

引用格式: 许尔琪, 张红旗, 董光龙. 伊犁河谷土壤水力侵蚀的时空变化研究[J]. 资源科学, 2016, 38(7): 1203–1211. [Xu E Q, Zhang H Q, Dong G L. Temporal and spatial dynamics of soil water erosion in the Yili Valley[J]. *Resources Science*, 2016, 38(7): 1203–1211]. DOI: 10.18402/resci.2016.07.01

伊犁河谷土壤水力侵蚀的时空变化研究

许尔琪¹, 张红旗¹, 董光龙^{1,2}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 为量化评估多因子对伊犁河谷土壤侵蚀的影响及其联合效应, 本文应用修正土壤流失方程, 估算近30年来(1985–2000年和2000–2015两个时段)伊犁河谷土壤水力侵蚀的时空变化, 分析降雨、植被盖度和土地利用各因子对土壤侵蚀变化的作用。结果表明: 研究区总体上土壤侵蚀状况较轻, 以微度侵蚀为主, 面积占比达到83.99%, 强度侵蚀等级以上的面积占比仅为2.25%, 零星分布于南、北、中天山的局部地区; 严重土壤侵蚀主要分布在低覆盖度的草地。对比两个时段, 研究区的土壤侵蚀呈总体改善但局部恶化的趋势, 轻度侵蚀等级以上的面积都显著减少。从1985–2000年到2000–2015年, 伊犁河谷的降雨侵蚀力明显增加, 而植被覆盖与管理因子和水土保持因子的数值则显著减少, 耦合三者的时空变化, 其对伊犁河谷土壤侵蚀的影响以负效应为主。

关键词: 土壤侵蚀; RUSLE方程; 伊犁河谷; 时空变化

DOI: 10.18402/resci.2016.07.01

1 引言

土壤侵蚀造成土地退化、土壤肥力流失、土地生产力降低、河流淤积和水质污染等一系列的生态环境问题, 影响农业生产和食物安全, 制约着社会的可持续发展, 一直是国内外研究的热点^[1–3]。土壤侵蚀研究主要分为两类: 一类是野外定位的实验观测; 另一类是应用土壤侵蚀模型的数值模拟。近年来, 相关学者基于GIS和遥感技术修正土壤流失方程RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)^[4], 进行土壤侵蚀的定量评估^[5–11], 但往往忽视了土壤侵蚀变化的时间动态性, 尤其是随着气候变化和人类活动影响的加剧^[3, 12], 例如区域的降雨、植被覆盖以及水土保持措施等因子发生的变化, 皆会影响土壤侵蚀的状况, 量化评估多因子的时空变化及其对土壤侵蚀影响的正负效应, 将有利于土壤侵蚀评估的深入研究。

伊犁河谷在土地开发利用过程中, 人为不合理

的灌溉方式造成土壤侵蚀, 尤其是流域内的新垦区, 土层厚薄不均匀, 加之河谷的V型地形, 增加了水土流失风险, 但农田水土保持措施又能起到防治水土流失的作用。因此, 土地利用类型的和管理措施的变化, 加之降雨、地形和土壤等多重因子空间差异的影响, 将导致伊犁河谷土壤侵蚀状况发生复杂的变化。因此, 本研究采用RUSLE模型, 分析近30年来伊犁河谷土壤水力侵蚀的时空变化特征, 探讨降雨、植被和土地利用等影响因子与土壤侵蚀的动态变化关系, 为伊犁河谷的水土流失综合治理和水土保持规划提供科学依据。

2 研究方法

2.1 研究区概况

伊犁河谷位于新疆最西部, 处于42°15'N–44°55'N, 80°5'E–84°5'E之间(图1, 见第1209页), 海拔470–6350m, 土地面积约5.53万km²。年降水量一般在230–520mm之间, 为全疆最高; 大气相对湿度

收稿日期: 2015–12–10; 修订日期: 2016–06–19

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2014BAC15B03)。

作者简介: 许尔琪, 男, 广东汕头人, 博士, 主要从事土地利用及空间格局、生态环境效应研究。E-mail: xueq@igsnrr.ac.cn

通讯作者: 张红旗, E-mail: zhanghq@igsnrr.ac.cn

也高,平均为65%左右;年蒸发量为1200~1900mm。本区土壤类型主要有灰钙土、栗钙土、黑钙土、沼泽土、草甸土和少量盐碱土。自然植被为蒿属半荒漠草原类型,以冷蒿、因陈蒿、角果藜、早熟禾为主。该区是新疆生态环境较好的地区之一,水、土、气等自然条件组合搭配优越,是新疆主要的粮油和畜牧业基地。行政区划上包括伊宁市和伊宁、霍城、察布查尔、巩留、新源、尼勒克、特克斯、昭苏等8个县。

