

陈英,魏兴萍,雷珊.青木关岩溶槽谷流域不同土地利用类型土壤可蚀性分析[J].中国岩溶,2020,39(6):836-844.
DOI:10.11932/karst20200604

青木关岩溶槽谷流域不同土地利用类型 土壤可蚀性分析

陈英¹,魏兴萍^{1,2},雷珊¹

(1. 重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331; 2. 三峡库区地表过程与环境遥感重庆市重点实验室, 重庆 401331)

摘要:基于土壤实地采样和理化性质测试分析,采用EPIC模型K值计算方法,分析青木关岩溶槽谷流域的土壤理化性质、土壤可蚀性及其影响因子。结果发现:(1)青木关岩溶槽谷流域表层土壤(0~10 cm)可蚀性K值介于0.037 1~0.060 5之间,均值为0.048 5,中值为0.047 5,变异系数为10.71%,偏度和峰度值小于1;(2)表土机械组成中以粉粒含量为主,土壤质地属于粉壤土;有机质含量在13.98~52.24 g·kg⁻¹之间,均值为29.20 g·kg⁻¹;表土可蚀性K值与砂粒含量、有机碳含量呈极显著负相关,与粉粒含量呈极显著正相关,与黏粒含量呈负相关;(3)不同土地利用类型下的表土可蚀性K值以裸土地最大,为0.058 3,耕地次之,为0.053 4,其次为园地、荒草地和竹林,分别为0.048 3、0.047 8和0.046 9,针阔叶混交林最小,为0.0427,分别存在显著差异($P<0.05$),变异系数介于2.7%~6.1%之间;受人类活动影响强烈的裸土地和耕地是本地区主要的泥沙策源地,恢复植被能有效提高土壤抗蚀能力;(4)不同土地利用类型土壤剖面K值均值为耕地(0.056 3)显著大于荒草地(0.051 6)与林地(0.048 1)($P<0.05$),荒草地与林地K值间差异性不显著;K值剖面分布一致表现为0~35 cm相对较小且变化较大,土下35~60 cm随着深度的增加而增大。

关键词:土壤可蚀性K值;EPIC模型;土地利用;青木关;岩溶槽谷

中图分类号:S157.1 文献标识码:A

文章编号:1001-4810(2020)06-0836-09 开放科学(资源服务)标识码(OSID):



0 引言

土壤侵蚀是世界范围内影响较大的生态环境问题,其持续发生造成土壤质量下降、水体环境恶化、河道淤积等一系列问题^[1-2]。因此,深入开展土壤侵蚀定量研究对于明晰区域土壤侵蚀现状,服务区域水土保持工作、建设和谐生态环境具有重要意义。土壤侵蚀的影响因素涉及气候、地形地貌、土壤、土地利用等方面,其中土壤自身抗蚀性是重要原因之一,通常使用土壤可蚀性K值来衡量这一指标^[3]。K值大小表征土壤被营力分散和搬运的难易程度^[4-5],是进

行土壤流失量预测和水保措施效应评价的重要参数。因此,国际上一直把土壤可蚀性作为水土保持研究的重要内容^[6]。关于土壤可蚀性K值计算,目前普遍认可的有土壤可蚀性诺谟方程、修正诺谟方程、EPIC(erosion productivity impact calculator)模型、以及Shirazi公式^[7]。诺谟方程需要土壤结构和土壤渗透级别等参数,其测定方法及衡量标准难以统一且在中国尚无标准的查阅手册。Shirazi公式法只考虑土壤的几何平均粒径使其计算的K值不确定性增加。考虑到研究区可获得的基础数据与计算结果的科学性,本研究选择Williams等提出的EPIC土壤可蚀性

基金项目:国家自然科学基金青年基金项目(41701252);重庆市自然科学基金(cstc2016jcyjA0150);重庆师范大学研究生科研创新项目(YKC20025)

第一作者简介:陈英(1990—),女,硕士研究生,研究方向:水土保持与生态化建设。E-mail:1067576550@qq.com。

通信作者:魏兴萍(1974—),女,博士,教授,主要从事资源环境与地理信息系统研究。E-mail: xingpingwei@126.com。

收稿日期:2019-11-03

计算模型。

目前,EPIC模型广泛应用于华北^[8-9]、黄土高原^[10-11]、西南紫色土^[12-13]等地区的研究,为当地土地利用规划、土壤环境潜在危险性评价等提供了扎实的基础数据。另外,已有部分学者^[14-15]应用EPIC模型对新疆、西藏的土壤可蚀性展开研究。自21世纪初,中国研究者开始重视岩溶地区的水土流失工作,在西南岩溶地区尤其是贵州、广西等地开展的土壤自身抗蚀性研究,得到一系列有代表性的成果。例如,高华端等^[16]、唐夫凯^[17]采用EPIC模型K值计算方法研究了贵州岩溶地区原状土及不同地类土壤可蚀性特征;陈佳等^[18]在桂西北岩溶地区的研究表明,土壤抗蚀性强弱顺序为:原生林>次生林>撂荒地>坡耕地>人工林;在贵州岩溶地区,针对不同退耕模式、不同植被恢复阶段及各土地利用类型的土壤抗蚀性,展开了关于岩溶区的土壤侵蚀研究工作^[19-21]。而这些主要是关于岩溶地区土壤抗蚀性机理的研究,针对西南岩溶地区土壤可蚀性K值的估算较少。岩性、气候、植被等条件的差异,导致岩溶地区土壤空间异质性强,已有学者^[5,22-23]利用全国第二次土壤普查资料,估算了全国、长江上游地区甚至三峡库区表土可蚀性的空间分异特征,但仅局限于大、中尺度区域的定量研究。针对重庆市岩溶槽谷区,基于土壤实地高密度采样的可蚀性K值的研究仍鲜有报道,对土壤剖面可蚀性K值的研究更为少见。

