

延河流域土壤侵蚀对 LUCC 的响应及驱动力

何佳瑛^{1,2}, 任立清³, 蒋晓辉¹, 孙昊田¹, 雷宇昕¹, 邓椿¹

(1.西北大学 城市与环境学院, 西安 710127; 2.运城学院 文化旅游系,
山西 运城 044000; 3.乌鲁木齐气象卫星地面站, 乌鲁木齐 830011)

摘要:为了探究延河流域土地利用/覆被变化对土壤侵蚀的双重效应及其驱动力,为今后水土保持和生态环境建设提供依据,采用构建土壤侵蚀对 LUCC 响应模型的方法,结合 GIS 和 RS 技术进行了研究。结果表明:(1) 1980—2018 年期间,延河流域 LUCC 引起的土壤侵蚀效应和土壤保持效应共存,土壤侵蚀效应在波动中减弱,土壤保持效应在波动中增强;(2) 同一时期内,LUCC 引起土壤侵蚀效应和土壤保持效应相抵后,1980—1990 年,LUCC 引起土壤侵蚀效应,1990—2018 年,LUCC 引起土壤保持效应;(3) 1980—1990 年,LUCC 引起土壤侵蚀效应主要受人口增长驱动,为满足人类需求,大量开垦耕地,增加建设用地,1991—2010 年,LUCC 引起的土壤保持效应主要受政策驱动,城市建设、产业结构调整等社会经济发展也起到一定作用,2011—2018 年,LUCC 引起的土壤保持效应主要受人口城市化的驱动,土地政策也起到一定的作用。可见,1990 年之前,受人口增加驱动,延河流域 LUCC 引起土壤侵蚀效应,1990 年之后,主要受经济、政策等因素的影响,延河流域 LUCC 主要引起土壤保持效应。

关键词:土壤侵蚀效应; 土壤保持效应; LUCC; 响应模型; 延河流域

中图分类号:S157

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2022)04-0184-08

Response of Soil Erosion to LUCC and Driving Forces in Yanhe River Basin

HE Jiaying^{1,2}, REN Liqing³, JIANG Xiaohui¹, Sun Haotian¹, LEI Yuxin¹, DENG Chun¹

(1.School of Urban and Environmental, Northwest University, Xi'an 710127, China;
2.Department of Culture and Tourism, Yuncheng University, Yuncheng, Shanxi 044000,
China; 3.Meteorological Satellite Ground Station of Urumqi, Urumqi 830011, China)

Abstract: In order to explore the dual effects of land use/cover change on soil erosion and its driving forces in Yanhe River Basin, provide a basis for soil and water conservation and ecological environment construction in the future, based on GIS and RS technology, the response model of soil erosion to LUCC was constructed. The results showed that during 1980—2018, soil erosion and soil conservation effects caused by LUCC, coexisted in the Yanhe River Basin, with soil erosion effects weakening and soil conservation effects intensifying; furthermore, under the same period, soil erosion and soil conservation caused by LUCC offset each other; from 1980 to 1990, LUCC caused soil erosion effect, while from 1990 to 2018, LUCC caused soil conservation effect; from 1980 to 1990, LUCC-caused soil erosion effect was mainly driven by population growth and the intensive development of agriculture to meet human needs; from 1991 to 2010, LUCC-caused soil conservation effect was mainly driven by policy, urban construction, industrial restructuring, and other socioeconomic development; and from 2011 to 2018, it was mainly driven by the urbanization of the population, and land policies was also at play. It was concluded that before 1990, driven by population increase, LUCC caused soil erosion effect, and after 1990, mainly affected by economic and policy factors, LUCC mainly caused soil conservation effect in Yanhe River Basin.

Keywords: soil erosion effect; soil conservation effect; land use/cover change; response model; Yanhe River Basin

收稿日期:2021-06-06

修回日期:2021-07-01

资助项目:国家自然科学基金面上项目“近 2000 年来黄河中游黄土高原社会-水文耦合系统演变规律研究”(51779209)

第一作者:何佳瑛(1986—),女,山西运城人,在读博士研究生,研究方向为社会水文学。E-mail:hejiaying@yeah.net

通信作者:任立清(1967—),女,新疆乌鲁木齐人,硕士,高级工程师,主要从事卫星遥感数据接收、分析与应用研究。E-mail:1224199212@qq.com

土壤侵蚀是全球范围内最典型的土地退化形式之一,导致大量肥沃土壤的流失,危及当地的粮食安全,进一步加剧贫困,流失的泥沙淤积河道,导致下游地区发生洪涝灾害,危害下游地区的人身安全和财产安全,损害人类福祉,引起严重的生态环境问题和社会经济问题^[1-2]。人类活动造成的土地退化影响了全球 $1.964 \times 10^9 \text{ hm}^2$ 的土地,其中 $1.903 \times 10^9 \text{ hm}^2$ 的土地退化是由水力侵蚀造成的,主要由森林砍伐、过度放牧以及不合理的农业生产实践引起的^[3-4],农业生产已造成了全球 75% 的土壤侵蚀,影响了世界 80% 的耕地,并对 40% 的农业土地的粮食生产产生不利影响^[5]。

国内外学者在人类活动对土壤侵蚀的影响方面,进行了广泛的研究,主要集中在土地利用变化以及水土保持措施对土壤侵蚀的影响两个方面^[6-7],经历了由定性到定量、由单一描述到综合评价的发展过程^[8-9]。现阶段常用的土壤侵蚀模型为经验统计模型和物理成因模型,物理成因模型因其涉及参数多、数据获取难、滤参过程复杂,在实际研究中受到限制,经验统计模型中的通用土壤流失方程 USLE 或修正的 RUSLE 方程,因涉及参数少、数据获取较容易,且易与 GIS 和 RS 技术相结合,在坡面侵蚀和区域侵蚀研究中被广泛应用^[10-12]。利用修正的土壤流失方程 RUSLE 模型,通过研究土地利用转移与土壤侵蚀变化的关系或者不同土地利用类型上土壤侵蚀强度指数的变化,探究土地利用变化对土壤侵蚀的影响^[13-14]。现有研究成果主要探讨的是 LUCC 引起土壤侵蚀正、负相抵后的综合效应以及驱动力,鲜有分别对 LUCC 引起的土壤侵蚀效应和土壤保持效应进行研究的,忽略了同一时期内,LUCC 对土壤侵蚀的“双重作用”。

