域的生态文明建设与高质量发展。工程实施至今,库区内的生态修复工作(如退耕还林工程)持续开展,但该背景下的小浪底库区土壤侵蚀时空特征及驱动机制还未有研究进行评价。因此,基于 RUSLE 模型估算小浪底库区 1990—2020 年土壤侵蚀模数,并利用地理探测器量化不同影响因子及其相互作用对库区土壤侵蚀格局的贡献,划分土壤侵蚀高风险区,以期科学评价小浪底库区生态文明建设工作的水土保持效益及更合理有效的开展土壤侵蚀风险区治理工作提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

小浪底库区($111^{\circ}19'—112^{\circ}27'E$, $34^{\circ}40'—35^{\circ}31'N$)位于黄河中游、黄土高原东南部。包含河南省的孟津、济源、浍池、新安、陕州、湖滨等 6 个县(市)和山西省的垣曲、夏县、平陆、闻喜、绛县、翼城、阳城、沁水等 8 个县(市)。库区面积 5 943 km²,海拔为 128~2 301 m,属于黄土高原东南部的黄土丘陵区(图 1)。库区热量充沛,雨量少,日照时间长,蒸发量大,年平均气温为 12.4~14.3℃,年蒸发量 1 300~1 600 mm,相对湿度 62%^[13]。

1.2 数据来源与处理

研究使用数据及来源见表 1。其中,通过研究区遥感影像数据解译得到土地利用信息,将遥感影像经几何校正、图像裁剪、图像增强等预处理,通过监督分类得到土地利用类型数据,分类精度在 90%以上, kappa 系数 >0.87 ,分类结果较可靠。将各气象站点日降水数据在 GIS 中用克里金法进行空间插值得到栅格数据。最后,由于不同数据源在投影方法和尺度上的差异,将所有栅格数据重投影到 WGS_1984_UTM_Zone_49N,数据栅格重采样为 30 m $\times$ 30 m。

1.3 研究方法

1.3.1 RUSLE 模型 基于 RUSLE 模型的普遍适用性和与 GIS 的兼容性,利用 RUSLE 模型和 GIS 对小浪底库区 1990—2020 年的土壤侵蚀特征进行估算。模型公式为:

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

式中:A 为年均土壤流失量[t/(hm²·a)];R 为降雨

侵蚀力因子 $[MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$; K 为土壤可蚀性因子 $[t \cdot hm^2 \cdot h/(hm^2 \cdot MJ \cdot mm)]$; LS 为地形因子(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)降雨侵蚀力因子(R)。气象站的常规降水数据包括年、月、日降水数据,但年、月降水数据精度较低,日降水数据能提供更多的降水特征信息。采用章文波等^[15]以日降雨为基础计算半个月降雨侵蚀力并累积估算年降雨侵蚀力的方法计算降雨侵蚀力,公式为:

$$R_{hm} = \alpha \sum_{j=1}^n (P_{dj})^\beta \tag{2}$$

$$R_y = \alpha \sum_{i=1}^{24} R_{hm,i} \tag{3}$$

$$\beta = 0.8363 + 18.144/P_{d12} + 24.455/P_{y12} \tag{4}$$

$$\alpha = 21.586\beta^{-7.1891} \tag{5}$$

式中: R_{hm} 为半个月的降雨侵蚀力 $[MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$; R_y 为年降雨侵蚀力 $[MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$; j 是某半月内发生侵蚀性降雨的天数(天); P_{dj} 是半月内 j

天的侵蚀性降雨($>12\text{ mm}$)的日降雨量(mm); α 和 β 为模型参数; P_{d12} 为侵蚀性降雨的年平均日降雨量(mm),即一年 $\geq 12\text{ mm}$ 的日降雨量之和与相应天数之和的比值; P_{y12} 为侵蚀性降雨年总量的年平均日降雨量(mm),即 $\geq 12\text{ mm}$ 的日降雨量累积值的年平均日降雨量。

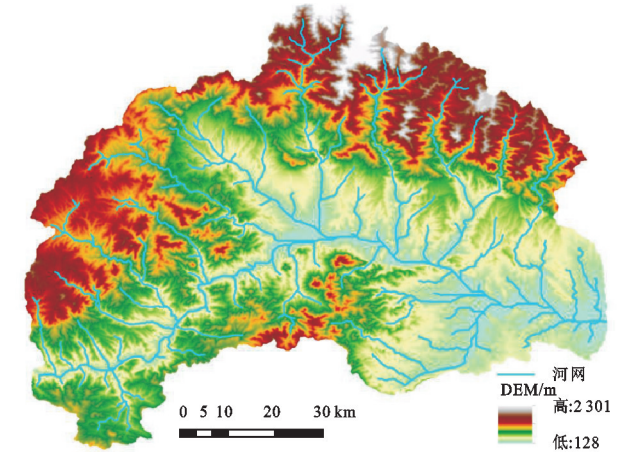


图 1 小浪底库区概况

表 1 研究使用数据来源

数据类型	数据来源	时间分辨率	空间分辨率	说明
降水量数据	中国气象数据网	1981—2020 年	—	库区及周围 9 个气象观测站 1981—2020 年的逐日降雨资料
土壤属性数据	寒旱区科学大数据中心基于世界土壤数据库 (HWSD) 的中国土壤数据集(v1.1)	—	1 km×1 km	包括土壤砂粒、粉粒、黏粒百分比及土壤有机碳含量
遥感影像数据	地理空间数据云	1990 年、2000 年、2010 年、2020 年	30 m×30 m	Landsat TM/OLI 系列卫星多波段遥感影像,云量<5%,6—9 月
DEM 数据	地理空间数据云	—	30 m×30 m	ASTER GDEM V2 版

