

DOI: 10.11766/trxb201611290469

延河流域三种土壤可蚀性 K 值估算方法比较*

林芳¹ 朱兆龙^{1, 2†} 曾全超² 安韶山²

(1 西北农林科技大学机械与电子工程学院, 陕西杨凌 712100)

(2 西北农林科技大学黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨凌 712100)

摘要 土壤可蚀性因子 K 是表征土壤侵蚀作用的敏感指标。采用3种土壤可蚀性 K 值估算方法(Torri.D模型、EPIC模型、Shirazi公式法)对延河流域土壤可蚀性进行对比研究,以实测 K 值为依据,采用相关性分析和模型估算筛选出符合该区侵蚀特点的土壤可蚀性估算方法。结果表明:延河流域土壤中有有机碳、黏粒、粉粒含量随植被覆盖度的变化由北向南逐渐增加,平均质量直径(D_{MW})表现为森林>森林草原>草原, K_{EPIC} 和 $K_{Shirazi}$ 与 D_{MW} 呈正相关,而Torri.D模型估算 K 值($K_{Torri.D}$)与 D_{MW} 呈相反的变化趋势,即从草原到森林草原再到森林,土壤团聚体稳定性和抗侵蚀性逐渐增加。 $K_{Torri.D}$ 的变化范围为0.068~0.147 5,高于真实 K 值(0.031 2~0.079 6),相比于其他两种方法,Torri.D模型平均绝对误差(MAE)、平均相对误差(MRE)和均方根误差(RMSE)更接近于0,而精度因子(A_f)更接近1,具有更高的可信度,更加适用于延河流域土壤侵蚀敏感性评价和土壤流失量预测。

关键词 延河流域;土壤可蚀性 K 值;Torri.D模型

中图分类号 S157 **文献标识码** A

土壤可蚀性(Soil Erodibility)是指土壤容易受到侵蚀破坏的性能,国际上一般采用 K 值即土壤可蚀性因子来表示,可以评价土壤对侵蚀敏感程度的重要定量化参数^[1]。国内外学者相继提出了不同的土壤可蚀性估算方法,主要包括直接测定法、诺谟图法、公式法等。直接测定法是一种传统的方法,符合实际田间土壤对侵蚀力的敏感尺度,但存在测定时间长,经费耗费多等缺陷,目前很少被采用,其测量值常用来验证公式法的适用性;诺谟图法早期应用较广,但其准确度较低^[2]。公式法是一种近年来发展迅速并且被广泛应用的 K 值估算方法,克服了直接测定法和诺谟图法的缺点,得到了广泛的应用。目前国内外应用广泛的土壤侵蚀模型有美国通用土壤流失方程式(USLE/RUSLE)、

WEPP模型、Shirzai公式、Torri.D模型、EPIC模型等,这些模型早期用来计算耕地土壤流失,后期也被诸多学者应用到林地、草地等其他土地利用方式^[3-5]。

我国早期土壤可蚀性的研究主要集中在黄土高原地区,朱显谟等^[6]将侵蚀性能分为抗冲性和抗蚀性,测定了黄土的相对抗冲性指标,田积莹和黄义瑞^[7]在子午岭林区进行了土壤抗蚀性能的研究,唐克丽等^[8]研究了土壤侵蚀发生发展过程与土壤抗蚀性能之间的作用机理,周佩华和武春龙^[9]采用小区资料对黄土的可蚀性进行了分析计算。20世纪90年代以来,广大学者开始在不同地区^[10-12]开展USLE、EPIC等土壤侵蚀模型的适用性研究。例如,史学正等^[13]研究了诺莫方程在中国亚热带

* 国家自然科学基金项目(41671280)、水利部公益性行业科研专项经费项目(201501045)和西北农林科技大学基本业务费专项(2452015092)资助 Supported by the National Natural Science Fund Project (No. 41671280), the Special Fund Projects of Public Welfare Industry of the Water Conservancy Ministry of People's Republic of China (No. 201501045) and the Fundamental Research Funds Project of the Northwest A&F University (No. 2452015092)