延河流域是黄河中游黄土高原水土流失最为严重的区域之一,其中水土流失面积 $7\,127 \text{ km}^2$,占流域总面积的 92.3%,约有 60% 的面积处于强度侵蚀以上,因此,延河流域一直是我国水土保持重点治理区和退耕还林(草)工程重点建设区^[15]。研究延河流域土壤侵蚀对 LUCC 的响应及驱动力,为今后延河流域水土保持和生态环境建设提供依据,进一步促进延河流域的生态保护和高质量发展。本研究构建土壤侵蚀对 LUCC 的响应模型,探讨 1980—2018 年期间,土壤侵蚀对 LUCC 变化响应的格局和过程、LUCC 引起的土壤侵蚀效应和土壤保持效应的演化过程以及驱动力。

1 研究区概况

延河流域位于黄河流域黄土高原中部 $36^{\circ}23' - 37^{\circ}17' \text{ N}$, $108^{\circ}45' - 110^{\circ}28' \text{ E}$,黄河一级支流,发源于于

靖边县,由西北向东南,流经志丹、安塞、宝塔、延长 4 县(区),河流全长 286.9 km ,流域总面积为 $7\,725 \text{ km}^2$ (图 1)。延河流域属于中温带半干旱季风气候,降水年际变化大,年内分配极不均匀,多年平均降水量为 508.80 mm ,集中分布在 6—9 月,占全年降雨量 70% 以上。流域内地形主要以黄土丘陵沟壑区为主,其占流域面积的 90% 左右,地带性土壤中黄绵土的面积最大,占耕地面积的 80% 左右,在地表植被覆盖较低时,黄绵土抗冲性和抗蚀性较差,在暴雨发生时极易遭受侵蚀^[16]。

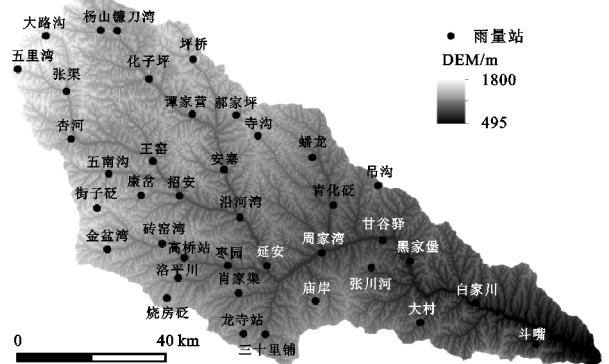


图 1 延河流域概况及雨量站点分布

特殊的气候和地质地貌条件,加上强烈的人类活动,导致延河流域成为黄土高原地区水土流失最为严重的区域之一,土壤侵蚀方式主要是水蚀。根据土壤侵蚀调查结果显示,延河流域约有 60% 的面积处于强度侵蚀以上,恶劣的沟壑地貌、夏季暴雨冲刷以及不合理陡坡耕种为主的耕作方式是该区域土壤侵蚀严重的主要原因^[17]。

2 数据与方法

2.1 数据收集

本研究基础数据包括日降雨数据、土地利用数据、NDVI 数据、DEM 数据、土壤数据以及社会经济数据。1980—1990 年、2006—2018 年日降雨数据,由流域内 38 个雨量站通过空间插值获得,源数据来自黄河水利委员会黄河水文年鉴。1991—2005 年日降雨数据,由流域内及周边 9 个气象站通过空间插值获得,源数据来自陕西省水文总站、宝塔区气象局、安塞县气象局、延长县气象局、安塞县气象局以及中国国家气象站。

1980 年、1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2018 年的土地利用数据来自黄土高原科学数据中心 (<http://loess.data.ac.cn/>),空间分辨率为 1 km 。1981 年、1990 年、1995 年 NDVI 数据是由 GIMMS AVHRR 15 d 最大合成法获得月 NDVI 数据,2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2018 年 NDVI 数据是由 MODIS 16 d 最大合成法获得月 NDVI 数据,再分

别用生长季的月平均 NDVI 数据获得年 NDVI 数据, GIMMS 和 MODIS 遥感影像数据(<https://labsweb.nascom.nasa.gov/>), 分辨率分别为 8 km 和 250 m。DEM 数据来自中国科学院资源环境科学与数据中心, 分辨率为 30 m, 土壤数据来自寒区旱区科学数据中心 HWSO 数据集。

2.2 研究方法

2.2.1 模型的构建 本研究试图探究研究期内 LUCC 对土壤侵蚀的影响, 在修正土壤流失 RUSLE 模型基础上, 构建土壤侵蚀强度对 LUCC 的响应模型。该模型不考虑前期 LUCC 的“累积效应”, 研究 t 时期到 $t+1$ 时期, LUCC 对土壤侵蚀的影响, 为了不考虑降雨变化对土壤侵蚀的影响, 该模型中的降雨侵蚀力采用 t 时期到 $t+1$ 时期的平均降雨侵蚀力。潜在土壤侵蚀 V 若为正值, 说明相比于前一时期, LUCC 引起的土壤侵蚀强度增大, V 值越大, 土壤侵蚀强度增大的越多; 若 V 为负值, 说明相比于前一时期, LUCC 所引起的潜在土壤侵蚀强度减小, V 的绝对值越大, 单位面积上潜在土壤侵蚀强度减小的越多, 潜在土壤侵蚀对当前人类活动的响应模型如下:

$$V = R \cdot K \cdot L \cdot S(H_{t+1} - H_t)$$

式中: V 为年单位面积潜在土壤侵蚀变化值, $1 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a}) = 100 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$; R 为 t 时期到 $t+1$ 时期的平均降雨侵蚀力 ($\text{MJ} \cdot \text{mm}/[\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a}]$); K 为土壤可蚀性因子 [$\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$]; L 为坡长因子; S 为坡度因子; H_{t+1} , H_t 分别为 $t+1$ 和 t 时期的 LUCC 因子。 L , S , H_{t+1} , H_t 因子为无量纲, 单位均为 1。

采用章文波^[17]、谢云^[18]等的降雨侵蚀力模型, 计算了 1980—2018 年各个雨量站或气象站年平均降雨侵蚀力, 采用 IDW 内插方法进行降雨侵蚀力空间表面插值, 得到延河流域年降雨侵蚀力分布图。采用侵蚀/生产力影响模型 EPIC 中发展的土壤可蚀性因子 K 的估算方法, 计算出土壤可蚀性因子 K 值。坡度和坡长因子计算时, 首先运用 ArcGIS 根据延河流域 30 m 分辨率的 DEM(重采样为 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) 分别提取坡度 θ 和坡长 l , 再根据学者们提出的黄土高原的坡度因子 S 和坡长因子 L 计算公式计算得到坡度坡长因子^[19-20]。根据上述模型, 利用 ArcGIS 计算 V 值时, 所有变量图层都重采样为 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 栅格。