(2)土壤可蚀性因子(K)。以土壤属性数据为基础,利用 EPIC 模型^[16] 计算不同类型土壤的 K 值。模型公式为:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 \text{SAN} \left(1 - \frac{\text{SIL}}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \times \left[1 - \frac{0.7\text{SN}_1}{\text{SN}_1 + \exp(-5.51 + 22.9\text{SN}_1)} \right] \tag{6}$$

式中: SAN 、 SIL 和 CLA 分别为砂粒(%)、粉粒(%)和黏粒(%); C 为土壤有机碳含量(%); $\text{SN}_1 = 1 - \text{SAN}/100$ 。

(3)地形因子(LS)。在 RUSLE 模型中,利用坡度因子(S)和坡长因子(L)来评价地形对土壤侵蚀的影响。本研究采用 McCool 等^[17] 定义的 L 因子公式和 Liu 等^[18] 建立的 S 因子公式,建立 LS 因子计算公式:

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & \theta < 9^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.50 & 9^\circ \leq \theta \leq 18^\circ \\ 21.91 \sin \theta - 0.96 & \theta > 18^\circ \end{cases} \tag{7}$$

$$L = (\gamma/22.13)^m \tag{8}$$

$$m = \begin{cases} 0.2 & \theta < 1\% \\ 0.3 & 1\% \leq \theta < 3\% \\ 0.4 & 3\% \leq \theta < 9\% \\ 0.5 & \theta \geq 9\% \end{cases} \tag{9}$$

式中: S 为坡度因子(无量纲); L 为坡长因子(无量纲); θ 为斜率(%); γ 为坡长(m); m 为坡长指数,随着斜率的变化取值不同。

(4)植被覆盖与管理因子(C)。归一化植被指数(NDVI)是目前评价植被覆盖度最广泛使用的植被指数,蔡崇法等^[19] 利用遥感波段信息提取 NDVI ,建立植被指数与 C 因子的关系公式。公式为:

$$C = \begin{cases} 1 & f = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f & 0 < f \leq 78.3\% \\ 0 & f > 78.3\% \end{cases} \tag{10}$$

$$f = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\text{soil}}}{\text{NDVI}_{\text{veg}} - \text{NDVI}_{\text{soil}}} \tag{11}$$

式中: f 为植被覆盖度(%); $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 为裸地或无植被覆盖地区的 NDVI 值; NDVI_{veg} 为纯植被像元的 NDVI 值。

(5)水土保持措施因子(P)。在 RUSLE 中, P 因子值是最难确定的因子,也是模型输入参数中最不

可靠的参数。 P 因子值可以根据土地利用类型确定,参考相关研究成果^[20],将耕地、草地、林地、建设用地、水体和未利用地的 P 值分别定义为 0.35, 0.30, 0.23, 0.90, 0 和 1.00。

1.3.2 地理探测器 为探讨小浪底库区土壤侵蚀格局的相关影响因素及其交互作用的解释力,采用地理探测器方法。地理探测器包括 4 个模块。

分异及因子探测以 q 统计量为基础,量化各因子对土壤侵蚀的影响,其公式为:

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

$$SSW = \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2, SST = N \sigma^2 \quad (12)$$

式中: q 表示与土壤侵蚀相关的影响因子的解释力,数值在 0~1, q 值越大表示影响因子对土壤侵蚀格局的解释力越强; $h=1; L$ 为变量 Y 或因子 X 的分层; N_h 和 N 分别代表层 h 和全区的单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别为层 h 的方差和 Y 在整个区域的全局方差; SSW 和 SST 分别为层内方差之和与区域总方差。

交互探测器可用于分析不同因子间的交互作用对土壤侵蚀的影响,2 个因素之间的相互作用可分为非线性减弱、双因子增强、独立和非线性增强;生态探测器用于检测土壤侵蚀影响因子间是否有显著差异;风险探测器用来判断 2 个子区域之间属性的均值是否存在显著差异,识别土壤侵蚀的高危区域。

土壤侵蚀受自然因素和人为活动的共同作用,因此,选取多年平均降雨量、海拔、坡度、植被覆盖度和土地利用类型等 5 类因子作为自变量,土壤侵蚀强度作为因变量放入地理探测器中进行运算。参考王劲峰等^[11]提出的离散化方法及先验知识^[9-10]对小浪底库区的 4 类连续变量因子进行分级离散处理,并通过最大 q 值确定分级(表 2),其中,土地利用分级与研究区土地利用分类一致。为提取栅格信息,通过 GIS 创建渔网,按 1 km×1 km 格网提取得到 23 771 个格点,并将每一格点上的影响因子栅格数据采样作为地理探测器的输入数据。

2 结果与分析

由于南蟒河于小浪底库区境内穿过,在济源水文观测站可观测到南蟒河出口泥沙含量,因此,选择位于济源市的部分蟒河流域(480 km²)1980—2017 年的输沙模数作为观测数据,将其与小浪底库区土壤侵蚀模数进行比较。水文站 1980—1990 年、1991—2000 年、2001—2010 年和 2011—2017 年多年平均输沙模数分别为 3 021, 2 104, 1 990, 1 350 t/(km²·a), 计算得到小浪底库区 1990 年、2000 年、2010 年和 2020