鉴于此,本研究以重庆市青木关岩溶槽谷流域常见的6种土地利用方式(耕地、针阔叶混交林、竹林、园地、荒草地和裸土地)为研究对象,基于土壤实地采样和测试分析,研究土壤理化性质、可蚀性及其影响因子,以期对重庆市岩溶区土壤侵蚀定量研究及水土保持措施的制订提供参考,推进区域生态保护及土地利用结构调整。

1 研究区概况

青木关岩溶槽谷流域地处重庆市沙坪坝区和璧山区的交界处(图1),属典型的中亚热带湿润性季风气候,年均气温为18℃,年平均降水量为1104.88 mm,4~10月降水集中且多暴雨,占全年降水量的85%。研究区属“一山二岭一槽”式的典型岩溶槽谷,区内发育着大小各异的洼地;流域面积约488.43 hm²,是一个相对完整的水文地质单元,也是使水土保持措施容易实施的规划单元;其海拔高度为418~621 m,坡度范围在0°~48.75°,其中缓坡(坡度<15°)占流域总

面积的39.86%,陡坡面积为293.74 hm²,占总面积的60.14%;土壤类型以黄壤为主,土层厚度不均,坡地土层厚度一般为0.15~1.0 m,洼地土层较厚,为1~2 m;土壤自然含水量为5.04%~30.32%,土壤容重为1.28~1.55 g·cm⁻³。

自1958年全民大炼钢铁至1980年农村土地使用权的调整,坡地开垦、林地面积大大下降,加上岩溶环境的易侵蚀性和脆弱性,流域内水土流失强度加大。从1988年启动长江防护林建设工程以来,流域环境开始治理,并逐步得到恢复。目前研究区内土地利用类型有耕地、林地、荒草地、建设用地、水域等,其中耕地占流域面积的5.65%,林地占64.11%,荒草地占13.16%,裸土地、水域等其他用地占17.08%。

2 研究方法

2.1 土地利用数据

在ArcGIS 10.2软件支持下,对研究区进行DEM(digital elevation model)信息提取与土地利用类型分析。岩溶槽谷流域30×30 m DEM来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),经处理得到所需数据。以Quick Bird高清遥感影像为数据源,遥感影像来源于2019年的Google Earth遥感数据,精度可达0.26 m。利用研究区边界范围进行TM影像裁剪,得到区域遥感影像。在分类中参照中国科学院资源环境信息数据库土地利用分类体系,并结合研究区实际情况研判。首先对遥感影像采用目视解译判读,将土地利用划分为耕地、针阔叶混交林、竹林、园地、荒草地、裸土地等8个地类,在野外考察与采样过程中抽样验证土地利用解译结果,最后得到土地利用现状图(图2)。

2.2 样品采集和测试

在实地踏勘、遥感解译基础上,了解研究区土地利用现状后,于2019年6月完成实地取样。在研究区内以300 m×300 m的网格布设采样点,考虑到网格交点周围的地形、微地貌、土层厚度等因素,每个样点以网格交点为中心,在半径5 m范围内采集3~5个重复(采样深度为地表0~10 cm)均匀混合,利用四分法取2 kg左右土样。根据各土地利用类型面积比,在耕地、针阔叶混交林地、竹林、园地、荒草地和裸土地分别取样13个、20个、15个、8个、17个和9个,共