2.2 数据来源

采用数据及其来源详见表1。其中,两种NDVI数据以2000年NDVI数据为基础,对GIMMS与MODIS数据产品进行了一致性检验和校正^[13]。土地利用数据为刘纪远等^[14]构建的分类体系,包括耕地、林地、草地、水域、城镇工矿居民用地以及未利用地等6个一级类和25个二级类。所有数据最终重采样为30m进行计算。计算两期(1985–2000年和2000–2015年)的土壤侵蚀因子以估算伊犁河谷的土壤侵蚀量,根据数据的可得性,降雨数据的两期分别采用1979–2000年和2000–2012年,NDVI数据采用1981–2000年和2000–2014年,土地利用数据则分别采用1980s'末和2015年。

2.3 研究方法

本文采用修正土壤流失方程RULSE^[4]进行伊犁河谷的土壤水力侵蚀估算,其计算公式如下:

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

式中 A 为年均土壤侵蚀模数($t/(hm^2 \cdot a)$); 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 为坡度坡长

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。

2.3.1 降雨侵蚀力因子(R)

降雨侵蚀力因子(R)反映了降雨因素对土壤的潜在侵蚀作用,是导致土壤水力侵蚀的主要驱动因素。本文基于3h的降雨产品,采用朱强等提出的降雨侵蚀力计算方法^[15],累计计算次降雨侵蚀力,估算年降雨侵蚀力因子 R ,公式如下:

$$R = \sum_{k=1}^n \{ [0.29 - 0.2088 \exp(-0.082 i_{avr})] \times \Delta V \times I_{180} \} \quad (2)$$

式中 R 为年降雨侵蚀力因子($(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)$); i_{avr} 为3h降雨产品的平均降雨强度; I_{180} 为次降雨过程中最大的3h降雨强度; n 为该年内降雨的次数。

2.3.2 土壤可蚀性因子(K)

土壤可蚀性因子(K)是表征土壤性质对侵蚀敏感程度的指标,反映土壤被降雨侵蚀力分离、流水冲刷和搬运难易程度。本文采用目前应用广泛的Williams等提出的EPIC土壤可蚀性计算模型^[16],土壤可蚀性 K 因子可通过土壤砂粒、粉粒、黏粒含量和土壤有机质来计算,公式如下:

$$K = 0.1317 \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.025 6SAN \left(1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \times 1 - \left(\frac{0.25C}{C + EXP(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left(1 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \quad (3)$$

表1 数据来源及概况

Table 1 Data source and description

数据名称	格式	空间分辨率	来源
1979–2012年降雨	栅格	0.1°	寒区旱区科学数据中心,中国区域高时空分辨率地面气象要素驱动数据集(http://westdc.westgis.ac.cn/)
数字高程模型DEM	栅格	30m	地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/)
土壤质地1:100万	栅格	1km	寒区旱区科学数据中心,中国土壤特征数据集(http://westdc.westgis.ac.cn/)
土壤有机质1:100万	矢量	1km	国家科技基础条件平台-国家地球系统科学数据共享平台(www.geodata.cn)
1981–2000年GIMMS NDVI数据	栅格	8km	寒区旱区科学数据中心,中国地区长时间序列GIMMS植被指数数据集(http://westdc.westgis.ac.cn/)
2000–2014年MODIS NDVI数据	栅格	1km	MODIS数据产品MOD 13A3植被指数产品(https://ladsweb.nascom.nasa.gov/data/)
1980s'末土地利用图	矢量	30m	中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)
2015年土地利用图	矢量	30m	Landsat8 OLI影像(http://glovis.usgs.gov/)人工目视解译

2016年7月

式中 K 为土壤可蚀性因子 $((t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}))$; SAN 、 SIL 和 CLA 分别为砂粒、粉粒、黏粒含量($\%$); C 为土壤有机碳含量($\%$); $SN=1-SAN/100$; 0.1317 为美制向公制的转化系数。该公式要求土壤质地为美国制标准,由于本研究土壤数据库采用的标准为国际制,根据前人的研究^[5,8],本文利用 matlab 软件,采用 3 次样条插值程序完成了土壤质地由国际制标准向美国制标准的转换。

2.3.3 坡度坡长因子(LS)

坡度坡长因子(LS)用以表征地形对土壤流失的影响,是降雨侵蚀动力的加速因子。坡度坡长因子表示当其他因子相同时,一定坡度坡长的坡面上,土壤流失量与标准径流小区典型坡面土壤流失量的比值。目前基于 DEM 提取坡长因子存在较大的复杂性和不确定性^[17],根据前人的研究^[5-7],借鉴 McCool 对坡长因子^[18]和刘宝元对坡度因子^[19]的研究,本文修正 Van Remotel 等根据 RUSLE 模型编写的 AML 代码,最终,坡度坡长因子采用计算公式^[20]:

$$L = \left(\frac{y}{22.13} \right)^m \begin{cases} m = 0.5 & \theta \geq 9\% \\ m = 0.4 & 9\% \geq \theta \geq 3\% \\ m = 0.3 & 3\% \geq \theta \geq 1\% \\ m = 0.2 & 1\% \geq \theta \end{cases} \quad (4)$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.05 & 5^\circ \leq \theta < 14^\circ \\ 21.91 \sin \theta - 0.96 & \theta \geq 14^\circ \end{cases} \quad (5)$$