† 通讯作者 Corresponding author: 朱兆龙(1977—),男,博士,助理研究员,主要从事土壤结构研究。E-mail: zhu_zl@nwsuaf.edu.cn

作者简介: 林芳(1993—),女,硕士研究生,主要从事智能化检测与技术研究。E-mail: lf621@nwfufu.edu.cn

收稿日期: 2016-11-29; 收到修改稿日期: 2017-05-03; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2017-05-25

地区的适用性, Zhang等^[14-15]、Zhu等^[16]、Wang等^[17]先后采用USLE、EPIC模型以及Shirazi公式法等公式研究中国土壤侵蚀度及其在中国地区的适用性, Zhang等的研究表明国外的侵蚀模型估算的可蚀性 K 值普遍高于测量值。李锐^[18]结合多种土壤侵蚀模型, 研究中国主要水蚀区土壤侵蚀过程。以上模型中, Shirazi公式法和Torri.D模型在土壤机械组成以及有机碳含量的基础上即可进行土壤可蚀性因子的计算, 受到越来越多的学者青睐。

在土壤侵蚀模型研究的基础上, 张科利等^[19-20]进行黄土可蚀性研究时将可蚀性因子 K 值作为土壤侵蚀评价指标, 指的是用标准小区上单位降雨侵蚀力所引起的土壤流失量表征土壤性质对侵蚀影响作用的大小。张科利等^[20]认为美国USLE中定义的标准小区不能完全符合中国国情, 张科利等^[20]论证了中国标准小区的概念为坡度 15° 、坡长20 m、坡宽为5 m的清耕休闲地, 提出在研究时应将资料统一订正到标准小区上, 使研究结果具有可比性, 并对诺莫方程, Shirzai公式法、EPIC模型三种估算公式在全国的应用进行了校正, 提出了进行 K 值估算时首选诺莫方程, 然而诺莫方程中的土壤结构系数和渗透等级两个因子不方便测量, 因此在理化性质有限的条件下可选用其他可蚀性 K 值估算公式。近年来, 在土壤理化性质不全的情况下, 曾全超等^[21]、朱冰冰等^[22]分别采用Shirzai公式法和EPIC模型研究了黄土高原不同小流域的土壤可蚀性 K 值, Gao等^[23]采用EPIC模型研究黄土地区土壤侵蚀率。公式法估算土壤可蚀性因子的研究在黄土地区取得了一定的进展, 但由于资料限制和标准小区与观测小区不统一等问题, 黄土高原一些地区仍无法进行 K 值的估算研究, 其可靠性也有待检验, 因此有必要研究理化性质资料有限的情况下可使用的 K 值估算公式。鉴于此, 本研究采用已有的3种可蚀性估算公式, 根据黄土丘陵区土壤可蚀性研究成果, 筛选出一种在理化性质资料有限的情况

下, 适用于延河流域的土壤可蚀性 K 值估算的最佳方法, 从而为黄土区土壤侵蚀提供一定的数据支撑和科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

延河流域位于陕西省北部, 属黄河一级支流, 自西北向东南流经志丹、安塞、延安等县, 于延长县汇入黄河^[24], 全长286.9 km, 流域面积为7 725 km²。延河流域属黄土丘陵沟壑区, 年均降水量为500 mm, 年均气温为8.8~10.2℃, 由西北向东南递增。土壤类型以黄绵土为主, 土壤质地均一, 稳定性弱, 抗侵蚀能力差。流域内水土流失严重, 河流含沙量大, 脆弱的自然条件以及长期陡坡耕种的习惯, 致使延河流域土壤侵蚀强烈^[25]。

1.2 样品采集与分析

2011年7月, 通过对研究区域的植被和地形条件调查, 选取延河流域土壤类型为黄绵土的9个典型小流域进行研究, 样地基本状况如表1所示。样方内按照随机均匀原则采集土样, 分别在森林带、森林草原带、草原带设置20 m×20 m、10 m×10 m、5 m×5 m的样方, 按照“S”形路线选择5~6个样点^[26], 用铝盒分别采集0~10和10~20 cm土层原状土, 土壤样品经风干、过筛后分别采用激光粒度仪^[27]和重铬酸钾法^[28]测定土壤机械组成和有机质含量。