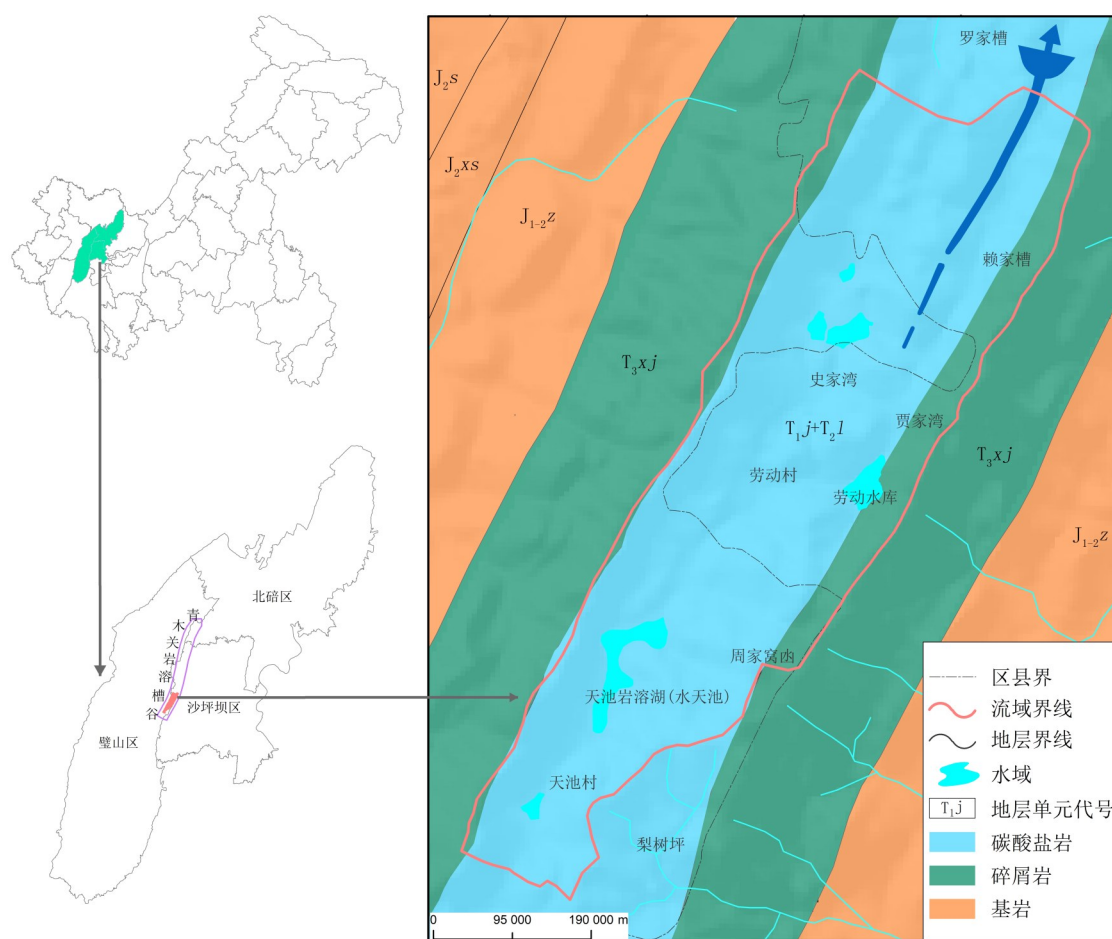


图1 研究区位置

Fig. 1 Location of the study area

采集表土样(0~10 cm)82个。由于岩溶地区土被不连续且地形复杂、可进入性差,因此样点分布不均匀。为进行表土与土壤剖面相结合的系统研究,同时选取洼地中具有代表性的3种土地利用方式:耕地、林地、荒草地作为剖面研究对象进行土壤采样,每一种土地利用方式挖掘剖面深度为60 cm,前40 cm按5 cm厚度,后20 cm按10 cm厚度分层取样,采用四分法取2 kg左右混合土样,共采集30个样品;利用铝盒和100 cm³环刀采集土层原状土以供计算流域土壤自然含水量和土壤容重。

土壤样品带回实验室清点后,于通风处自然风干,剔除杂物,按测试要求进行研磨、过筛。土壤机械组成使用马尔文激光粒度仪分析,土壤粒级的划分采用美国制;土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)测定采用重铬酸钾外加热法(油浴),结果乘以1.724为土壤有机质(soil organic matter, SOM);全氮(total nitrogen, TN)测定采用凯氏定氮法;全磷(total phosphorus, TP)测定采用钼锑抗比色法;全钾(total

potassium, TK)测定采用氢氟酸—高氯酸消煮,火焰光度计法。

2.3 土壤可蚀性K值计算

采用Williams等^[24]提出的EPIC模型计算土壤可蚀性K值。其公式如下:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3e^{\left[-0.256W_a \left(1 - \frac{W_i}{100} \right) \right]} \right\} \times \left(\frac{W_i}{W_i + W_l} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + e^{(3.72 - 2.95C)}} \right] \times \left[1 - \frac{0.7W_n}{W_n + e^{(-5.51 + 22.9W_n)}} \right]$$

$$W_n = 1 - \frac{W_a}{100}$$

式中: W_a 是砂粒(0.05~2 mm)含量,%; W_i 是粉粒(0.002~0.05 mm)含量,%; W_l 是黏粒(<0.002 mm)含量,%; C 是有机碳含量,%。此公式计算出的K值为美国制单位,结果乘以0.1317转变为国际制单位($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$)。本文选择国际制单位作为K值的度量单位。

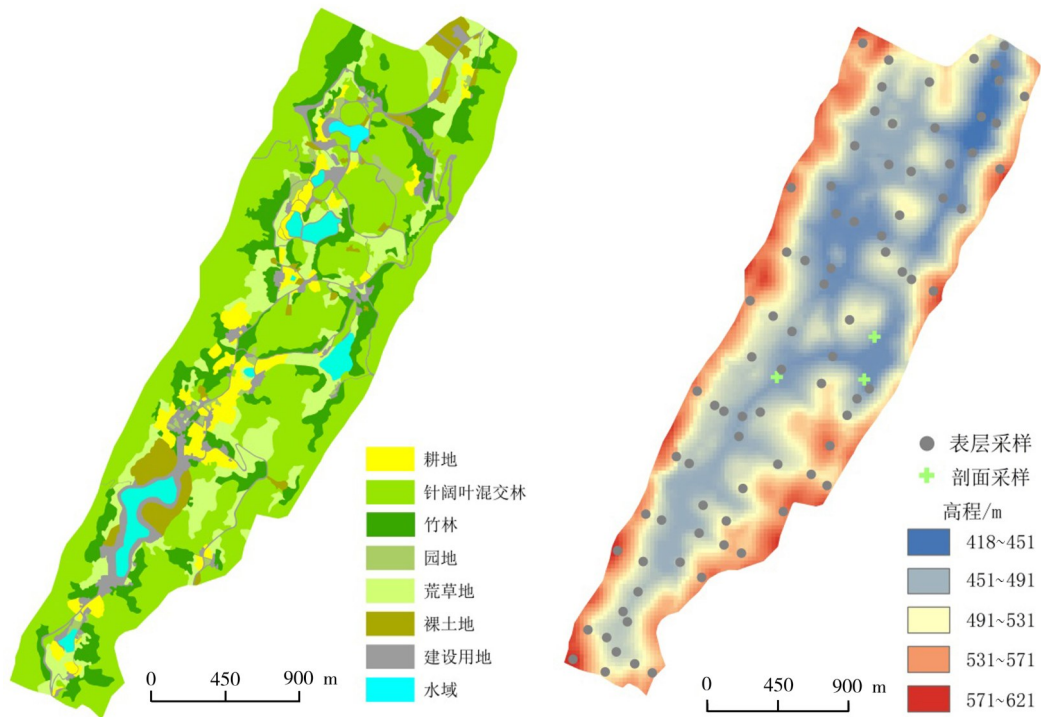


图2 土地利用现状与土壤采样点图

Fig. 2 Current status of land use and soil sampling sites

2.4 数据统计与处理

通过 Excel 2013、SPSS 20.0 对数据进行整理计算、统计分析和 Pearson 相关性分析,利用 Origin 2018 软件作图。不同数据组间差异显著性比较采用 SPSS 20.0 中的单因素方差分析,显著性水平 $\alpha=0.05$ 。