式中 L 为坡长因子; S 为坡度因子; θ 为坡度($^\circ$); m 为无量纲常数,取决于坡度(θ)百分比值。

2.3.4 植被覆盖与管理因子(C)

植被覆盖与管理因子(C)是影响土壤侵蚀最敏感的因子^[7],反映了植被覆盖或管理措施对土壤流失量的影响。该因子是指在相同的土壤、地形和降雨情况下,某一特定作物或植被覆盖的土壤流失量与裸地的土壤流失量的比值,取值介于 0 到 1 之间。本文基于 NDVI 数据,采用蔡崇法等提出的方法^[21],计算植被覆盖与管理因子,公式如下:

$$C = \begin{cases} 1 & f = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg(f) & 0 < f \leq 78.3\% \\ 0 & f > 78.3\% \end{cases} \quad (6)$$

式中 C 为植被覆盖与管理因子,无量纲; f 为植被覆盖度,是根据 NDVI 进行计算,公式为:

$$f = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \times 100\%$$

2.3.5 水土保持措施因子(P)

水土保持措施因子(P)为采取水土保持措施后土壤流失量与顺坡种植时土壤流量比值,根据前人的研究^[5-9],本文利用土地利用类型进行分别赋值估算(表 2)。

3 结果与分析

3.1 土壤水力侵蚀的空间分布现状

应用修正土壤流失方程 RULSE,本文计算了伊犁河谷的各土壤侵蚀因子和土壤侵蚀模数(图 2)。研究区土壤侵蚀模数平均为 $5.50 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,土壤侵蚀总量为 30.39 万 t/a 。各土壤侵蚀因子和土壤侵蚀模数空间分布差异明显,除水土保持措施因子外,其余因子和土壤侵蚀模数呈现相似的空间分布,侵蚀因子和土壤侵蚀模数的高分值区域主要分布在南、北、中天山的高山地区,以及尼勒克县和伊宁县的中山地区,位于高山中间的广阔盆地和平原地区的各侵蚀因子分值和土壤侵蚀模数较低。并且,土壤可蚀性因子和植被覆盖管理因子在尼勒克县、伊宁县、察布查尔锡伯自治县,以及巩留县和新源县的中山荒草地区有较高的数值分布;而水土保持因子则呈现与上述因子相反的空间分布格局,较高数值主要分布在伊犁河谷的中山地区。

计算不同土地利用类型的土壤侵蚀模数,结果表明,耕地、林地和草地的土壤侵蚀模数分别为 $0.25 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 、 $4.18 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 和 $9.04 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,可见研究区土壤侵蚀风险主要分布在草地,尤其是低覆盖度的荒漠草原。在以往的研究中,认为耕地有较大水土流失风险。但是,研究区耕地多分布在地势平缓区域,且经过多年的土地开发利用,农田防护林建设以及滴灌、喷灌、地膜等技术的广泛使用,皆能有效防治土壤侵蚀的发生,而林地、草地则多分布地势较陡的区域,尤其是荒漠草原,较低的植被