2.2.2 土地利用/覆被变化因子计算方法 根据已有研究成果中, LUCC 对土壤侵蚀的作用机理, 土地利用类型、林草植被覆盖度以及坡耕地的坡度是 LUCC 影响土壤侵蚀的主要因素。利用修正的土壤流失 RUSLE 模型中的植被覆盖与管理因子 C 、耕作

措施因子 P 的计算方法确定土地利用类型、林草植被覆盖度以及坡耕地的坡度变化对土壤侵蚀的影响, H 因子综合考虑了土地利用类型、林草地和耕地的植被覆盖度以及耕地的坡度^[21]。在确定土地利用因子时, 借鉴我国学者张岩^[22]、江忠善^[23]等对黄土高原覆盖与管理因子的研究成果, 以及王万忠等^[24]对黄土高原水土保持因子的研究成果, 对延河流域土地利用因子 H 赋值。林地和草地的土地利用因子 H 主要与植被覆盖度相关, 把林地和草地的植被覆盖度分为 $0 \sim 20\%$, $20\% \sim 40\%$, $40\% \sim 60\%$, $60\% \sim 80\%$, $80\% \sim 100\%$ 共 5 类, 其相应的 H 值分别为 0.100, 0.080, 0.060, 0.020, 0.004 和 0.450, 0.240, 0.150, 0.090, 0.043; 耕地的土地利用因子 H 值主要与坡度有关, 将耕地的坡度分为 $0^\circ \sim 6^\circ$, $6^\circ \sim 15^\circ$, $15^\circ \sim 25^\circ$, $>25^\circ$ 共 4 类, 其相应的 H 值分别为 0.002, 0.046, 0.115, 0.138; 另外, 建设用地的 H 值为 0.900, 水体和未利用地的 H 值均为 1.000。

3 结果与分析

3.1 土壤侵蚀因子

3.1.1 降雨侵蚀力因子 延河流域在 1980 年、1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2018 年的降雨侵蚀力均值分别为 1 048.69, 1 773.24, 1 113.93, 743.09, 1 612.3, 1 450.30, 654.78, 2 088.55 $\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$, 1980—2015 年的变化基本以 10 a 为一个周期, 增减交替进行。从整个研究时段来看, 延河流域降雨侵蚀力以及其变化幅度具有增大的趋势, 这可能与全球气候变化有关, 全球气候变化导致了降雨增加和极端天气增加。1980—1990 年、1990—1995 年、1995—2000 年、2000—2005 年、2005—2010 年、2010—2015 年、2015—2018 年, 每个时期的平均降雨侵蚀力分别为 1 410.97, 1 443.59, 928.51, 1 048.74, 1 402.35, 1 052.54, 1 371.67 $\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$ (图 2), 除了 1990—1995 年和 2010—2015 年两个时期, 降雨侵蚀力波动较大之外, 其他时期降雨侵蚀力差异不大, 因此, 采用平均降雨侵蚀力可以减弱降雨侵蚀力变化对 LUCC 引起土壤侵蚀变化的干扰。

3.1.2 土壤可蚀性因子 延河流域土壤可蚀性最小值为 $0.037 7 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$, 最大值为 $0.061 1 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$, 平均值为 $0.056 8 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$ 。黄绵土在整个流域分布最为广泛, 占到整个流域的 56%, 其土壤可蚀性为 $0.059 3 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$, 大于流域内土壤平均可蚀性 $0.056 8 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$ 。

从整个流域来看,土壤可蚀性与地势具有很大的关系,土壤可蚀性弱的区域主要分布在河流两岸,沿延河干流分布;其次,分布在延河流域下游地区,呈斑块

状分布。流域上游和中游土壤平均可蚀性相当,接近 $0.0568\text{ t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}/(\text{hm}^2\cdot\text{MJ}\cdot\text{mm})$,下游土壤平均可蚀性略低于上游和中游。

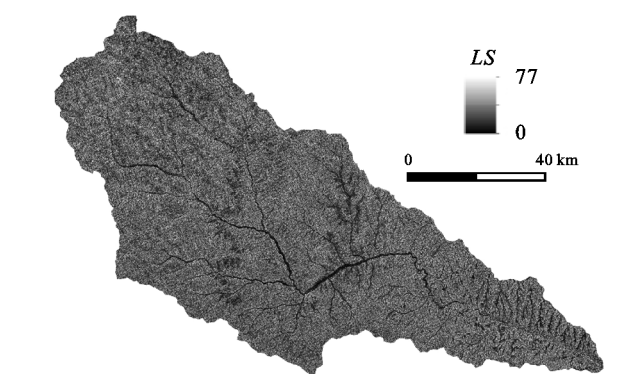
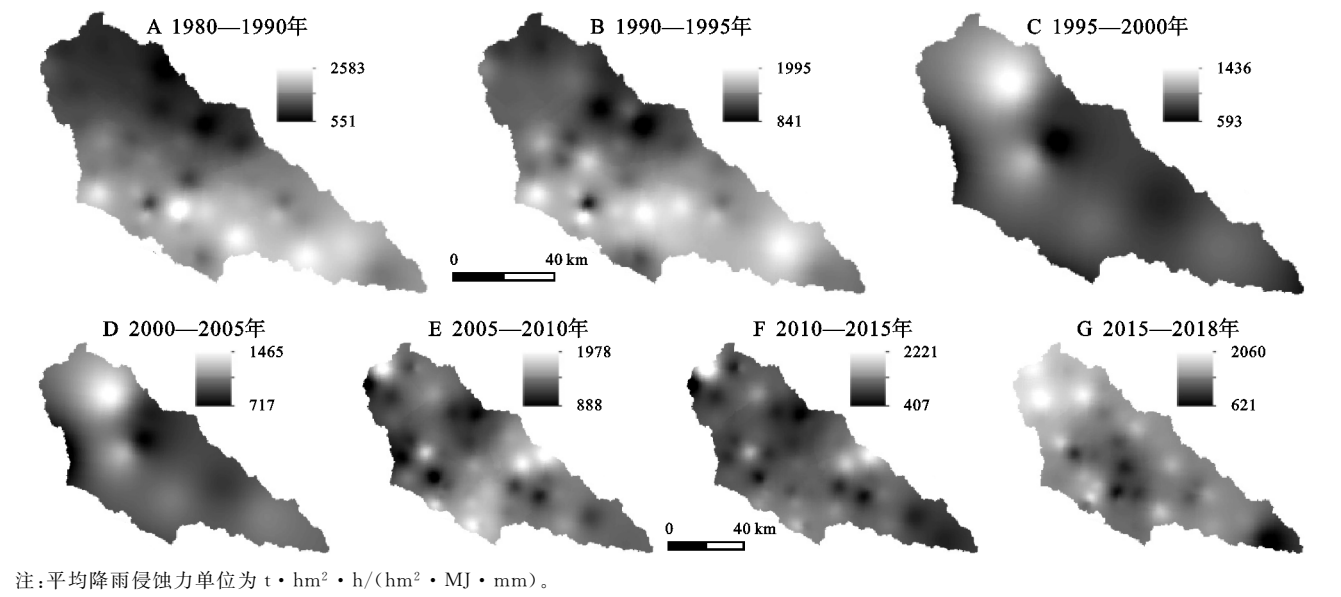