年土壤侵蚀模数分别为 3 150, 1 913, 2 309, 1 554 t/(km²·a),二者相关系数为 0.924 4,表明观测和模拟结果存在较强的相关性,模拟结果较为理想,得到的结果可用于进一步分析。

表 2 连续数值变量离散化

离散化	影响因子			
	海拔/m	坡度/(°)	多年平均 降水量/mm	植被 覆盖度/%
1	122~377	0~4	575~595	0~9
2	377~548	4~8	595~609	9~25
3	548~718	8~12	609~619	25~39
4	718~898	12~16	619~627	39~50
5	898~1076	16~20	627~636	50~60
6	1076~1255	20~25	636~647	60~70
7	1255~1459	25~30	647~659	70~80
8	1459~1723	30~36	659~674	80~91
9	1723~2303	36~59	674~698	91~100

2.1 土壤侵蚀基本特征

小浪底库区土壤侵蚀模数下降趋势明显,从 1990 年的 3 150 t/(km²·a)下降至 2020 年的 1 554 t/(km²·a),降幅为 49.33%。库区土壤侵蚀强度空间分布见图 2,不同时期土壤侵蚀强度的空间格局基本相似,但幅度有所变化,4 个时期严重的土壤侵蚀均主要分布在研究区中部、东南部和西南部,从 1990—2020 年呈不断收缩聚集的特征。将小浪底库区的土壤侵蚀强度按水利部发布的《土壤侵蚀分类分级标准》(SL 190—2007)^[21]分为 6 个等级,分别统计各侵蚀等级面积及所占百分比。由表 3 可知,在研究时段内,研究区的土壤侵蚀以微度和轻度侵蚀为主,占总面积的 67%以上,土壤侵蚀状况整体得到明显控制。1990 年强烈以上土壤侵蚀强度面积为 1 199.78 km²,至 2020 年该面积下降至 501.04 km²,下降比率为 41.76%,微度和轻度侵蚀面积则持续增加,二者面积在 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年分别占总面积的 67.42%, 73.99%, 74.20% 和 84.10%。

2.2 土壤侵蚀强度动态变化特征

利用转移矩阵进一步分析不同土壤侵蚀强度之间的时间变化特征。由表 4 可知,1990—2000 年,不同土壤侵蚀强度间转化明显,转化总面积 2 570.06 km²,占研究区总面积的 43.25%,转化以微度和轻度侵蚀的转入以及强烈、极强烈、剧烈侵蚀的转出为主要特征,其中,微度侵蚀共转入 638.90 km²,轻度侵蚀共转入 830.29 km²。2000—2010 年,转化总面积 2 459.44 km²,占研究区总面积的 41.38%,以轻度侵蚀的转入为主,转入面积 888.22 km²,主要由微度(473.10 km²)和中度(261.98 km²)侵蚀转化而来。同时,此阶段剧烈侵蚀面积增加,净增长面积 28.64 km²,主要由中度、

强烈、极强烈侵蚀转化而来。2010—2020 年,转化总面积 2 765.12 km²,占研究区总面积的 46.53%,为 3 个时段中变化最大的阶段。该阶段中,除微度侵蚀外,其他侵蚀等级均表现出净转出的特征,以轻度侵蚀向微度侵蚀转化为主,微度侵蚀转入面积 1 270.48

km²,其中,有 963.55 km²的轻度侵蚀转出为微度侵蚀,占微度侵蚀转入面积的 76.00%。总体上,小浪底库区的土壤侵蚀在 1990—2020 年表现出全面好转、局部恶化的特征,高等级土壤侵蚀强度不断向低等级土壤侵蚀强度转化。

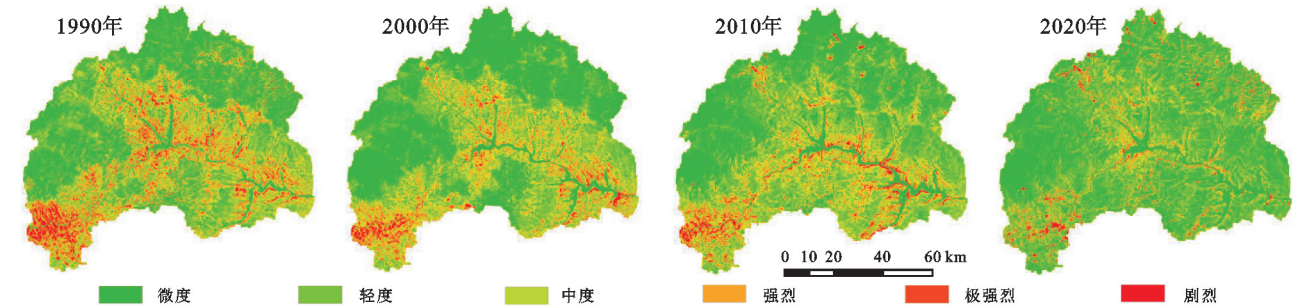


图 2 小浪底库区 1990—2020 年土壤侵蚀强度空间分布

表 3 小浪底库区 1990—2020 年不同土壤侵蚀强度面积及比例

侵蚀强度	1990 年		2000 年		2010 年		2020 年	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
微度	2527.36	42.53	2811.08	47.30	2657.26	44.71	3566.75	60.02
轻度	1479.43	24.89	1585.92	26.69	1752.73	29.49	1430.97	24.08
中度	736.41	12.39	742.74	12.50	732.21	12.32	444.22	7.47
强烈	438.12	7.37	356.87	6.00	336.72	5.67	194.32	3.27
极强烈	418.00	7.03	264.89	4.46	253.86	4.27	148.35	2.50
剧烈	343.66	5.78	181.48	3.05	210.20	3.54	158.37	2.66