表 2 不同土地利用类型的水土保持措施因子(P)取值

	水田	旱地	林地	草地	居民点、建设用地	水域	裸岩、沙漠	冰川积雪	裸地
P	0.15	0.40	1.00	1.00	0	0	0	0	1.00

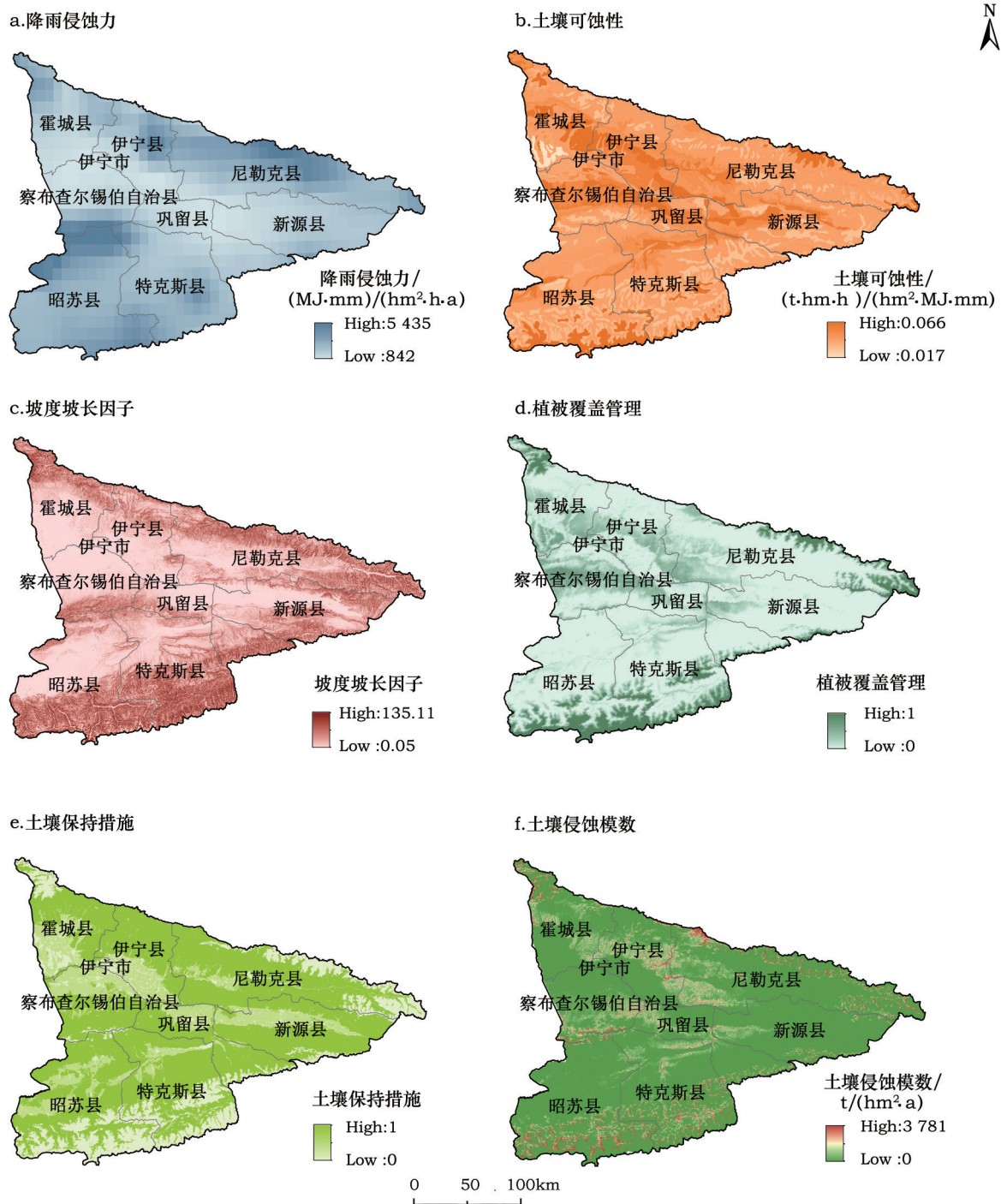


图2 2000–2015年RUSLE各因子和土壤侵蚀模数空间分布

Figure 2 Spatial distribution of factors for RUSLE model and soil erosion modulus from 2000 to 2015

覆盖度和较大的坡度增加了局部的水土流失。

依据国家水利部土壤侵蚀分类的分级标准(SL190-2007),将伊犁河谷的土壤侵蚀量划分为微度、轻度、中度、强度、极强度和剧烈等6个等级(图3和表3)。以此为基准衡量,伊犁河谷的土壤侵蚀状况整体较轻,基本以微度侵蚀为主,面积达到了

46 447.02km²,占全区土地面积的83.99%;轻度侵蚀面积次之,为6133.88km²,占比为11.10%,主要分布在尼勒克县、伊宁县、察布查尔锡伯自治县,以及巩留县和新源县的中山荒草地区;中度侵蚀的面积为1470.70km²,占比2.66%,主要连片分布在霍城县、伊宁县和尼勒克县相连,以及特克斯县、新源县和

2016年7月

表3 1985–2000年和2000–2015年土壤侵蚀分级统计

Table 3 Statistical grading of soil erosion during 1985–2000 and 2000–2015

土壤侵蚀等级	侵蚀标准 ($t/(hm^2 \cdot a)$)	1985–2000年		2000–2015年	
		面积 /km ²	比例 /%	面积 /km ²	比例 /%
微度	<5	40 992.63	74.14	46 447.03	83.99
轻度	5~25	7 932.71	14.34	6 133.88	11.10
中度	25~50	2 788.93	5.04	1 470.70	2.66
强度	50~80	2 703.59	4.89	735.62	1.33
极强度	80~150	664.57	1.20	449.37	0.81
剧烈	>150	217.57	0.39	63.40	0.11

巩留县相连的中山荒漠草原地区;而强度侵蚀等级以上的面积为1248.39km²,占比为2.25%,主要零星分布于局部区域,包括昭苏县和特克斯县南部的南天山地区、察布查尔锡伯自治县和昭苏县交界的中天山地区,以及尼勒克县的北天山地区。

本文结果表明伊犁地区的土壤侵蚀情况较好,与以往的研究有所差异,这一方面说明了伊犁地区尽管在全疆范围土壤侵蚀较为严重,但在全国范围内,其侵蚀状况并不严重;另一方面,根据国家水利部的土壤侵蚀分类分级标准进行划分,未进行参数校正的土壤侵蚀模数结果对于通用的分级标准不同地区也存在适用性的差异。

3.2 土壤水力侵蚀的总体时空变化

本文设定土壤可蚀性和坡度坡长因子保持不变,基于两个时段(1985–2000年和2000–2015年)的降雨、NDVI和土地利用数据,计算两期的降雨侵

蚀力,植被覆盖与管理因子和水土保持措施等3个因子,估算伊犁河谷两个时段的土壤侵蚀量,分析两期的土壤侵蚀特征的变化(表3),并比较土壤侵蚀等级变化的空间分布(图4)。