图 3 延河流域坡度坡长因子分布

3.1.3 坡度坡长因子 利用 DEM 分别提取延河流域土壤侵蚀的坡度因子和坡长因子,坡长因子 L 的平均值为 2.17,坡度因子 S 的平均值为 6.30,可见,坡度因子对延河流域土壤侵蚀的影响远大于坡长因子。延河流域坡度坡长因子 LS 值的变化范围为 0~77(当坡度坡长因子接近 0 时,取值为 1),整个流域坡度坡长因子的均值为 14.0,中游坡度坡长因子值为 14.04,与整个流域坡度坡长因子值接近,上游和下游坡度坡长因子均值接近,分别为 14.60,14.45(图 3)。

3.1.4 土地利用/覆被变化因子 1980—1990 年,延河流域土地利用/覆被变化因子平均增加了 0.019,平均减少了 0.007,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均增加 0.01。1990—1995 年,延河流域 LUCC 因子平均增加了 0.015,平均减少了 0.016,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子减小 0.001。1995—2000 年,LUCC 因子平均增加了 0.005,平均减少了 0.036,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均减少了 0.03。2000—2005

年,LUCC 因子平均增加了 0.007,平均减少了 0.03,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均减少了 0.02。2005—2010 年,LUCC 因子平均增加了 0.004,平均减少了 0.015,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均减少了 0.01。2010—2015 年,LUCC 因子平均增加了 0.004,平均减少了 0.033,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均减少了 0.03。2015—2018 年,LUCC 因子平均增加了 0.043,平均减少了 0.052,正负相抵后,整个流域 LUCC 因子平均减少了 0.02。1990—2018 年,每个时期内 LUCC 因子兼有增蚀和减蚀“双重”作用,减蚀作用大于增蚀作用,综合而言,LUCC 因子具有减蚀作用(图 4)。

3.2 LUCC 引起的土壤侵蚀变化

3.2.1 LUCC 引起土壤侵蚀的时间演化 1980—1990 年、1990—1995 年、1995—2000 年、2000—2005 年、2005—2010 年、2010—2015 年、2015—2018 年的 7 个时期内,延河流域 LUCC 引起土壤侵蚀模数增加和减少共存,表明 LUCC 的土壤侵蚀效应和土壤保持效应共存(图 5)。在这 7 个时期内,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值,分别为 $2\ 573, 1\ 859, 410, 624, 382, 256, 3\ 537\ \text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,表明 1980—2015 年,LUCC 引起的土壤侵蚀效应呈不断减弱的趋势,在 2010—2015 年侵蚀模数达到极小值 $256\ \text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$ 后,2015—2018 年侵蚀模数又急剧增加;LUCC 减小的土壤侵蚀模数均值,分别为 $744, 1\ 973, 2\ 948, 3\ 033, 1\ 704, 2\ 937, 5\ 944\ \text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,表明 LUCC 引起的土壤保持效应增强和减弱交替进行,总体上呈不断

增强的趋势。LUCC 的土壤侵蚀效应和土壤保持效应相抵后,其引起的总效应分别为 1 409,−236,−2 704,−2 658,−1 545,−3 332,−3 196 t/(km² · a),表明延