2.3 土壤侵蚀格局的影响因子分析

2.3.1 基于地理探测器的土壤侵蚀影响因子定量归因 根据因子探测器的结果,土地利用类型、坡度、多年平均降雨量、海拔、植被覆盖度对土壤侵蚀强度均有显著影响($p<0.01$)(表 5)。其中,植被覆盖度对土壤侵蚀强度的影响显著大于其他 4 个因子,解释力(q 值)最高为 0.420 9,其次是土地利用类型(0.286 4)、坡度(0.042 8)、海拔(0.014 9)和多年平均降水量(0.007 6),说明土地利用/覆盖是小浪底库区土壤侵蚀格局的主要影响因子,土地利用/覆盖的变化对降低小浪底库区土壤侵蚀起着重要作用。

交互探测结果(表 6)表明,双因子交互作用的 q 值大于单因子。统计解释力排在前 4 位的交互作用方式,植被覆盖度与坡度、土地利用类型、海拔和多年平均降雨量均存在较强的交互作用,表明植被覆盖度的不同显著影响库区土壤侵蚀的空间分异性。其中,植被覆盖度与坡度的交互协同作用解释力最强,表现为非线性增强,解释力最高达 0.678 1,意味着研究区的土壤侵蚀防治除提高植被覆盖外,还应考虑坡度的影响。分析不同植被覆盖度和坡度等级上的土壤侵蚀模数,不同植被覆盖度等级的土壤侵蚀模数变化更明显,随植被覆盖度的增加,土壤侵蚀模

数迅速降低(图 3)。随坡度增加,土壤侵蚀模数表现出先增加后降低的特征,与坡耕地退耕有关。其次为土地利用类型与植被覆盖的交互作用,表现为双因子增强, q 值最高为 0.537 0,表明通过改变土地利用方式,增加植被覆盖度等退耕还林措施是造成小浪底库区土壤侵蚀下降的主要原因。植被覆盖度与海拔的交互作用也较大, q 值最高为 0.455 2,海拔对土壤侵蚀的影响表现为低地形特征(图 3),当海拔大于某一值后,土壤侵蚀模数迅速下降,可能与人类活动的可及性有关。

小浪底库区各影响因子对土壤侵蚀分布高风险区见表 7。植被覆盖度 $<25\%$,土地利用类型为未利用地(包括矿山和无植被覆盖度的裸地、撂荒地等)是研究区土壤侵蚀高风险区,两者土壤侵蚀强度均值分别为 14 853,17 694 t/(km²·a),明显高于其他影响因子高风险区土壤侵蚀强度,应加强区域的植被恢复和水土保持措施建设。在地形上,海拔 <718 m,坡度在 $8^{\circ}\sim16^{\circ}$ 属于土壤侵蚀高风险区,平均土壤侵蚀强度分别为 2 646,5 077 t/(km²·a),主要分布在研究区中部,为农业活动和城镇集中区。降雨量在 595~698 mm 属于土壤侵蚀高风险区,主要位于研究区东部和南部,包括垣曲县、阳城县、济源市等地。

表 4 小浪底库区 1990—2020 年不同土壤侵蚀强度面积转移矩阵

单位: km²

1990 年	2000 年						
	微度	轻度	中度	强烈	极强烈	剧烈	转出
微度	/	268.18	46.56	17.28	13.75	10.37	356.14
轻度	506.39	/	145.74	39.96	21.30	10.75	724.14
中度	77.24	362.38	/	55.36	30.42	14.90	540.30
强烈	26.14	122.87	164.98	/	32.58	16.49	363.06
极强烈	18.40	57.64	136.48	100.57	/	29.60	342.69
剧烈	10.73	19.22	52.84	68.91	92.03	/	243.73
转入	638.90	830.29	546.60	282.08	190.08	82.11	/

2000 年	2010 年						
	微度	轻度	中度	强烈	极强烈	剧烈	转出
微度	/	473.10	106.78	31.19	14.69	10.17	635.93
轻度	378.72	/	225.98	66.98	34.29	16.00	721.97
中度	65.37	261.98	/	97.47	57.19	30.06	512.07
强烈	20.05	81.91	88.81	/	55.00	34.12	279.89
极强烈	11.62	48.17	51.80	41.16	/	47.56	200.31
剧烈	6.86	23.06	28.20	23.01	28.14	/	109.27
转入	482.62	888.22	501.57	259.81	189.31	137.91	/

2010 年	2020 年						
	微度	轻度	中度	强烈	极强烈	剧烈	转出
微度	/	243.07	58.68	24.20	17.79	20.30	364.04
轻度	963.55	/	90.92	31.76	23.10	20.55	1129.88
中度	205.88	335.76	/	30.65	19.83	20.84	612.96
强烈	57.58	126.48	78.87	/	16.53	15.21	294.67
极强烈	27.07	70.01	62.12	36.81	/	19.51	215.52
剧烈	16.40	33.89	35.34	29.32	33.10	/	148.05
转入	1270.48	809.21	325.93	152.74	110.35	96.41	/

表 5 土壤侵蚀强度影响因子的解释力 q 值

年份	海拔	坡度	土地利用类型	植被覆盖度	多年平均降水量
1990	0.0149	0.0428	0.2864	0.4209	0.0076
2000	0.0207	0.0332	0.1647	0.3568	0.0184
2010	0.0141	0.0332	0.1023	0.2580	0.0317
2020	0.0235	0.0228	0.1256	0.2214	0.0038