3 结果与分析

3.1 表土可蚀性K值的基本特征

土壤可蚀性是土壤对侵蚀营力敏感性的反

映^[25],K 值越大,土壤抗蚀能力越弱。研究区表土可蚀性K 值的基本特征如表 1 所示,K 值介于 0.037 1 ~ 0.060 5 之间,依据宋春风等^[23]对长江上游地区土壤可蚀性K 值的分级标准,研究区属于较高可蚀性和高可蚀性土壤。而其均值为 0.048 5,中值为 0.047 5,均值与中值较接近,说明研究区内 K 值分布较均匀,受特异值的影响较小;变异系数 CV 值为 10.71%,其数值在 10% ~ 100% 之间,揭示出 K 值空间异质性为中等;偏度、峰度值小于 1,表明 K 值基本服从正态分布。

表 1 表土可蚀性K 值基本统计学特征

Table 1 Basic statistical characteristics of topsoil erodibility K values

样点数	均值	最大值	最小值	中值	标准差	CV/%	偏度	峰度
82	0.048 5	0.060 5	0.037 1	0.047 5	0.005 2	10.71	0.433 0	-0.059 9

3.2 表土可蚀性K 值与影响因子相关性

土壤机械组成影响着土壤的肥力水平、水气条件、抗蚀性等,是衡量土壤理化特性的重要指标之一。青木关岩溶槽谷流域表土机械组成与有机碳含量可见图 3,砂粒、粉粒和黏粒含量分别为 0.02% ~ 37.79%,48.16% ~ 92.77% 和 4.97% ~ 24.10%,其中

粉粒含量较高,土壤质地属于粉壤土;有机质含量处于 13.98 ~ 52.24 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 间,均值为 29.20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,根据全国最新土壤普查养分的分级标准,该数值处于第三级(20 ~ 30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),属中高含量水平。这是因为岩溶区高含量的钙离子与土壤腐殖质固结形成稳定的胡敏酸^[26],其在土壤中可留存 780 ~ 3 000 年^[27],因而有助于有机质的保存和累积,同时林地、荒草地占

研究区面积的比重大,林草地取样点数较多,对区域土壤有机质含量空间分布产生辐射性影响。

K 值大小与土壤理化性质关系密切,在 EPIC 模型 K 值计算公式中,虽然反映出 K 值大小与土壤机械组成、有机碳含量有关,但是无法反映其与机械组成、有机碳含量之间的相关程度。鉴于此,为探究土壤自身理化性质对土壤可蚀性的影响机制,对青木关岩溶槽谷流域表土可蚀性 K 值与土壤机械组成、有机碳含量进行 Pearson 相关性分析,得到表土可蚀性 K 值与砂粒含量、有机碳含量呈极显著负相关,相关

系数分别为 -0.725^{**} ($P<0.01$) 和 -0.785^{**} ($P<0.01$),与粉粒含量呈极显著正相关,相关系数为 0.774^{**} ($P<0.01$),与黏粒含量呈负相关,相关系数为 -0.255^{*} ($P<0.05$)。其曲线拟合同样显示出 K 值与土壤理化指标之间的上述相关性结论(图 3)。由此可知,降低土壤中粉粒含量可以减小土壤可蚀性,原因在于粉粒没有黏粒黏结力强,同时抵抗侵蚀介质剥蚀和搬运能力较砂粒等大颗粒弱,抗蚀能力弱,这与徐文秀等^[13]、梁博等^[15]的研究结果大致相吻合。