河流域 LUCC 在 1980—1990 年引起土壤侵蚀效应, 1990—2018 年引起土壤保持效应增强和减弱交替进行,总体上呈增强趋势。

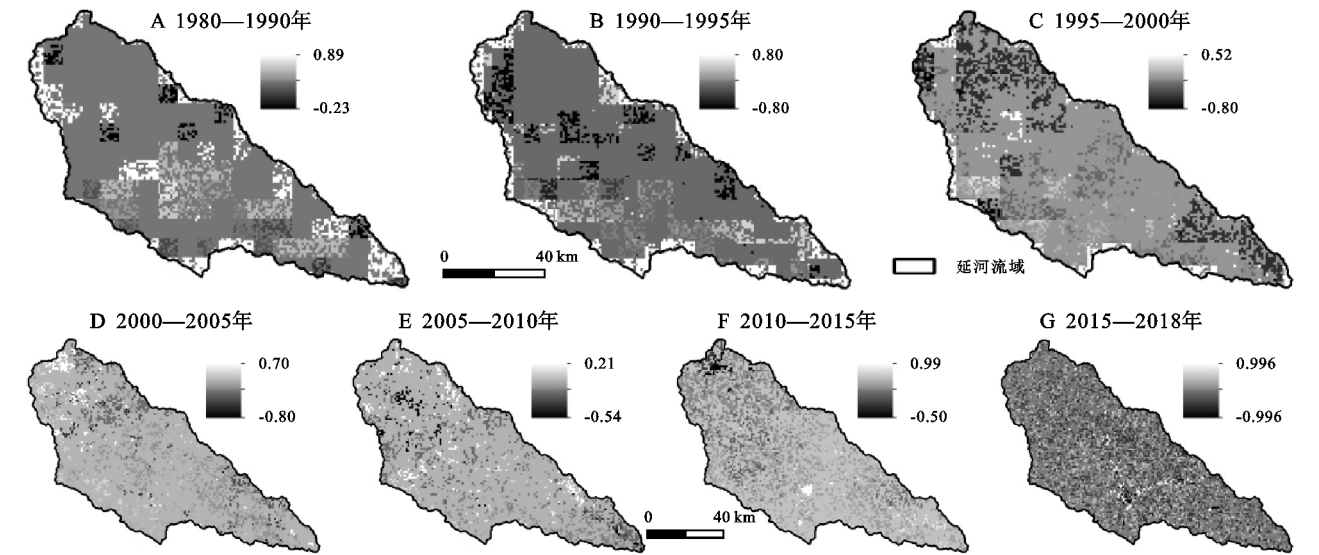


图 4 每个时期 LUCC 因子变化时空分布

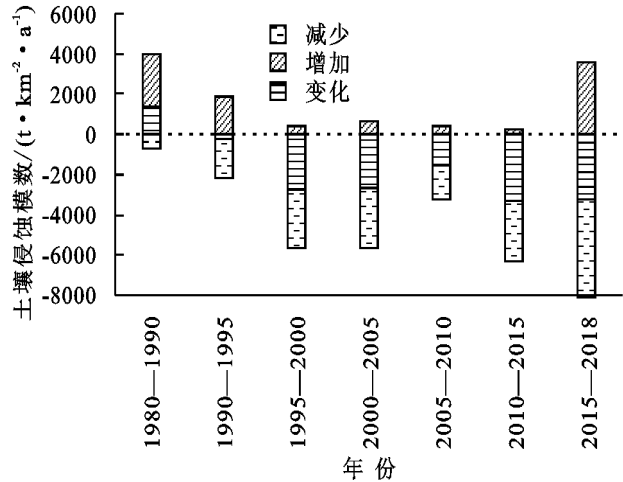


图 5 土壤侵蚀模数随时间演化趋势

3.2.2 LUCC 引起土壤侵蚀的空间演化 借鉴现阶段对黄土高原土壤侵蚀等级的划分,本研究把土壤潜在侵蚀模数变化划分为 8 个等级(表 1)。1980—2018 年的 7 个研究期内,LUCC 减少的土壤侵蚀强度,以“中度及以下减少”为主,在整个延河流域基本呈连续面状分布;“强度减少”“极强度减少”“剧烈减少”在空间上呈现出由局部“零星”分布向整个流域“均质”分布的演变规律;经历了由“极强度减少”为主,向“极强度减少”和“剧烈减少”均衡分布的演变过程(图 6)。LUCC 增加的土壤侵蚀强度,以“中度及以下增加”为主,在整个流域内的分布,1980—2005 年呈现出由中游一下游—上游演替的格局;2005—2018 年,逐渐演化为在整个流域“零星”均质分布。结果表明,LUCC 的土壤保持效应在延河流域空间上分布,呈现出由局部集中到全局均一化,面积不断扩

大,等级不断提高;LUCC 的土壤侵蚀效应在延河流域空间上的分布呈现出由集中到分散,面积不断缩小,等级不断降低。

表 1 LUCC 引起土壤侵蚀模数变化的等级

增加的土壤侵蚀模数/(t · km ⁻² · a ⁻¹)	增加的土壤侵蚀等级	减少的土壤侵蚀模数/(t · km ⁻² · a ⁻¹)	减少的土壤侵蚀等级
<5000	中度及以下增加	<-5000	中度及以下减少
5000~8000	强度增加	-5000~-8000	强度减少
8000~15000	极强度增加	-8000~-15000	极强度减少
>15000	剧烈增加	>-15000	剧烈减少

3.3 引起土壤侵蚀变化的 LUCC 过程分析

3.3.1 引起土壤侵蚀效应的 LUCC 过程分析 1980—1990 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 2 573 t/(km² · a),主要由 3.6 km²,7.8 km²的林草地分别转变成建设用地和耕地,177.2 km²林地和 1 027.7 km²草地的植被覆盖度下导致的(表 2)。1990—1995 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 1 859 t/(km² · a),主要是由 4.5 km²的林草地转化为耕地,3.1 km²草地转化为建设用地,3.4 km²的林地转化为草地,0.4 km²的草地转化为林地,10.7 km²耕地转化为林草地和建设用地以及 219.8 km²林地和 618.2 km²的草地植被覆盖度降低导致的。1995—2000 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 410 t/(km² · a),主要由 2.1 km²的林地、1.4 km²的草地转化成耕地,41 km²耕地转化成林草地和建设用地,55.8 km²的林地和 250.3 km²的草地的植被覆盖度降低导致的。2000—2005 年,LUCC 增加的

土壤侵蚀模数均值为 624 t/(km² · a),主要由耕地转化成 5.4 km² 的林地、1.9 km² 的草地、0.7 km² 水体和 2.1 km² 的建设用地,0.5 km² 的林地转化成草地,0.7 km² 的草地转化成建设用地,以及 43.1 km² 的林地和 291.9 km² 的草地植被覆盖度降低引起的。2005—2010 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 382 t/(km² · a),主要是由 4.6 km² 的耕地转化成建设用地,59.9 km² 的林地和 207.6 km² 的草地的植被覆盖度降低引起的。2010—2015 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 256 t/(km² · a),主要是由于耕地转化成 0.7 km² 的水体、5.0 km² 的建设用地、

12.2 km² 的未利用地,林地转化成 1.9 km² 的未利用地,草地转化成 1.4 km² 的耕地、9.5 km² 的未利用地,15.5 km² 的林地和 27.4 km² 的草地的植被覆盖度降低引起的。2015—2018 年,LUCC 增加的土壤侵蚀模数均值为 3 537 t/(km² · a),主要是由于 141.3 km² 林地和 230.7 km² 草地转化成耕地,235.9 km² 的林地转化成草地,321.6 km² 的耕地转化成林草地,39.8 km² 的林草地和耕地转化成建设用地,26.1 km² 林草地植被覆盖度降低,以及未利用地增加了 25.5 km² 引起的,由此可见,2015—2018 年土壤侵蚀效应的增强主要是由于耕地扩张导致的。