表 6 小浪底库区 1990—2020 年土壤侵蚀影响因子交互作用探测

影响因子	年份	海拔	坡度	土地利用类型	植被覆盖度	多年平均降水量
海拔	1990	0.0149				
	2000	0.0207				
	2010	0.0141				
	2020	0.0235				
坡度	1990	0.2762	0.0428			
	2000	0.2867	0.0332			
	2010	0.3227	0.0332			
	2020	0.1061	0.0228			
土地利用类型	1990	0.3076	0.4723	0.2864		
	2000	0.3130	0.2195	0.1647		
	2010	0.2482	0.1896	0.1023		
	2020	0.1397	0.2070	0.1256		
植被覆盖度	1990	0.4552	0.6781	0.5370	0.4209	
	2000	0.3798	0.5554	0.4534	0.3568	
	2010	0.2955	0.4594	0.3938	0.2580	
	2020	0.2824	0.3568	0.3323	0.2214	
多年平均降水量	1990	0.1921	0.0700	0.3177	0.4481	0.0076
	2000	0.2527	0.0689	0.2045	0.3933	0.0184
	2010	0.2007	0.1022	0.1633	0.3260	0.0317
	2020	0.0545	0.0397	0.1568	0.2968	0.0038

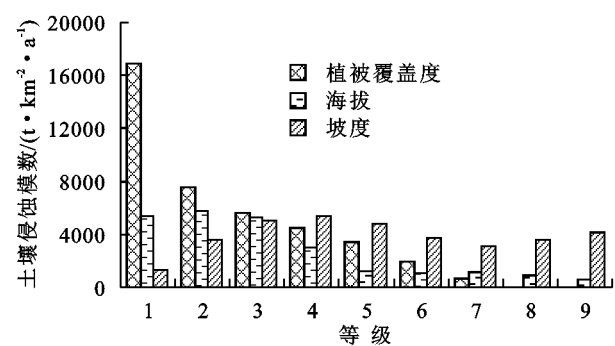


图 3 不同植被覆盖度等级、坡度和海拔等级的土壤侵蚀模数

2.3.2 土地利用/覆盖变化对土壤侵蚀的影响 通过地理探测器结果表明,植被覆盖度与土地利用类型的解释力最大,因此,进一步分析土地利用/覆盖变化对研究区土壤侵蚀变化的影响。由图 4 研究区 1990—2020 年植被覆盖度的空间变化特征可知,经退耕还林后,研究区低植被覆盖区域不断减小,平均

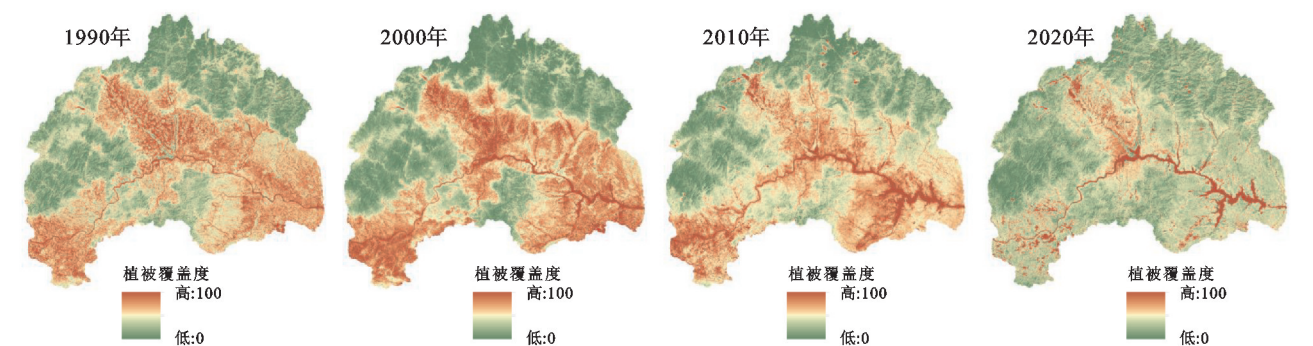


图 4 小浪底库区 1990—2020 年植被覆盖度空间分布

统计研究区 1990—2020 年来各土地利用类型的变化及其土壤侵蚀模数(表 8)。1990 年研究区主要土地利用类型为林地和耕地,面积分别为 2 609.43, 2 585.73 km²,分别占总面积的 43.91%和 43.51%。退耕还林工程实施后,耕地面积不断减少,林地面积明显

植被覆盖度亦从 1990 年的 52.62%增加至 2020 年的 63.91%。植被覆盖度与土壤侵蚀强度在空间分布上存在较高的一致性,4 个时期低植被覆盖度区域均出现在研究区中部、西南部和东南部,土壤侵蚀强度强烈以上也发生在这些区域,主要包括垣曲县、济源市、孟津县、平陆县、陕州区等部分地区,此区域土地利用类型主要为耕地和建设用地,人类活动强度较大。

表 7 各影响因子高风险区及土壤侵蚀强度平均值

影响因子	高风险区	平均土壤侵蚀强度/($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)
植被覆盖度	<25%	14853
土地利用类型	未利用地	17694
坡度	8°~16°	5077
海拔	<718 m	2646
多年平均降水量	659~698 mm	2334