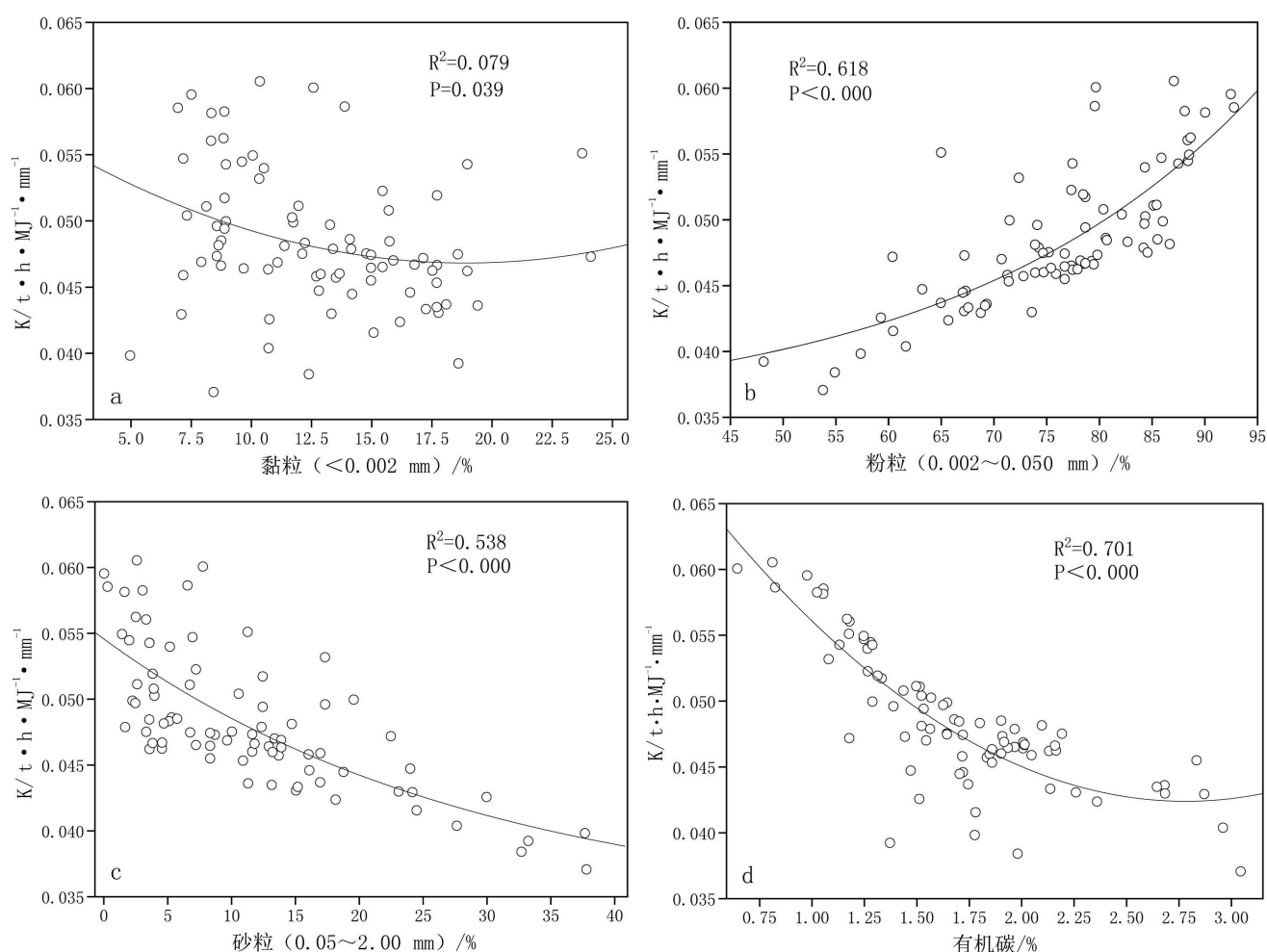


图3 表土可蚀性 K 值与土壤理化性质的拟合曲线

Fig. 3 Fitting curve between topsoil K values and physicochemical properties of soil

3.3 不同土地利用类型土壤可蚀性

土地利用通过影响土壤机械组成、有机碳含量和紧实度等,导致土壤对侵蚀的易损性和敏感性不同,使最后的土壤侵蚀过程产生差异^[8]。为揭示不同土地利用表土与土壤剖面的可蚀性特征,对研究区不同土地利用类型土壤可蚀性 K 值进行统计分析。

3.3.1 表土可蚀性

按照土地利用类型统计表土可蚀性 K 值,结果见表 2。青木关岩溶槽谷流域 6 种土地利用类型下的表土可蚀性 K 值以裸土地最大,为 0.058 3;耕地次之,为 0.053 4;其次为园地、荒草地和竹林,分别为 0.048 3、0.047 8 和 0.046 9;针阔叶混交林最小,

为 0.042 7, 分别存在显著差异 ($P<0.05$)。其中, 裸土地和耕地土壤可蚀性强, 园地、荒草地、竹林三者的 K 值差异不显著, 针阔叶混交林的 K 值显著 ($P<0.05$) 小于其他 5 种土地利用类型。裸土地没有植被覆盖, 加大了地表径流, 同时长期降雨溅蚀会细化大颗粒物质, 使土壤在径流冲刷下易于流失, 因而可蚀性 K 值较大。耕地由于作物的收获减少了土壤有机物质的输入, 加上常年翻耕、破坏了土壤结构和环境, 加速了耕地土壤侵蚀活动, 导致 K 值偏大。竹林的林分密度很大, 物种单一; 枯枝落叶分解缓慢、养分归还量较少; 以及竹林中人为活动较针阔叶混交林多等原因造成土壤紧实、微生物

与动物活动少、抗蚀性较针阔叶混交林弱。研究区内耕地与裸土地面积占比尽管小(只有 9.26%), 但其土壤抗侵蚀能力弱, 在水土保持工作中需要重点关注。

不同土地利用的变异系数 CV 值在 2.7%~6.1% 之间, 揭示出研究区内同一种土地利用类型土壤可蚀性 K 值的空间异质性较弱。针阔叶混交林的变异系数(6.1%)较其他土地利用类型数值大, 这可能因为针阔叶混交林的空间分布跨度大, 从槽谷到两侧山顶皆有其分布; 槽谷分布的针阔叶混交林受人类干扰影响大, 土壤抗侵蚀能力较两侧谷坡分布的针阔叶混交林低。

表 2 不同土地利用类型面积统计与其 K 值基本统计学特征
Table 2 Basic statistical characteristics of area and K values of different land use types

土地利用	面积统计			K 值基本统计学特征				
	面积/hm ²	占研究区面积/%	样点数	均值	最大值	最小值	标准差	CV/%
耕地	27.61	5.65	13	0.053 4 ^b	0.056 1	0.051 1	0.001 6	3.0
针阔叶混交林	240.89	49.31	20	0.042 7 ^d	0.046 9	0.037 1	0.002 6	6.1
竹林	72.30	14.80	15	0.046 9 ^c	0.049 6	0.044 5	0.001 4	3.1
园地	6.05	1.24	8	0.048 3 ^c	0.050 4	0.046 5	0.001 3	2.7
荒草地	64.30	13.16	17	0.047 8 ^c	0.050 3	0.045 3	0.001 5	3.2
裸土地	17.64	3.61	9	0.058 3 ^a	0.060 5	0.054 9	0.001 8	3.1

注:不同小写字母表示不同土地利用类型差异显著($P<0.05$),下同。

3.3.2 土壤剖面可蚀性

不同土地利用方式下, 因其植被覆盖度和人为干扰程度的不同, 直接影响着土壤养分物质的输入与输出, 从而引起土壤养分状况发生改变^[28]。氮、磷、钾等是维持微生物正常生长和繁殖所不可缺少的营养元素, 浓度高的地方通常会富集大量的微生物, 使土壤理化性质发生分异, 影响土壤可蚀性。由表 3 可知, 在 0~60 cm 土层内, 不同土地利用类型土壤剖面 K 值均值为耕地(0.056 3)显著大于荒草地(0.051 6)与林地(0.048 1) ($P<0.05$), 荒草地与林地 K 值之间没有显著性差异。林地有机碳含量、全量养分含量均值显著 ($P<0.05$) 高于耕地, 林地有机碳含量、全量养分含量较荒草地高, 但差异不显著。与耕地相比, 林草地枯枝落叶量多, 根系网络发达, 微生物活动强烈, 同时受人为干扰影响较小, 因此, 林草地土壤剖面上养分含量较高, 土壤抗蚀性强。