研究区等级最低的微度侵蚀面积从1985–2000年40 992.63km²增加到2000–2015年46 447.03km²,净增加5454.40km²,比重从74.14%增加到83.99%;而轻度、中度、强度、极强度和剧烈侵蚀等级面积都有明显减少,分别减少了1798.83km²、1318.23km²、1967.97km²、215.2km²和154.17km²,减少幅度分别为22.68%、47.27%、72.79%、32.38%和70.86%。

从空间分布上看,伊犁河谷的土壤侵蚀情况呈现总体改善但局部恶化的趋势(图4),约有20.1%的区域土壤侵蚀等级降低,相反,侵蚀等级增加的区域为9.8%,不足侵蚀情况改善面积的一半。具体来看,主要是位于高海拔山区的土壤侵蚀状况有明显的改善,尤其是南天山地区,约有83.9%的中度侵蚀等级以上区域有所降低,中度侵蚀等级以上区域在1985–2000年呈现一定的连续分布特征,而2000–2015年该区中度侵蚀等级以上的面积明显减少,呈现零星分布的空间格局(图3);土壤侵蚀等级增加的区域主要位于尼勒克县、伊宁县、察布查尔锡伯自治县、巩留县和新源县的中山荒草地区。

3.3 土壤侵蚀因子的时空变化

本文分别计算两期数据相应的土壤侵蚀因子,以降雨、植被和土地利用作为气候变化和人类活动的综合表征,定量评估其对伊犁河谷土壤侵蚀的

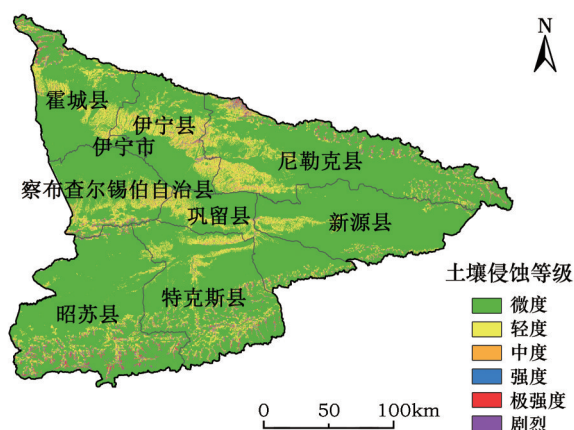


图3 2000–2015年土壤侵蚀分级空间分布

Figure 3 Spatial distribution of grading of soil erosion from 2000 to 2015

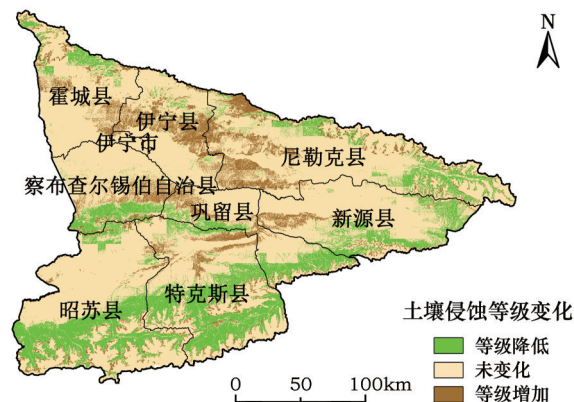


图4 从1985–2000年到2000–2015年土壤侵蚀等级变化

Figure 4 Change of grading of soil erosion from 1985 to 2000 and from 2000 to 2015

影响(图5a)。近30年伊犁河谷平均降雨侵蚀力因子增加显著,从1985–2000年的1094(MJ·mm)/(hm²·h·a)增加到2000–2015年的2049(MJ·mm)/(hm²·h·a),除在研究区西南部的昭苏县有所降低外,其余地区皆呈上升趋势,尤其以北天山地区增