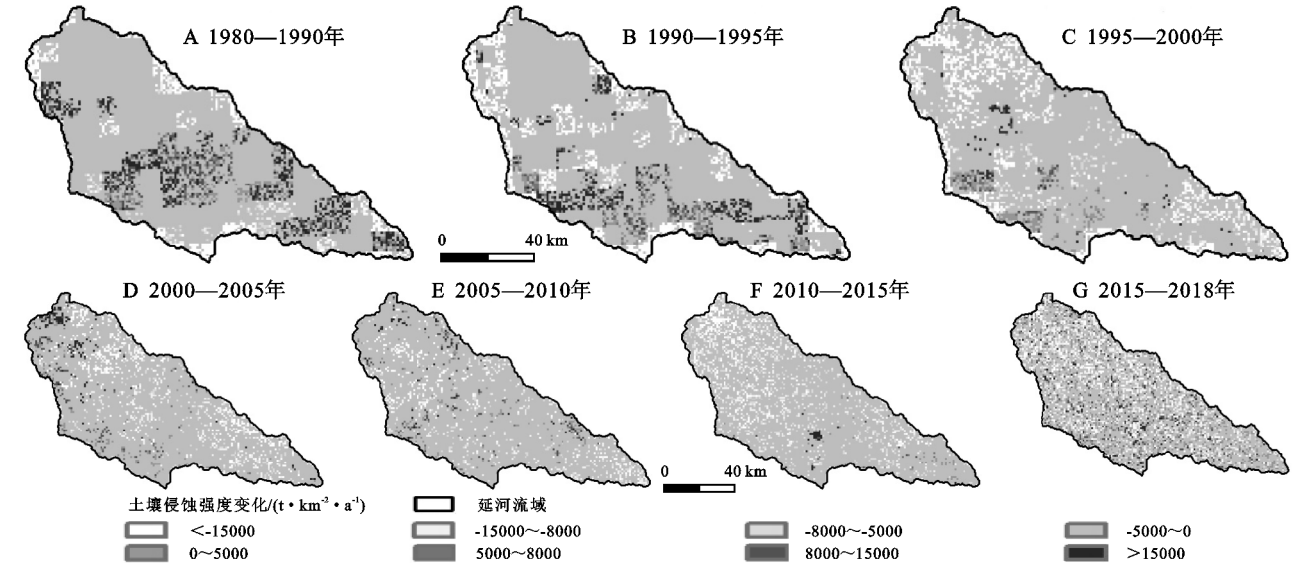


图 6 每个时期 LUCC 引起土壤侵蚀变化的时空分布

表 2 引起土壤侵蚀效应的 LUCC									km ²
时期	林地植被	草地植被	林草地	林地	草地	耕地	林草地	耕地	水体、
	覆盖度	覆盖度	↓	↓	↓	↓	↓	↓	未利用地
	降低	降低	耕地	草地	林地	林草地	建设用地	建设用地	增加
1980—1990 年	177.2	1020.7	7.8	—	—	—	3.6	—	—
1990—1995 年	219.8	618.2	4.5	3.4	0.4	7.7	3.1	3.0	—
1995—2000 年	55.8	250.3	3.5	—	—	38.9	—	2.1	—
2000—2005 年	43.1	291.9	—	0.5	—	7.3	0.7	2.1	0.7
2005—2010 年	59.9	207.6	—	—	—	—	—	4.6	—
2010—2015 年	15.5	27.4	1.4	—	—	—	—	5.0	24.3
2015—2018 年	3.6	22.5	141.3+230.7	235.9	—	321.6	25.8	14.0	25.5

注:“↓”表示土地利用转移方向;“—”表示未发生变化,下表同。

3.3.2 引起土壤保持效应的 LUCC 过程分析

1980—1990 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 744 t/(km² · a),主要是由 143.7 km² 林地、352.4 km² 草地的植被覆盖度增加引起的(表 3)。1990—1995 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 1 973 t/(km² · a),主要是由 6.2 km² 耕地还林草地,18.8 km² 的草地转化成林地,477.8 km² 草地、56.6 km² 林地植被覆盖度增加引起的。1995—2000 年,LUCC 减少的土壤侵

蚀模数为 2 948 t/(km² · a),主要由 1 322.2 km² 草地和 268.7 km² 林地植被覆盖度增加引起的。2000—2005 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 3 033 t/(km² · a),主要由 265.4、1 096.1 km² 林草地植被盖度增加,121.2 km² 耕地退耕为林草地,43.7 km² 林地转化为草地引起的。2005—2010 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 1 704 t/(km² · a),主要由 7.7 km² 耕地转化为林地,228.4 km² 林地和 838.5 km² 草

地植被覆盖度增加引起的。2010—2015 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 2 937 t/(km² · a),主要由 543.5 km² 林地和 2 385.1 km² 草地植被覆盖度增加引起的。2015—2018 年,LUCC 减少的土壤侵蚀模数为 5 944 t/(km² · a),主要由 1 321.7 km² 的耕地转化为林草地,180.0 km² 林地和 1 327.4 km² 草地植

被覆盖度增加,未利用地转化成 13.8 km² 建设用地以及 640.8 km² 林草地转化成耕地引起的。2015—2018 年,640.8 km² 林草地转化成耕地,引起的土壤保持效应增强,根据实际调研,这里的林草地应该是 2015 年之前抛荒形成的“林草地”,恢复耕作反而起到了水土保持作用。

表 3 引起土壤保持效应的 LUCC

时期	草地植被 覆盖度 增加	林地植被覆 盖度增加	耕地 ↓ 林草地	林地 ↓ 草地	草地 ↓ 林地	未利用地 ↓ 建设用地	林草地 ↓ 耕地
							km ²
1980—1990 年	352.4	147.3	—	—	—	—	—
1990—1995 年	477.8	56.6	6.2	—	18.8	—	—
1995—2000 年	1322.2	268.7	—	—	—	—	—
2000—2005 年	1096.1	265.4	121.2	43.7	—	—	—
2005—2010 年	838.5	228.4	7.7	—	—	—	—
2010—2015 年	2385.1	543.5	—	—	—	—	—
2015—2018 年	1327.4	180.0	1321.7	—	—	13.8	640.8

3.4 土壤侵蚀对 LUCC 响应的驱动力

1980—1990 年,延河流域生产力水平较低,农业为主导产业,人口基数大,增长速度快,对食物、燃料以及建设用地和建筑材料等生活资料需求量大,促使其不断乱垦滥伐、漫山放牧,水土保持工程和生态工程力度较小,对抑制土壤侵蚀作用有限。人口的生存需求以及传统的农业生产方式成为这一时期潜在土壤侵蚀主要驱动力。1990—1995 年,耕地开垦、放牧以及农村建设,仍然是土壤侵蚀增加的主要驱动力,水土保持措施和生态工程是侵蚀减小的主要的驱动力。1995—2000 年,工业化和城市化对增强侵蚀和减弱侵蚀并存,工业化初期破坏土壤侵蚀作用大于水土保持作用^[25],生态修复工程是土壤侵蚀减弱的主要驱动力^[26-27]。2000—2010 年,土壤侵蚀减弱主要受退耕还林草工程影响,林草植被覆盖度增加以及城市化吸引大量的农民进程务工,减轻对农业的压力,间接增加林草植被覆盖度^[28-29]。人口需求、农业发展、城市化以及退耕还林草工程管理不善是潜在土壤侵蚀增强主要驱动力,退耕还林草措施、城市化导致的城乡收入差距是潜在土壤侵蚀减弱的主要驱动力。2010—2018 年,除退耕还林(草)工程外,人口城市化减轻了农业人口对耕地的压力,逐渐成为土壤侵蚀减弱的主要驱动力,城市化导致的撂荒引起土壤侵蚀的增加,但城市化的土壤保持效应大于土壤侵蚀效应;由粮食危机引起的“18 亿亩耕地红线仍须坚守”以及相应的土地政策导致增加侵蚀和减弱侵蚀并存,以增加侵蚀为主^[30]。这一时期,城市化和土地政策皆具有促进土壤侵蚀增强和减弱