耕地、林草地 K 值剖面分布一致, 表现为 0~35 cm 相对较小且变化较大, 土下 35~60 cm 随着深度的增加而增大, 与有机碳、全氮、全钾含量剖面分布曲线

表 3 不同土地利用土壤剖面理化性质、K 值均值对比

Table 3 Comparison of physicochemical properties and average K values in soil profiles of different land use types

土地利用	SOC	TN	TP	TK	K
	g·kg ⁻¹				
耕地	10.14 ^b	1.03 ^b	0.37 ^b	11.16 ^b	0.056 3 ^a
林地	17.20 ^a	2.05 ^a	0.45 ^a	14.69 ^a	0.048 1 ^b
荒草地	13.49 ^{ab}	1.74 ^a	0.41 ^{ab}	13.49 ^{ab}	0.051 6 ^b

变化趋势相反(图 4)。这是因为剖面上层根系特别是细根集中分布, 微生物活动强烈同时受外界环境物料的输入影响较大。随着土层深度的增加, 容重增大, 根系分泌物以及微生物量减少, 养分含量下降, 土壤抗蚀性变弱。已有研究表明^[26,28], 土壤剖面有机碳含量和土壤养分含量之间有很好的相关性。岩溶环境的空间异质性强, 不同岩溶区域研究结果差异较大, 可考虑增加采样点、采样深度与缩小分层采样间隔, 深入探究土壤剖面养分含量、可蚀性 K 值间的相关性, 探讨土壤养分含量是否可作为岩溶地

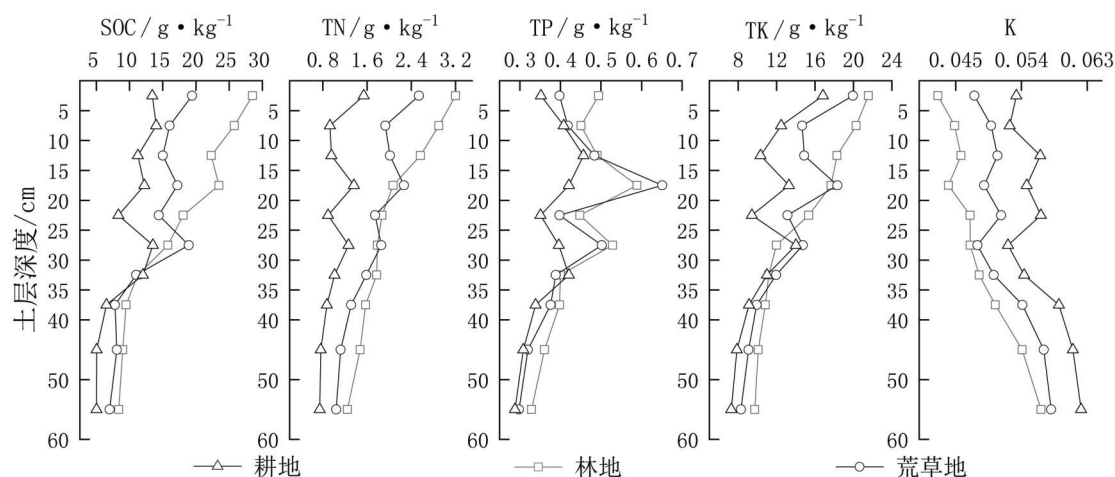


图4 土壤理化性质与K值剖面分布

Fig. 4 Profile of soil physicochemical properties and K value distribution

区土壤剖面可蚀性的评价指标。土壤全磷含量在3种土地利用类型剖面差异较小,可能是因为土壤磷的由来相对稳定,受成土母质影响较大^[29-30]。

4 讨论

青木关岩溶槽谷流域表土可蚀性K值范围为0.037 1~0.060 5,均值为0.048 5,而有学者^[5]在中国水蚀区土壤可蚀性K值计算的研究结果中显示四川、重庆表土可蚀性K值在0.001 0~0.066 7范围内,本研究结果介于上述数值之间。高华端等^[16]研究得出黔中岩溶地区灌丛地、草地和林地原状土可蚀性K值集中在0.026 3~0.039 5之间,远远低于本研究,这可能是由于其研究取样点植被覆盖度较高。对照其他岩溶流域的径流小区实测资料^[17,31],土壤可蚀性K值介于0.033 6~0.054 4之间,均值为0.040 7,略低于本研究结果。因青木关岩溶槽谷流域地带性植被几乎被破坏,现有森林几乎是原始次生林和人工林;长期坡地耕种的习惯以及停工的工程建设造成的裸土地;加之季风气候的影响,致使流域内土壤侵蚀较为强烈。本研究仅尝试了以EPIC模型估算流域土壤可蚀性,因岩溶环境空间异质性强,可能会使结果存在偏差,今后将利用野外实测值校正与检验估算模型,以提高数据和预测精度。

不同土地利用方式下,其土壤侵蚀效应具有显著差异。之前对不同土地利用类型土壤可蚀性特征的研究有:唐夫凯^[17]研究贵州省贞丰—关岭花江岩溶峡谷区不同土地利用类型土壤可蚀性K值,得出K值大小依次为坡耕地、弃耕地、草地、灌木林地、乔木林地;王敬贵等^[32]在云南省抚仙湖库区尖山河小流