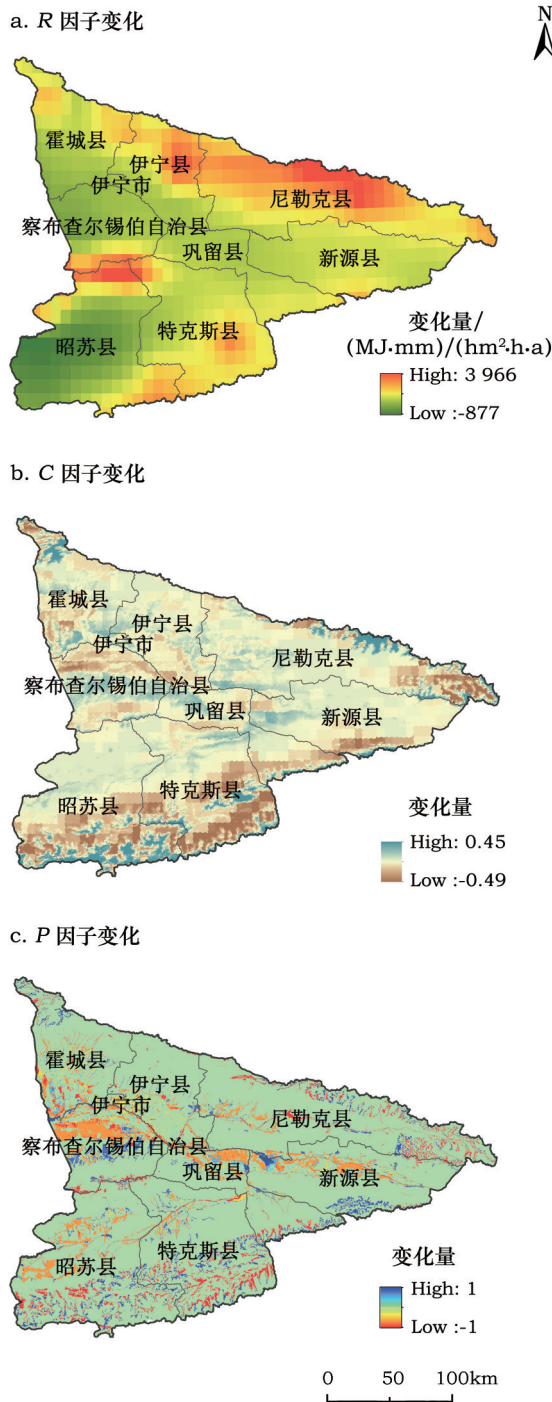


图5 从1985–2000年到2000–2015年RUSLE各因子变化

Figure 5 Change of factors for RUSLE model from 1985 to 2000 and from 2000 to 2015

加最为明显。由图6可以看出,研究区年均降雨量呈现明显的波动上升趋势,1979–2000年的年均降雨量在300mm左右波动,2000–2012年除个别年份外,年均降雨量在450mm左右波动。因此,降雨侵蚀力作为原动力,从1985–2000年到2000–2015年明显提升,增加了该区土壤水力侵蚀的风险。

从1985–2000年到2000–2015年,伊犁河谷的植被与覆盖管理因子平均值从0.128减少到0.088,呈现总体减少、局部增加的空间变化格局,增加的区域主要分布于南部和北部山区边缘以及中部的草地(图5b)。研究区月平均植被覆盖度从1985–2000年的54%增加到2000–2015年65%,植被覆盖度的明显增加,增大了植被茎叶对降雨的截留范围和作用,同时也增加了植被根系对土壤的固结作用,皆有利于区域的土壤保持。因此,植被与覆盖管理因子的明显降低,减低了伊犁河谷的土壤侵蚀。

伊犁河谷的水土保持措施因子从1985–2000年的0.76降低到了2000–2015年0.71(图5c),水土保持措施因子减少的区域主要是建设用地和耕地扩张的地区(图7)。近30年来,研究区的建设用地和耕地急剧扩张,分别从1980s的647.24km²和6998.93km²增加至2015年的1300.38km²和8939.90万km²,增幅分别达到100.91%和27.73%。建设用地的扩张增加了区域非渗透表面的面积,减低了土壤侵蚀的风险。而耕地的扩张主要来自于低覆被

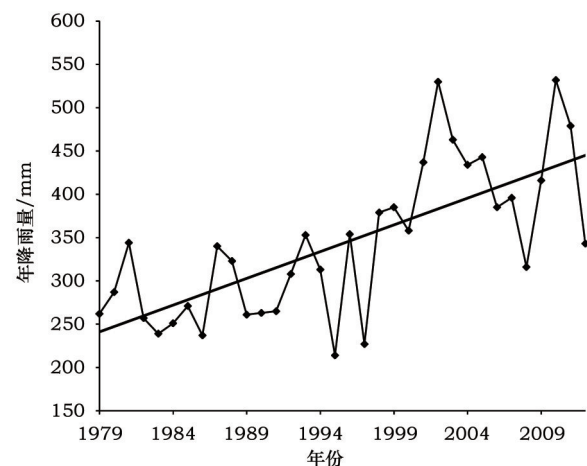


图6 1979–2012年的年降雨量变化

Figure 6 Change of annual rainfall from 1979 to 2012

2016年7月



图1 伊犁河谷位置

Figure 1 Location of the Yili Valley

草地。相比于低覆被草地,早已摒弃了“大水漫灌”而采取高效灌溉节水措施的耕地具有更高的水土保持能力,相比于降雨自然冲刷的低覆盖草地,有地表拦截和覆盖措施耕地表面能更为有效控制水土流失,上述这些皆有效减低了伊犁河谷的土壤水力侵蚀。