的“双重”作用力,前者是土壤侵蚀减弱的主要驱动力,后者是土壤侵蚀增强的主要驱动力。

由上述分析可以看出,根据 LUCC 引起土壤侵蚀的效应和驱动力不同,可以把延河流域土壤侵蚀对 LUCC 的响应分为 4 个阶段:第一阶段(1980—1990 年),在人口需求驱动下,耕地开垦、农村建设用地开发等农业农村的发展是引起潜在土壤侵蚀增加的主要驱动力,水土保持政策减蚀作用比较小,未能扭转侵蚀增加的局面;第二阶段(1991—1998 年),人口需求驱动下的农业和工业发展成为引起潜在土壤侵蚀增强的主要驱动力,政策推动下的生态工程成为潜在土壤侵蚀减弱的主要驱动力,这一阶段人类活动引起的潜在侵蚀总强度、总效应是在减弱;第三阶段(1999—2010 年),人口需求和社会生产力发展推动下的工业发展和城市化与农业发展一并成为人类活动增强侵蚀的主要驱动力,政策推动下的退耕还林工程成为人类活动减蚀的主要驱动力^[31];第四阶段(2011—2018 年),土地政策驱动下的农业发展、城市化建设是人类活动增蚀的主要驱动力,人口城市化是人类活动减蚀的主要驱动力^[32]。

4 结 论

(1) 这 7 个时期,LUCC 增加的土壤侵蚀模数分别为2 573,1 859,410,624,382,256,3 537 t/(km² · a),除 2015—2018 年,土壤侵蚀效应呈不断减弱趋势;LUCC 减少的土壤侵蚀模数分别为 744,1 973,2 948,3 033,1 704,2 937,5 944 t/(km² · a),土壤保持效应呈不断增强趋势;LUCC 引起的土壤侵蚀模数分别为

1 409, -236, -2 704, -2 658, -1 545, -3 332, -3 196 t/(km² · a), 1980—1990 年,以土壤侵蚀效应为主, 1990—2018 年,以土壤保持效应为主,且呈不断增强趋势。

(2) 1980—2018 年,LUCC 引起土壤侵蚀的主要驱动力在不断变化,不同时期的主要驱动力分别为:1980—1990 年,为了满足巨大的人口需求,不断开垦耕地、放牧;1991—1999 年,小流域水土保持政策的实施;2000—2010 年,以退耕还林(草)工程为主的生态措施的实施,以及工业发展和城市建设;2011—2018 年,人口城市化和土地政策的实施。

本研究除了得出与前人研究一致的结论外,还得出:延河流域 LUCC 的土壤侵蚀效应呈不断减弱趋势(2015—2018 年除外)、土壤保持效应呈不断增强趋势;引起土壤侵蚀效应的主要驱动力经历了人口需求—工业发展、城市建设—土地政策的演化过程;引起土壤保持效应的驱动力经历了水土保持政策—生态工程建设—人口城市化的演化过程等创新性的结论。由于本研究的时间序列较长,连续性的高分辨率遥感数据缺乏,LUCC 数据采用分辨率为 1 km² 遥感数据,导致研究结果存在一定的误差。该研究仍然没能将研究期内降雨侵蚀力和土地利用/覆被变化引起的土壤侵蚀区分开,科学分离出降雨侵蚀力的影响,定量表达 LUCC 引起土壤侵蚀随时间的演化是今后研究的方向。

参考文献:

[1] Pimentel D. Soil erosion: A food and environmental threat [J]. *Environment, Development and Sustainability*, 2006, 8 (1):119-137.

[2] Hu T, Wu J S, Li W F. Assessing relationships of eco-system services on multi-scale: A case study of soil erosion control and water yield in the Pearl River Delta [J]. *Ecological Indicators*, 2019, 99(5):193-202.

[3] Tolessa T, Dechassa C, Simane B, et al. Land use/land cover dynamics in response to various driving forces in Didessa sub-basin, Ethiopia [J]. *Geojournal*, 2020, 85: 747-760.

[4] Jacob M, Frankl A, Beeckman H, et al. North Ethiopian afro-alpine tree line dynamics and forest-cover change since the early 20th century [J]. *Land Degradation & Development*, 2015, 26(7):654-664.

[5] Bossio D, Geheb K, Critchley W. Managing water by managing land: addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods [J]. *Agricultural Water Manage*, 2010, 97(4):536-542.

[6] Sun C J, Hou H X, Chen W, et al. Effects of different plant measures on soil and water conservation in typical tableland zones on the Loess Plateau [J]. *Journal of*

Natural Resources, 2019, 34(7):1405-1416.

[7] Xu E Q, Zhang H Q. Change pathway and intersection of rainfall, soil, and land use influencing water-related soil erosion [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 113(6):1-14.

[8] 史志华,刘前进,张含玉,等.近十年土壤侵蚀与水土保持研究进展与展望[J].*土壤学报*, 2020, 57(5):1117-1127.

[9] 吴秀芹,蔡运龙.土地利用/土地覆盖变化与土壤侵蚀关系研究进展[J].*地理科学进展*, 2003, 22(6):577-584.

[10] 李天宏,郑丽娜.基于 RUSLE 模型的延河流域 2001—2010 年土壤侵蚀动态变化[J].*自然资源学报*, 2012, 27 (7):1165-1175.

[11] 赵文武,傅伯杰,吕一河,等.多尺度土地利用与土壤侵蚀[J].*地理科学进展*, 2006, 25(1):25-33.

[12] 王飞.人类活动对区域水土流失影响的定量评价[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2004.

[13] 郭建英,李锦荣,刘铁军,等.退耕还林工程建设对吴起县土地利用/覆被变化及其土壤侵蚀的影响[J].*水土保持研究*, 2013, 20(5):1-6.

[14] 张宇婷,肖海兵,聂小东,等.基于文献计量分析的近 30 年国内外土壤侵蚀研究进展[J].*土壤学报*, 2020, 57 (4):797-810.

[15] 强敏敏.延河流域水沙变化影响因素研究进展及存在问题[C]//第十八届中国科协年会:水土保持与生态服务学术研讨会论文集.西安:中国科学技术协会学会学术部,2016.