增加,至 2020 年,林地面积为 4 687.86 km²,耕地面积为 353.50 km²,分别占总面积的 78.88%和 5.95%。在各土地利用类型中,林地和草地的侵蚀模数明显小于耕地、建设用地和未利用地,意味着随林地面积增加,耕地面积减少,研究区发生的土壤流失也相应减少。

表 8 小浪底库区 1990—2020 年各土地利用类型面积及年平均土壤侵蚀模数

土地利用类型	1990 年		2000 年		2010 年		2020 年	
	面积/ km ²	侵蚀模数/ ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	面积/ km ²	侵蚀模数/ ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	面积/ km ²	侵蚀模数/ ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	面积/ km ²	侵蚀模数/ ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)
林地	2609.43	1042	4147.60	662	4176.13	905	4687.86	416
草地	334.08	55	273.29	87	554.90	396	341.92	540
耕地	2585.73	3468	1193.44	2145	649.48	1572	353.50	1685
建设用地	31.42	5321	51.79	2219	301.57	3276	345.69	2249
未利用地	259.35	5296	122.77	4525	41.40	5300	38.69	2809
水域	122.96	0	154.08	0	219.48	0	175.30	0

进一步分析研究区 1990—2020 年各土地利用类型土壤流失量,结果见表 9。1990 年研究区内耕地上的土壤流失量为 $1\,013.18 \times 10^4$ t,占流失总量的 70.97%,表明耕地产生的土壤侵蚀是研究区主要的侵蚀来源。退耕还林后,耕地面积持续减少,耕地产生的土壤流失量也不断降低,至 2020 年,耕地的土壤流失量降低为 128.41×10^4 t,变化率为 87.33%,占流

失总量的 18.32%。其他土地利用类型的土壤流失量也随面积变化而发生不同程度的变化。总体上,30 年来研究区土壤流失量下降 726.71×10^4 t,下降至原来土壤流失总量的 1/2。

3 讨论

小浪底库区 1990—2020 年的土壤侵蚀呈下降趋

势,土壤侵蚀模数从 1990 年的 $3\,150\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 下降至 2020 年的 $1\,554\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。此变化趋势与黄土高原大部分地区是一致的,如北洛河上游流域^[22]的土壤侵蚀模数从 1990 年的 $18\,190\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 减小至 2010 年的 $2\,858\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$;马家沟流域^[7]1999 年以前土壤侵蚀模数为 $8\,740\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,至 2008 年土壤侵蚀模数降低至 $5\,700\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$;整个黄土高原地区^[20]的平均土壤侵蚀模数也从 1991—1995 年的 $1\,013\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 减小至 2011—2015 年的 $559\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。土壤侵蚀发生的变化与退耕还林工程的实施有关,如黄土高原地区自退耕还林以来,超过 $2 \times 10^6\text{ hm}^2$ 的农田被转化为草地和森林,植被覆盖度从 1998 年的 49% 上升到 2018 年的 63%^[23]。Jin 等^[20]研究表明,土地利用和植被覆盖等地表条件的变化对土壤侵蚀的空间异质性有显著影响,对黄土高原土壤侵蚀减少的贡献率为 119%,与本研究的结果是一致的。地理探测器结果表明,植被覆盖度和土地利用类型是影响小浪底库区土壤侵蚀格局的主要因素。事实上,土壤侵蚀受人为活动和自然因素的共同作用,但在流域尺度上,降雨、土壤物理和地形特征等自然因素在短时间内没有明显变化^[24],因此,由退耕还林活动造成的土地利用/覆盖变化是库区土壤侵蚀变化的主要原因。

表 9 1990—2020 年各土地利用类型土壤流失量

土地利用 类型	土壤流失量/ 10^4 t				变化率/% (1990—2020 年)
	1990 年	2000 年	2010 年	2020 年	
林地	266.53	586.90	743.07	479.63	79.96
草地	1.77	2.36	74.87	14.22	701.88
耕地	1013.18	452.53	160.23	128.41	-87.33
建设用地	11.00	20.02	152.12	77.55	604.88
未利用地	135.14	67.15	20.71	1.09	-99.19

1990 年,小浪底库区耕地和林地面积分别占总面积的 43.51%,43.91%,而耕地的土壤流失量占土壤流失总量的 70.97%,退耕还林后,至 2020 年,耕地和林地面积比例分别为 5.95%,78.88%,土壤流失总量相较于 1990 年降低近 50%,表明耕地发生的土壤侵蚀是库区主要的土壤侵蚀来源。农田或裸露的土壤由于低植被覆盖导致土壤颗粒暴露于雨滴的直接冲击,使土壤颗粒脱离,增加土壤对侵蚀的敏感性^[6];且小浪底库区属黄土丘陵区,区内沟壑纵横,土质疏松,土壤裸露或耕作活动易发生严重的土壤侵蚀^[25],因此,随耕地大面积减少,小浪底库区内的土壤流失量亦大幅下降。另外,耕地被林地替代后,库区的植被覆盖度从 1990 年的 52.62% 上升至 2020 年的 63.91%,随着植被盖度的增加,冠层有效截留降雨,地表枯落物可以