从1985–2000年到2000–2015年,伊犁河谷的水力侵蚀因子几乎增加了一倍,降雨因素对土壤水力侵蚀起到正效应,而植被与覆盖管理和水土保持措施因子数值都减少,植被和土地利用因子起负效应。结合图5,可评估各因子对区域土壤侵蚀特征的交互影响。位于西南部山区的高土壤侵蚀等级区域上述3个因子数值都明显减少,使得该地区的土壤侵蚀等级显著降低;研究区北部和中部的降雨侵蚀力因子呈增加趋势,但植被覆盖与管理因子和水土保持措施因子以减少为主,地表覆被的增加及管理措施的改善,减轻了降雨量侵蚀力变化所增加的土壤侵蚀风险,因此,耦合土壤可蚀性因子和坡度坡长因子,上述区域的土壤侵蚀量并没有显著的增加。综合计算,三者变化的联合效应以负效应为主,区域的土壤水力侵蚀情况从1985–2000年到2000–2015年有明显的改善。

4 结论

本文应用修正土壤流失方程,对近30年来伊犁河谷土壤侵蚀状况及其侵蚀因子的时空变化进行分析,结果表明:

(1)研究区的土壤侵蚀模数平均为 $5.50\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$;

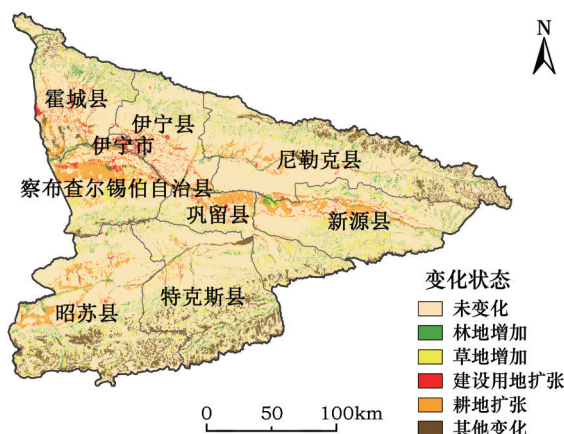


图7 1980s到2015年的土地利用变化

Figure 7 Land use change from 1980s to 2015

a),土壤侵蚀总量为 30.39万 t/a ;区域土壤侵蚀状况良好,以微度侵蚀为主,面积达到 $46\,447.02\text{km}^2$,占全区面积比例超过了83.99%,强度侵蚀等级以上的面积比重仅为2.25%,零星分布于南、北、中天山的局部地区;耕地、林地和草地等的评价土壤侵蚀模数分别为 $0.25, 4.18$ 和 $9.04\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,高土壤侵蚀风险主要分布在草地。

(2)对比1985–2000年和2000–2015年两个时段,研究区土壤侵蚀量呈减少趋势,微度侵蚀面积比重从74.14%增加到了83.99%;轻度、中度、强度、极强度和剧烈侵蚀等级的减少幅度为22.68%, 47.27%, 72.79%, 32.38%和70.86%。

(3)从1985–2000年到2000–2015年,降雨侵蚀力从 $1094(\text{MJ} \cdot \text{mm})/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$ 增加到 $2049(\text{MJ} \cdot \text{mm})/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$,而植被覆盖与管理因子和水土保持因子分别从0.128和0.76降低到0.088和0.71,伊犁河谷的降雨因素对土壤侵蚀起到正效应,而植被和土地利用因子则是负效应,耕地开垦通过高效灌溉节水措施的有效提高了水土保持能力,耦合三者的时空变化,其对伊犁河谷土壤侵蚀以负效应为主,区域的土壤水力侵蚀情况有明显的改善。

参考文献(References):