1.3 延河流域三种土壤可蚀性 K 值估算方法

(1) EPIC模型

EPIC模型是一种专门为土壤侵蚀与土地生产力设计的模型^[29], 基于土壤有机碳和粒径分布进行土壤可蚀性 K 值估算^[11]。通过模拟侵蚀植物生长及其过程的水文、气象、侵蚀等自然基本成分和经济组成成分。Williams等^[30]在Erosion-Productivity Impact Calculator中将土壤 K 值的计算公式为

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3e^{\left[-0.0256S_1 \left(1.0 - \frac{S_2}{100}\right)\right]} \right\} \left[\frac{S_2}{n + S_2} \right]^{0.3} \left\{ 1.0 - \frac{0.25C}{C + e^{(3.72 - 2.95C)}} \right\} \left\{ 1.0 - \frac{0.7S_3}{S_3 + e^{(-5.51 + 22.9S_3)}} \right\} \quad (1)$$

式中, S_1 为砂粒含量, %; S_2 为粉粒含量, %; n 为黏粒含量, %; C 为有机碳含量, %; $S_3=1-S_1/100$, %。根据此公式, 基于土壤有机碳和土壤颗粒分析资料, 即可计算出土壤 K 值。

(2) Shirazi公式法

Shirazi和Boersma^[31]通过分析土样中黏土、淤泥、沙子的百分比, 获得土壤平均粒径 D_g 和颗粒尺寸标准偏差 σ_g , 为土壤及其理化性质的比较提供了统

表1 样地基本状况

Table 1 Basic information of the sampling sites

小流域 Small watershed	植被带 Vegetation zone	样点数 Number of sample	海拔 Elevation (m)	经度/纬度 Longitude/latitude	坡位 Slop position	坡度 Gradient (°)	主要植被类型 Dominant species
洞子沟 Dongzigou	森林 Forest	11	1 259	109°17'42"E/ 36°55'50"N	沟谷 Gully slope	28	辽东栎、茶条槭+中华绣线菊、六道木+披针苔草、多花胡枝子 <i>Quercus wutaishanica blume, Acer ginnala+ Spiraea chinensis, Abelia biflora+Carex lanceolata, Lespedeza floribunda Bunge</i>
毛堡则 Maobaoze	森林 Forest	10	1 334	109°15'33"E/ 36°57'54"N	梁峁坡 Ridge top	21	三角槭+黄刺玫 <i>Acer buergerianum+ Rosa xanthina</i>
尚和年 Shanghenian	森林 Forest	5	1 351	109°15'82"E/ 36°58'19"N	峁顶 Ridge top	26	铁杆蒿、猪毛蒿 <i>Artemisia gmelinii, Artemisia scoparia</i>
三王沟 San wang gou	森林草原 Forest-steppe	15	1 312	109°22'27"E/ 37°01'75"N	梁峁坡 Ridge slope	38	铁杆蒿、百里香、芨蒿、长芒草 <i>Artemisia gmelinii, Thyme, Artemisia giraldii, Stipa bungeana</i>
张家河 Zhangjiahe	森林草原 Forest-steppe	13	1 315	109°22'64"E/ 37°01'72"N	梁峁坡 Ridge slope	27	大针茅、铁杆蒿、达乌里胡枝子、长芒草 <i>Artemisia gmelinii, Stipa bungeana</i>
陈家圪 Chenjiagua	森林草原 Forest-steppe	15	1 349	109°22'69"E/ 37°01'84"N	梁峁坡 Ridge slope	39	白羊草、达乌里胡枝子、铁杆蒿、芨蒿 <i>Bothriochloa ischaemum, Lespedeza davurica, Artemisia gmelinii, Artemisia giraldii</i>
麻地沟 Madigou	草原 Steppe	11	1 312	108°59'24"E/ 37°13'53"N	沟谷 Gully slope	40	铁杆蒿、达乌里胡枝子、芨蒿 <i>Artemisia gmelinii, Lespedeza davurica, Artemisia giraldii</i>
石子湾 Shiziwán	草原 Steppe	12	1 321	108°98'99"E/ 37°23'19"N	梁峁坡 Ridge slope	42	铁杆蒿、芨蒿、冷蒿 <i>Artemisia gmelinii, Artemisia giraldii, Artemisia frigida</i>
周家山 Zhoujia shan	草原 Steppe	10	1 285	108°98'97"E/ 37°23'24"N	梁峁坡 Ridge slope	39	铁杆蒿、芨蒿、大针茅 <i>Artemisia gmelinii, Artemisia giraldii, Stipa grandis</i>