减弱雨滴动能,导致土壤侵蚀下降^[8]。

土地利用类型、植被覆盖度是小浪底库区土壤侵蚀格局的主要影响因子,但除此之外,其他环境因子的空间分布也对库区土壤侵蚀的格局产生一定影响。如在不同的坡度等级和海拔梯度中土壤侵蚀模数有明显差异。随坡度的增加土壤侵蚀模数先增加后降低,Sun 等^[6]、王封等^[26]研究也得到类似结果,即坡度对土壤侵蚀的影响具有临界坡度。另外,随坡度的增大,植被覆盖度也增加(图 5),与库区坡耕地退耕有关,因此,研究区临界坡度较低(约为 20°),土壤侵蚀风险区也发生在 $8^\circ \sim 16^\circ$ 农业活动区。库区海拔高度越高,土壤侵蚀模数越小,与人类活动的可及性有关,高海拔地区人类活动可及性有限,不易对原始环境造成较大的干扰^[27]。同时,植被覆盖度随海拔的升高而增加(图 5),低海拔地区由于人类活动强烈、植被覆盖度较低成为土壤侵蚀风险区,在之后进一步水土流失防治工作中可加强区域的水土保持措施的建设。

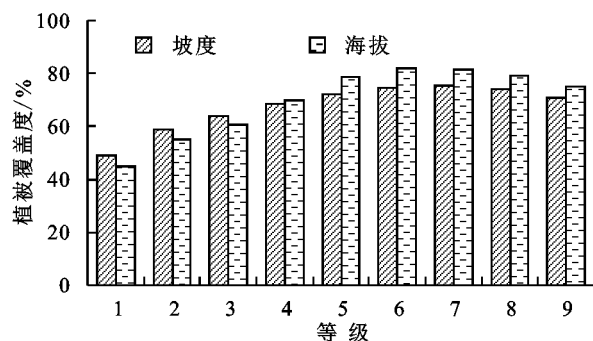


图 5 不同海拔和坡度等级的植被覆盖度

RUSLE 模型的不确定性存在于数据中,输入数据的分辨率是土壤侵蚀计算中不确定性的主要来源^[24]。首先是时间分辨率,以间隔 10 年为 1 期的影像提取土地利用类型数据时间跨度较大,对中间过渡时间的具体情况不能完全表达,但可以反映研究区土壤侵蚀变化趋势;其次是空间分辨率,DEM、遥感影像的空间分辨率为 30 m,虽然,在流域尺度上,该分辨率已能满足研究需求,但会出现因分辨率产生的误差。另外,RUSLE 模型中各因子的计算方法较多,研究选择的计算方法多参考黄土高原地区相关研究的方法,但不能排除因计算方法而产生的误差,如研究中 C 因子通过建立植被指数与 C 因子的关系式计算,精度可能受卫星图像质量影响^[8],其次,P 因子是 RUSLE 模型中最难确定的因子^[28],研究中 P 因子值通过土地利用类型确定,受土地利用解译精度的影响,在之后的研究中可提高遥感影像的解译精度以得到更精确的 P 因子。此外,地理探测器空间数据离散化过程是探索空间关联、识别地理变量的敏感阶段,空间离散化方法的变化通常影响变量的相对重要

性^[29],不同的离散化方法对解释力的具体数值及风险区的范围可能略有不同。采用最大 q 值的离散化方法是区域性的最优方法^[10],其解释力揭示各影响因子对土壤侵蚀格局的相对贡献以及土壤侵蚀易发生区域,研究的结果仍可为研究区后续的水土保持工作提供有意义的参考。

4 结论

小浪底库区1990—2020年土壤侵蚀模数呈明显下降趋势,从1990年的 $3\,150\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 下降到2020年的 $1\,554\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,30年来土壤流失量减少 $726.71 \times 10^4\text{ t}$,减少近1/2的土壤流失总量。库区内的土壤侵蚀强度以微度和轻度为主,二者面积占总面积的67%以上,中度、强烈、极强烈和剧烈侵蚀不断向微度和轻度侵蚀转移,从1990—2020年,中度以上侵蚀转移为微度和轻度的面积比例为16.67%。

强烈、极强烈、剧烈等侵蚀强度主要分布在研究区中部、东南部和西南部,包括垣曲县、济源市、孟津县、平陆县、陕州区等部分地区,主要土地利用类型为耕地和建设用地,在时空上呈收缩聚集的特征。

各影响因子对土壤侵蚀格局的解释力为:植被覆盖度>土地利用类型>坡度>海拔>多年平均降雨量。双因子的交互作用增强土壤侵蚀的解释力,植被覆盖度与坡度、土地利用类型、海拔和多年平均降雨均具有较强的交互作用,其中,植被覆盖度与坡度交互作用最强,其次是植被覆盖度与土地利用类型,由于短期内坡度不会发生明显的变化,因此,由退耕还林造成的土地利用/覆盖变化是研究区土壤侵蚀格局发生变化的主要因素。

植被覆盖度<25%,土地利用类型为未利用地,海拔<718 m,坡度在 $8^\circ \sim 16^\circ$ 属于土壤侵蚀高风险区,可以针对这些区域开展进一步的水土流失防治工作。

参考文献:

- [1] 李占斌,朱冰冰,李鹏.土壤侵蚀与水土保持研究进展[J].土壤学报,2008,45(5):802-809.
- [2] Borrelli P, Robinson D A, Panagos P, et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015—2070)[J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2020,117(36):21994-22001.
- [3] 王猛,王鹤松,姜超,等.基于RUSLE和地理探测器模型的西南地区土壤侵蚀格局及定量归因[J].应用基础与工程科学学报,2021,29(6):1386-1402.
- [4] Li P F, Mu X M, Holden J, et al. Comparison of soil erosion models used to study the Chinese Loess Plateau[J].Earth

Science Reviews,2017,170:17-30.