- [1] Montgomery D R. Soil erosion and agricultural sustainability[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2007, 104(33): 13268–13272.
- [2] 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. [Li Z B, Zhu B B, Li P. Advance-ment in study on soil erosion and soil and water conservation[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 802–809.]
- [3] Walther G R, Post E, Convey P, et al. Ecological responses to recent climate change[J]. *Nature*, 2002, 416(6879): 389–395.
- [4] Renard K G, Foster G, Weesies G, et al. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[M]. Washington: United States Department of Agriculture, 1997.
- [5] 陈龙, 谢高地, 张昌顺, 等. 澜沧江流域土壤侵蚀的空间分布特征[J]. 资源科学, 2012, 34(7): 1240–1247. [Chen L, Xie G D, Zhang C S, et al. Spatial distribution characteristics of soil erosion in Lancang River Basin[J]. *Resources Science*, 2012, 34(7): 1240–1247.]
- [6] 陈思旭, 杨小唤, 肖林林, 等. 基于 RUSLE 模型的南方丘陵区土壤侵蚀研究[J]. 资源科学, 2014, 36(6): 1288–1297. [Chen S X, Yang X H, Xiao L L, et al. Study of soil erosion in the southern hillside area of China based on RUSLE model[J]. *Resources Science*, 2014, 36(6): 1288–1297.]
- [7] 孙文义, 邵全琴, 刘纪远. 黄土高原不同生态系统水土保持服务功能评价[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 365–376. [Sun W Y, Shao Q Q, Liu J Y. Assessment of soil conservation function of the ecosystem services on the loess plateau[J]. *Journal of Natural Resources*, 2014, 29(3): 365–376.]
- [8] 傅世锋, 查轩. 基于 GIS 和 USLE 的东圳库区土壤侵蚀量预测研究[J]. 地球信息科学, 2008, 10(3): 390–395. [Fu S F, Cha X. Study on predicting soil erosion in Dongzhen watershed based on GIS and USLE[J]. *Geo-information Science*, 2008, 10(3): 390–395.]
- [9] 彭建, 李丹丹, 张玉清. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇西北山区土壤侵蚀空间特征分析—以云南省丽江县为例[J]. 山地学报, 2008, 25(5): 548–556. [Peng J, Gao D D, Zhang Y Q. Analysis of spatial characteristics of soil erosion in mountain areas of northwestern Yunnan based on GIS and RUSLE[J]. *Journal of Mountain Science*, 2008, 25(5): 548–556.]
- [10] Millward A A, Mersey J E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed[J]. *Catena*, 1999, 38(2): 109–129.
- [11] Lu D, Li G, Valladares G, et al. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS[J]. *Land Degradation & Development*, 2004, 15(5): 499–512.
- [12] Aggarwal J K, Ryoo M S. Human activity analysis: A review[J]. *ACM Computing Surveys (CSUR)*, 2011, 43(3): 194–218.
- [13] Fensholt R, Rasmussen K, Nielsen T T, et al. Evaluation of earth observation based long term vegetation trends—Intercomparing NDVI time series trend analysis consistency of Sahel from AVHRR GIMMS, Terra MODIS and SPOT VGT data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(9): 1886–1898.
- [14] 刘纪远, 张增祥, 庄大方. 20 世纪 90 年代中国土地利用变化时空特征及其成因分析[J]. 地理研究, 2003, 22(1): 1–12. [Liu J Y, Zhang Z X, Zhuang D F. A study on the spatial-temporal dynamic changes of land-use and driving forces analyses of China in the 1990s[J]. *Geographical Research*, 2003, 22(1): 1–12.]
- [15] 朱强, 陈秀芳, 樊启祥, 等. 基于 TRMM 的降雨侵蚀力计算方法[J]. 中国科学技术科学, 2011, 41(11): 1483–1492. [Zhu Q, Chen X W, Fan Q X, et al. A new procedure to estimate the rainfall erosivity factor based on Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) data[J]. *Science China Technology Science*, 2011, 41(11): 1483–1492.]
- [16] Williams J, Arnold J. A system of erosion-sediment yield models[J]. *Soil technology*, 1997, 11(1): 43–55.
- [17] 秦伟, 朱清科, 张岩. 通用土壤流失方程中的坡长因子研究进展[J]. 中国水土保持科学, 2010, 8(2): 117–124. [Qin W, Zhu Q K, Zhang Y. Advance in researches on slope length factor in universal soil loss equation[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2010, 8(2): 117–124.]
- [18] McCool D, Foster G, Mutchler C, et al. Revised slope length factor for the universal soil loss equation[J]. *Transactions of the ASAE*, 1989, 30(5): 1387–1396.
- [19] Liu B, Nearing M, Risse L. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. *Transactions of the ASAE*, 1994, 37(6): 1835–1840.
- [20] Van Remortel R D, Hamilton M E, Hickey R J. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within ArcInfo grid[J]. *Cartography*, 2001, 30(1): 27–35.
- [21] 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 C F, Ding S W, Shi Z H, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(2): 19–24.]

Temporal and spatial dynamics of soil water erosion in the Yili Valley

XU Erqi¹, ZHANG Hongqi¹, DONG Guanglong^{1,2}

(1. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Temporal changes in soil water erosion factors have not satisfactorily been considered by previous studies into water erosion estimation. To quantitatively assess the individual impact of multiple factors and their temporally and spatially combined effects on water soil erosion, we calculated the soil water erosion volume in the Yili Valley using the Revised Universal Soil Loss Equation. Temporal and spatial change in soil water erosion in the last 30 years (1985 to 2000 and 2000 to 2015) was estimated and the impact of three factors (rainfall, vegetation cover and land use) on soil erosion volume was assessed. We found that soil erosion in the study area was relatively slight. The proportion of area suffering from microerosion reached 83.99%. The areas of slight erosion and moderate erosion accounted for 11.10% and 2.60% of total erosion, respectively. In contrast, the proportion of area with severe erosion was only 2.25% and scattered in southern, middle and northern Tianshan. The area of severe soil erosion is predominately grassland with low vegetation cover. When comparing soil erosion volumes for the Yili Valley across the two time frames, soil erosion characteristics showed an overall improved but locally worsening trend. The area above the light erosion degree significantly decreased. From 1985 to 2000 to 2000 to 2015, the rainfall erosivity factor in the study area increased but the cover management factor and conservation support practice factor decreased. This indicates a negatively combined impact of temporal and spatial change on soil erosion in the Yili Valley. Soil water erosion in the Yili Valley has improved from the first period (1985 to 2000) to the second period (2000 to 2015).

Key words: soil erosion; RUSLE; Yili Valley; spatial and temporal change