域的研究结果表明,土壤可蚀性K值从高到低为水田、旱坡地、园地、旱平地、荒草地、灌草地、林地;荆莎莎等^[9]采用EPIC模型中K值计算方法得出山东省沂蒙山区4种主要土地利用方式可蚀性K值从大到小依次是园地、耕地、林地、草地。本研究得出流域不同土地利用类型下的表土可蚀性K值以裸土地最大,耕地次之,其次为园地、荒草地和竹林,针阔叶混交林最小,分别存在显著差异($P < 0.05$),这与前人研究结果大致相符。裸土地和耕地的土壤抗侵蚀能力较差;园地改善土壤结构、降低土壤可蚀性能力相对较弱,由于岩溶环境脆弱、复杂而特殊,形成良好的园地生态环境可能需要较长时间的演替;荒草地土壤可蚀性低于耕地和园地且变异系数小,说明在实行自然恢复或减少人为扰动后提高了土壤抵抗侵蚀的能力。可见,在生态脆弱的西南岩溶地区,应合理规划区域自然恢复植被和人为恢复植被的面积,选择符合岩溶区岩性特点和侵蚀特点的较优水土保持模式^[33]。此次仅分析了植被类型和不同土地利用类型对土壤可蚀性的影响,而海拔、坡向、地貌部位等对其的影响,还有待于进一步研究。

5 结论

(1)青木关岩溶槽谷流域表土可蚀性K值介于0.037 1~0.060 5之间,均值与中值较接近,表明流域内K值分布较均匀,受特异值的影响较小;变异系数CV值在10%~100%之间,其K值空间异质性为中等;偏度、峰度值小于1,K值基本服从正态分布;

(2)青木关岩溶槽谷流域表土机械组成中粉粒含量较高,土壤质地属于粉壤土。有机质含量在

13.98~52.24 g·kg⁻¹之间,均值为29.20 g·kg⁻¹,肥力偏高;表土可蚀性K值与砂粒含量、有机碳含量呈极显著负相关,与粉粒含量呈极显著正相关,与黏粒含量呈负相关;土壤粉粒、砂粒和有机质含量的高低是反映区域土壤自身抗侵蚀能力大小的有效指标;

(3)青木关岩溶槽谷流域不同土地利用类型下的表土可蚀性K值以裸土地最大,耕地次之,其次为园地、荒草地和竹林,针阔叶混交林最小,分别存在显著差异($P<0.05$);受人类活动影响强烈的裸土地和耕地是地区主要的泥沙策源地,流域退耕还林(草)政策对于提高土壤抗侵蚀能力、防治水土流失具有重要意义;变异系数CV值在2.7%~6.1%之间,同一种土地利用类型土壤可蚀性K值的空间异质性较弱;

(4)不同土地利用类型土壤剖面K值均值为耕地显著大于荒草地与林地,荒草地与林地K值间差异性不显著;与耕地相比,林草地枯枝落叶量多,根系网络发达,同时受人为干扰影响较小,土壤抗蚀性强;K值剖面分布一致表现为0~35 cm相对较小且变化较大,土下35~60 cm随着深度的增加而增大;相对土壤剖面上层而言,随着土层深度增加,容重增大,根系分泌物以及微生物量减少,养分含量下降,土壤抗蚀性变弱。

参考文献

- [1] SHI C X. Scaling effects on sediment yield in the upper Yangtze River[J]. Geographical Research, 2008, 27(4): 800-810.
- [2] Panagos P, Borrelli P, Poesen J, et al. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe[J]. Environmental science & policy, 2015, 54: 438-447.
- [3] 梁音, 史学正. 长江以南东部丘陵区土壤可蚀性K值研究[J]. 水土保持研究, 1999, 6(2): 47-52.
- [4] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning, Agricultural Handbook, No. 537[M]. Washington DC: US Department of Agriculture, 1978: 19-27.
- [5] 梁音, 刘宪春, 曹龙熹, 等. 中国水蚀区土壤可蚀性K值计算与宏观分布[J]. 中国水土保持, 2013(10): 35-40, 79.
- [6] 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)[M]. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703, 1997: 404-406.
- [7] 胡刚, 宋慧, 石星军, 等. 基于RUSLE的卧虎山水库流域土壤侵蚀特征分析[J]. 地理科学, 2018, 38(4): 610-617.
- [8] 黄晓强, 赵云杰, 信忠保, 等. 北京山区典型土地利用方式对土壤理化性质及可蚀性的影响[J]. 水土保持研究, 2015, 22(1): 5-10.
- [9] 荆莎莎, 张荣华, 张庆红, 等. 沂蒙山区典型县土壤可蚀性K值空间变异研究[J]. 土壤通报, 2017, 48(2): 278-284.
- [10] 高丽倩, 赵允格, 秦宁强, 等. 黄土丘陵区生物结皮对土壤可蚀性的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(1): 105-112.
- [11] 王文鑫, 王文龙, 郭明明, 等. 黄土高原沟壑区植被恢复对沟头土壤团聚体特征及土壤可蚀性的影响[J]. 中国农业科学, 2019, 52(16): 2845-2857.
- [12] 史东梅, 陈正发, 蒋光毅, 等. 紫色丘陵区几种土壤可蚀性K值估算方法的比较[J]. 北京林业大学学报, 2012, 34(1): 32-38.
- [13] 徐文秀, 韦杰, 李进林, 等. 三峡库区紫色土坡耕地表土的可蚀性研究[J]. 水土保持通报, 2019, 39(3): 7-11, 18.
- [14] 朱成刚, 李卫红, 李大龙, 等. 伊犁河谷土壤理化性质及可蚀性特征分析[J]. 资源科学, 2016, 38(7): 1212-1221.
- [15] 梁博, 聂晓刚, 万丹, 等. 喜马拉雅山脉南麓典型林地对土壤理化性质及可蚀性K值影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(6): 1377-1388.
- [16] 高华端, 李锐. 喀斯特地区原状土的可蚀性[J]. 中国水土保持科学, 2007, 5(5): 1-4.
- [17] 唐夫凯. 岩溶峡谷区不同土地利用方式土壤抗蚀性研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2016.
- [18] 陈佳, 陈洪松, 冯腾, 等. 桂西北喀斯特地区不同土地利用类型土壤抗蚀性研究[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(1): 105-110.
- [19] 胡宁, 傅瓦利, 马志敏, 等. 岩溶石漠化山地不同退耕模式土壤抗蚀性及其与结构体分形关系研究[J]. 中国岩溶, 2008, 27(2): 115-121.
- [20] 王佩将, 戴全厚, 丁贵杰, 等. 退化喀斯特植被恢复过程中的土壤抗蚀性变化[J]. 土壤学报, 2014, 51(4): 806-815.
- [21] 肖盛杨, 舒英格, 陈梦军. 喀斯特高原峡谷区不同植被类型的土壤抗蚀性[J]. 水土保持通报, 2019, 39(4): 30-35, 81.
- [22] 吴昌广, 曾毅, 周志翔, 等. 三峡库区土壤可蚀性K值研究[J]. 中国水土保持科学, 2010, 8(3): 8-12.
- [23] 宋春风, 陶和平, 刘斌涛, 等. 长江上游地区土壤可蚀性空间分异特征[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(9): 1123-1130.
- [24] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity[J]. Journal of Soil and water Conservation, 1983, 38(5): 381-383.
- [25] Panagopoulos T, De Jesus J, Blumberg D, et al. Spatial variability of durum wheat yield as related to soil parameters in an organic field[J]. Communications in soil science and plant analysis, 2014, 45(15): 2018-2031.
- [26] 杨慧, 曹建华, 孙蕾, 等. 岩溶区不同土地利用类型土壤无机磷形态分布特征[J]. 水土保持学报, 2010, 24(2): 135-140.
- [27] 黄芬, 胡刚, 涂春燕, 等. 岩溶区不同土地利用类型土壤钙形态分布特征[J]. 南方农业学报, 2015, 46(9): 1574-1578.
- [28] 朱梓弘, 杨程, 谢银财, 等. 重度石漠化区不同土地利用方式下土壤养分特征[J]. 中国岩溶, 2018, 37(6): 842-849.
- [29] 范跃新, 杨玉盛, 杨智杰, 等. 中亚热带常绿阔叶林不同演替阶段土壤活性有机碳含量及季节动态[J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5751-5759.