- [5] 陈正发,龚爱民,宁东卫,等.基于RUSLE模型的云南省土壤侵蚀和养分流失特征分析[J].水土保持学报,2021,35(6):7-14.
- [6] Sun W Y, Shao Q Q, Liu J Y, et al. Assessing the effects of land use and topography on soil erosion on the Loess Plateau in China[J].Catena,2014,121:151-163.
- [7] 魏艳红,焦菊英.黄土丘陵沟壑区不同土地利用方式下小流域侵蚀产沙特征[J].水土保持学报,2021,35(3):96-103.
- [8] Gao J B, Wang H, Zuo L Y. Spatial gradient and quantitative attribution of karst soil erosion in Southwest China[J].Environmental Monitoring and Assessment,2018,190:e730.
- [9] Gao J B, Wang H. Temporal analysis on quantitative attribution of karst soil erosion: A case study of a peak-cluster depression basin in Southwest China[J].Catena,2019,172:369-377.
- [10] Liang S Z X, Fang H Y. Quantitative analysis of driving factors in soil erosion using geographic detectors in Qiantang River catchment, Southeast China[J].Journal of Soils and Sediments,2021,21:134-147.
- [11] 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.
- [12] 董亚宁,范博凯,李少鹏,等.生态文明视角下黄河流域生态保护和高质量发展研究[J].生态经济,2022,38(2):217-222.
- [13] Zhao Q H, Ding S Y, Ji X Y, et al. Relative contribution of the Xiaolangdi dam to runoff changes in the Lower Yellow River[J].Land,2021,10(5):e521.
- [14] 周申蓓,黄媛媛,吕玲玲.小浪底工程建设后黄河河岸带生态系统服务价值变化[J].人民黄河,2022,44(9):122-125,154.
- [15] 章文波,谢云,刘宝元.利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究[J].地理科学,2002,22(6):705-711.
- [16] Sharply A N, Williams J R. EPIC-erosion/productivity impact calculator[M].1.1 Model determination. Technical bulletin 1768. United States Department of Agriculture,1989.
- [17] McCool D K, Foster G R, Weesies G A. Slope length and steepness factors (LS). Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agriculture handbook No 703[M].Washington:USDA,1997.
- [18] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J].Soil Science Society of America Journal,2000,64(5):1759-1763.

(下转第171页)

- 生态足迹[J].地理学报,2001,56(5):599-610.
- [14] Małgorzataś, David L, Szymon S, et al. The application of ecological footprint and biocapacity for environmental carrying capacity assessment: A new approach for European cities[J].Environmental Science and Policy Prevention,2020,105:56-74.
- [15] 闵庆文,焦雯珺,成升魁.污染足迹:一种基于生态系统服务的生态足迹[J].资源科学,2011,33(2):195-200.
- [16] 郭慧,董士伟,吴迪,等.基于生态系统服务价值的生态足迹模型均衡因子及产量因子测算研究[J].生态学报,2020,40(4):1405-1412.
- [17] 中华人民共和国国家统计局.全国农产品成本收益汇编(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:231-239.
- [18] 中华人民共和国国家统计局.中国统计年鉴(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:158-179.
- [19] 宁夏回族自治区统计局.宁夏统计年鉴(2019)[M].北京:中国统计出版社,2019:107-121.
- [20] 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.
- [21] 刘某承,李文华,谢高地.基于净初级生产力的中国生态足迹产量因子测算[J].生态学杂志,2010,29(3):592-597.
- [22] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [23] 李锋,陈春.“三生”用地功能动态变化及其生态系统服务价值响应:以顺德区为例[J].水土保持研究,2021,28(1):250-257.
- [24] 李鹏辉,张茹倩,徐丽萍.基于生态系统服务价值的生态足迹计算与分析以玛纳斯河流域为例[J].中国农业资源与区划,2022,43(1):184-196.
- [25] 齐义军,赵晓倩.基于新发展理念的黄河上游引黄灌区农业高质量发展综合评价[J].内蒙古师范大学学报(自然科学汉文版),2022,51(1):7-15.
- (上接第163页)
- [19] 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.
- [20] Jin F M, Yang W C, Fu J X, 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:e145514.
- [21] 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.
- [22] 闫瑞,张晓萍,李够霞,等.基于 RUSLE 的北洛河上游流域侵蚀产沙模拟研究[J].水土保持学报,2017,31(4):32-37.
- [23] Kou P L, Xu Q, Jin Z, et al. Complex anthropogenic interaction on vegetation greening in the Chinese Loess Plateau[J].Science of the Total Environment,2021,778:e146065.
- [24] Zhang S H, Fan W W, Li Y Q, et al. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed[J].Science of the Total Environment,2017,574:34-35.
- [25] 穆兴民,李朋飞,刘斌涛,等.1901—2016 年黄土高原土壤侵蚀格局演变及其驱动机制[J].人民黄河,2022,44(9):36-45.
- [26] 王封,刘金铜,付同刚,等.基于 RUSLE 模型的太行山区土壤侵蚀时空分异特征及影响因子研究[J].中国生态农业学报,2022,30(7):1064-1076.
- [27] Sun X Y, Jiang Z, Liu F, et al. Monitoring spatio-temporal dynamics of habitat quality in Nansihu Lake basin, eastern China, from 1980 to 2015[J].Ecological Indicators,2019,102:716-723.
- [28] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agriculture handbook No 703[M].Washington:USDA,1997.
- [29] Zhang Z H, Song Y Z, Wu P. Robust geographical detector[J].International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,2022,109:e102782.