一的基准^[32]。根据 D_g 和 σ_g 进行土壤质地分类，分析土壤的保水性 D_g 、 σ_g 之间的关系^[32]。提出了在土壤

理化性质资料有限的情况下，建议只考虑土壤几何平均粒径 (D_g , mm) 来计算土壤可蚀性 K 值^[33]：

$$K = 7.594 \left\{ 0.0017 + 0.0494 \exp \left[- \frac{1}{2} \left[\frac{\log(D_g + 1.675)}{0.6986} \right]^2 \right] \right\} \quad (2)$$

$$D_g = e^{(0.01 \sum f_i \ln m_i)} R^2 = 0.983$$

式中， f_i 为原土壤中第*i*个粒径级的等级质量分数，%； m_i 为第*i*个粒径级两端数值的算术平均值，mm；公

式中 K 值单位是美国制，计算后将 K 值乘以0.131 7，转化为国际制单位 (t hm² h / (MJ mm hm²))。

这种方法仅考虑土壤的几何平均粒径, 基于土壤机械组成资料即进行土壤可蚀性 K 值估算。

(3) Torri.D模型

Torri.D模型是一种基于理化性质的非线性最佳拟合公式^[34]。Torri.D等将已经确定的各种土壤 K 值与土壤性质相联系, 提出利用土壤质地参数和有机质含量研究 K 值的可预测性及其相关不确定度。由于各种土壤质地参数标准不同, 使用统一的土壤质地定量参数:

$$K = 0.0293(0.65 - D_g + 0.24D_g^2) e^{\{-0.0021\frac{OM}{C} - 0.00037\{\frac{OM}{C}\}^2 - 4.02 + 1.72C^2\}} \quad (4)$$

式中, OM 为百分数表示的土壤有机质含量; C 为由小数表示的黏粒 (<0.002 mm) 含量。 K 值单位为国际制单位 ($t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$)^[11]。在土壤理化性质资料有限的情况下可以使用 Torri.D 模型, 模型中 K 值估算基于土壤颗粒组成即可进行。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 软件对数据进行统计和计算 K 值, 采用 SPSS 20.0 软件进行单因素方差分析 (One-way variance analysis) 和 Pearson 相关系数法分析, 采用 Origin 7.5 软件作图。