- [30] 陈涵兮,海龙,黄利民,等.坡向对毛竹林土壤养分及其生态化学计量特征的影响[J].应用生态学报,2019,30(9):2915-2922.
- [31] 杨子生.滇东北山区坡耕地土壤可蚀性因子[J].山地学报,1999,17(S1):11-16.
- [32] 王敬贵,亢庆,邝高明,等.尖山河小流域土壤可蚀性K值空间变异研究[J].生态环境学报,2014,23(4):555-560.
- [33] 段亚锋,王克林,冯达,等.典型喀斯特小流域土壤有机碳和全氮空间格局变化及其对退耕还林还草的响应[J].生态学报,2018,38(5):1560-1568.

Analysis on soil erodibility of different land use types in the Qingmuguan karst valley

CHEN Ying¹, WEI Xingping^{1,2}, LEI Shan¹

(1.College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China;2.Chongqing Key Laboratory of Earth Surface Processes and Environment Remote Sensing in Three Gorges Reservoir Area, Chongqing 401331, China)

Abstract The purpose of this work is to investigate the physicochemical properties, erodibility and influencing factors of soil in the karst areas of Chongqing City, so as to provide references for quantitative study of soil erosion and the formulation of soil and water conservation measures, and promote regional ecological protection and land use structure adjustment. The work area is in the Qingmuguan karst valley watershed of Chongqing City. This valley formed in the southward extension of the Wentangxia anticline in the Jinyun mountains, part of the parallel ridge-valley system in eastern Sichuan. Here a large area of Triassic carbonate rock is exposed. Under the action of long-term water current dissolution, a typical karst valley landscape of "one mountain, two ridges and one trough" developed. The geological strata are composed of carbonate rock(T_1j , T_2l) and clastic rock(T_3xj). In this work, six land use types were selected as the objects, including cultivated land, coniferous and mixed conifer-broadleaf forest, bamboo forest, garden land, wild grassland and bare land. Surface soil (0–10 cm) and profile soil (0–60 cm) were collected to analyze material composition and organic carbon content, and the soil erodibility K was calculated by the EPIC model. Results show that, (1) The erodibility K value of topsoil in the study area is between 0.0371 and 0.0605, 0.0485 on average, with a median value 0.0475 and a variation coefficient 10.71%, and the skewness and the kurtosis are less than 1; (2) The topsoil is dominated by silt, attributed to silty clay loam. The organic matter content is between 13.98 and 52.24 g·kg⁻¹, with an average value of 29.20 g·kg⁻¹. The K value of topsoil erodibility is negatively correlated with sand content and carbon content ($P < 0.01$), positively correlated with silt content ($P < 0.01$), and negatively correlated with clay content ($P < 0.05$) significantly; (3) The topsoil erodibility K values of different land use types in order are: bare land(0.0583) > cultivated land (0.0534) > garden land(0.0483) > wild grassland(0.0478) > bamboo forest(0.0469) > mixed conifer-broadleaf forest(0.0427), with prominent differences ($P < 0.05$), and the coefficients of variation range from 2.7% to 6.1%. Bare land and cultivated land that are strongly influenced by human activities are the primary sources of sedimentation in the region. Vegetation restoration can effectively improve soil erosion resistance; (4) For different land use types, the average soil erodibility K value in the soil profile of cultivated land (0.0563) is significantly higher than that of wild grassland (0.0516) and forest land (0.0481) ($P < 0.05$). While the difference of soil erodibility K values between wild grassland and forest land is not obvious. In soil profiles, the K shows relatively small values with great variations in depth range 0–35 cm, and increases with depth in 35–60 cm below the surface.

Key words soil erodibility K value, EPIC model, land use types, Qingmuguan, karst valley watershed

(编辑 黄晨晖)