[16] 钟雪.延河流域社会水文耦合规律研究[D].西安:西北大学,2020.

[17] 章文波,谢云.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.

[18] 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.

[19] 汪邦稳,杨勤科,刘志红,等.基于 DEM 和 ArcGIS 的修正通用土壤流失方程的地形因子值提取[J].*中国水土保持科学*, 2007, 5(2):18-23.

[20] 符素华,刘宝元.土壤侵蚀量预报模型研究进展[J].*地球科学进展*, 2002, 17(1):78-84.

[21] Ayalew D A. Quantifying the sensitivity of NDVI-based C factor estimation and potential soil erosion prediction using spaceborne earth observation data [J]. *Remote Sensing*, 2020, 12(7):1-25.

[22] 张岩,刘宝元,史培军,等.黄土高原土壤侵蚀作物覆盖因子计算[J].*生态学报*, 2001, 21(7):1050-1056.

[23] 江忠善,王志强,刘志黄.土丘陵区小流域土壤侵蚀空间变化定量研究[J].*土壤侵蚀与水土保持学报*, 1996, 2(1):1-10.

[24] 王万忠,焦菊英.中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[J].*水土保持通报*, 1996, 16(5):1-20.

[25] 姚蓉.基于黄土高原退耕区农村经济发展评价及路径选择:基于延安市的实证分析[M].北京:中国社会科学出版社,2015.

- (6):1310-1321.
- [21] 熊俊楠,彭超,程维明,等.基于 MODIS-NDVI 的云南省植被覆盖度变化分析[J].地球信息科学学报,2018,20(12):1830-1840.
- [22] 何云玲,余岚,屈新星,等.云南喀斯特关键带植被时空变化特征及气候与人为影响因子解析[J].长江流域资源与环境,2021,30(2):439-447.
- [23] 马海云,张林林,魏学琼,等.2000—2015 年西南地区土地利用与植被覆盖的时空变化[J].应用生态学,2021,32(2):618-628.
- [24] Pang G, Wang X, Yang M. Using the NDVI to identify variations in, and responses of, vegetation to climate change on the Tibetan Plateau from 1982 to 2012[J]. Quaternary International, 2017,444:87-96.
- [25] 丁文荣.滇东南喀斯特地区植被覆盖变化及其影响因素[J].水土保持研究,2016,23(6):227-231.
- [26] 康雄,曹俊涛,陈成,等.不同趋势法的宁夏长时序植被变化分析[J].测绘通报,2020(11):23-27.
- [27] Jiang L, Bao A, Guo H, et al. Vegetation dynamics and responses to climate change and human activities in Central Asia[J]. Science of the Total Environment, 2017,599:967-980.
- [28] 张翀,李强,李忠峰.三江源地区人类活动对植被覆盖的影响[J].中国人口·资源与环境,2014,24(5):139-144.
- [29] 孙晓鹏,王天明,寇晓军,等.黄土高原泾河流域长时间序列的归一化植被指数动态变化及其驱动因素分析[J].植物生态学报,2012,36(6):511-521.
- [30] 金凯.中国植被覆盖时空变化及其与气候和人类活动的关系[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2019.
- [31] 何奕萱,易桂花,张廷斌,等.红河流域“通道-阻隔”作用下 2000—2014 年植被 EVI 变化趋势与驱动力[J].生态学报,2018,38(6):2056-2064.
- [32] 郑勇.川西高原近 20 年植被覆盖遥感动态监测及驱动力分析[D].成都:成都理工大学,2020.
- [33] 李同艳.西南地区植被覆盖度时空变化特征及其影响因素研究[D].昆明:云南大学,2019.
- [34] 刘群,陈振华.1982—2015 年云南省植被时空变化及其影响因子研究[J].昆明学院学报,2018,40(6):77-82.

(上接第 191 页)

- [26] 谢红霞,李锐,杨勤科,等.退耕还林(草)和降雨变化对延河流域土壤侵蚀的影响[J].中国农业科学,2009,42(2):569-576.
- [27] 汪邦稳,杨勤科,刘志红,等.延河流域退耕前后土壤侵蚀强度的变化[J].中国水土保持科学[J],2007,5(4):27-33.
- [28] 刘文超,刘纪远,匡文慧.陕北地区退耕还林草工程水土保持效应的时空特征[J].地理学报,2019,74(9):1835-1852.
- [29] 梁占岐,李锦荣,郭建英,等.退耕还林工程建设对土壤侵蚀的影响:以安塞县为例[J].水土保持研究,2016,23(3):77-81.
- [30] 侯瑞,员学峰.陕北黄土丘陵沟壑区土壤侵蚀驱动机制分析及稳定性评价[D].西安:长安大学.
- [31] 娄和震,杨胜天,周秋文,等.延河流域 2000—2010 年土地利用/覆被变化及驱动力分析[J].干旱区资源与环境,2014,28(4):16-21.
- [32] Wang L, Yan H, Wang X W. The potential for soil erosion control associated with socio-economic development in the hilly red soil region, southern China [J]. Catena, 2020,22(5):1177-1194.

(上接第 197 页)

- [17] 杨汝荣.南方红壤丘陵地区草地资源开发潜力分析[J].江西农业大学学报,2000,22(2):192-198.
- [18] 马鹏飞,夏栋,许文年,等.含水率及坡度对红壤丘陵区崩岗崩壁重力侵蚀影响规律的有限元分析[J].水利水电技术,2019,50(4):214-227.
- [19] 杜少少,洪勃,王力,等.陕北黄土地层地貌特征及工程特性综述[J].中国地质调查,2018,5(6):83-89.
- [20] 蔡强国,吴淑安,马绍嘉,等.花岗岩发育红壤坡地侵蚀产沙规律试验研究[J].泥沙研究,1996(1):89-96.
- [21] 王玉朝.红壤侵蚀特征与环境因子的关系[J].云南地理环境研究,2013,25(1):30-35.
- [22] 王英,马俊杰,王伯铎.南方丘陵红壤区抽水蓄能电站建设的生态环境影响及对策研究[J].水土保持学报,2006,20(5):142-145.
- [23] 陈辉.植被根系对黄土边坡稳定性及固土效果的影响[J].水电能源科学,2019,37(10):97-100.
- [24] 赵其国.我国南方当前水土流失与生态安全中值得重视的问题[J].水土保持通报,2006,26(2):1-8.
- [25] 顾祝军.水蚀区“林下流”发生机理与植被恢复度的遥感监测研究[D].南京:中国科学院南京土壤研究所,2008.