$$D_g = \sum f_i \lg \sqrt{d_i d_{i-1}} \quad (3)$$

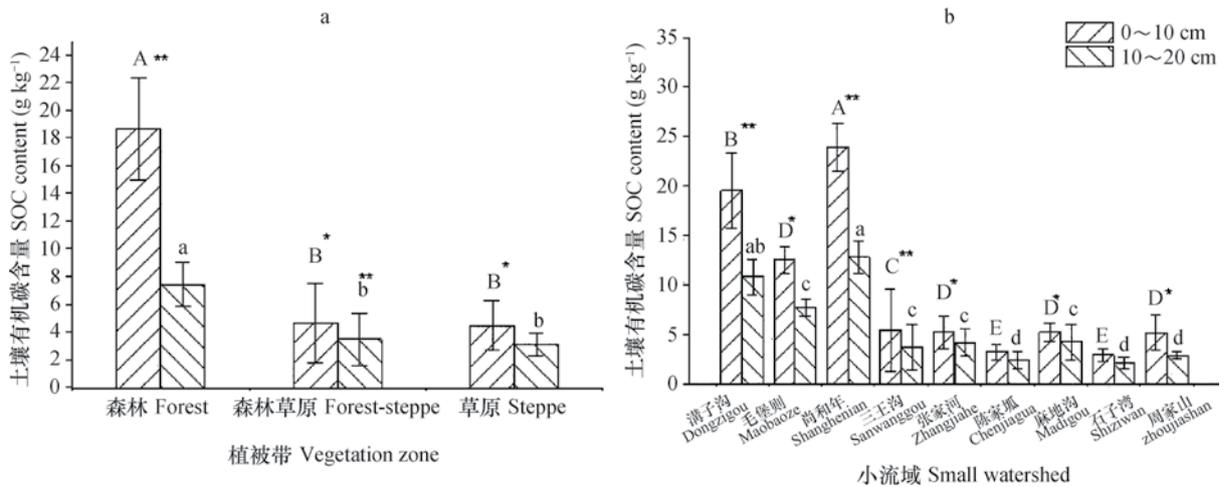
式中, d_i 为土壤机械组成中第 i 级土壤颗粒的最大值 (mm), d_{i-1} 为第 i 等级土壤颗粒的最小值 (mm), 当 $i=1$ 时, $d_0=0.000\ 05$ mm。 f_i 为用小数点表示的相应粒径等级土壤颗粒含量。基于砂粒 (0.05~2 mm)、粉粒 (0.002~0.05 mm) 和黏粒 (<0.002 mm) 3 个粒径计算 D_g 。

1997 年 Torri.D 等提出采用土壤粒径和有机质数据建立的可蚀性估算模型:

2 结 果

2.1 延河流域土壤理化性质分布特征

图 1 给出了延河流域土壤有机碳分布特征。由图可知, 延河流域有机碳含量范围为 2.1~19.6 g kg^{-1} , 表层土壤有机碳含量明显高于亚表层, 图 1a 中不同植被带土壤有机碳含量表现为: 森林带 > 森林草原带 > 草原带, 森林带表层土有机碳含量为 18.7 g kg^{-1} , 显著高于森林草原带和草原带 ($p < 0.05$)。图 1b 中尚合年小流域有机碳含量最高, 其次是洞子沟,



注: 不同大写字母表示表层 (0~10 cm) SOC 含量差异显著 ($p < 0.05$), 不同小写字母表示亚表层 (10~20 cm) SOC 含量差异显著 ($p < 0.05$); “**” 表示 0~10 cm 和 10~20 cm 土层 SOC 含量在 $p < 0.01$ 水平上差异显著, “*” 表示 0~10 cm 和 10~20 cm 土层 SOC 含量在 $p < 0.05$ 水平上差异显著 Note: Different capital letters denote significant difference in SOC content in the surface (0~10 cm) soil ($p < 0.05$), and different lowercase letters significant difference in SOC content in the subsoil (10~20cm) ($p < 0.05$) “**” mean significant difference in soil content between surface soil and subsoil at the level of $p < 0.01$, those designated by “*” mean significant difference at the level of $p < 0.05$

图 1 延河流域土壤有机碳分布特征

Fig. 1 Physical and chemical properties of the soil in the Yanhe Valley

而草原带的洞子沟小流域最低, 森林草原带的陈家瓜流域高于洞子沟, 但显著低于草原带的麻地沟和周家山流域 ($p < 0.05$)。

由图2可知, 森林、森林草原和草原 (0~10 cm和10~20 cm) 土壤团聚体各粒级变化规律均相似, 均以0.05~0.10 mm团聚体为主, 0.5~2.0 mm团聚体所占比例最低。森林植被带的洞子沟、毛堡

则、尚和年三个小流域的黏粒 (<0.002 mm) 含量较高, 其中尚合年黏粒含量为10.86%, 森林草原植被带次之, 草原带的黏粒约为7.0%; 森林草原带的砂粒 (0.05~2.0 mm) 含量占粒径组成的70%以上, 而森林带的砂粒含量为60%以下, 森林草原带介于二者之间, 其中石子湾小流域砂粒含量最高 ($p < 0.05$), 洞子沟小流域最低, 约为55.97%。

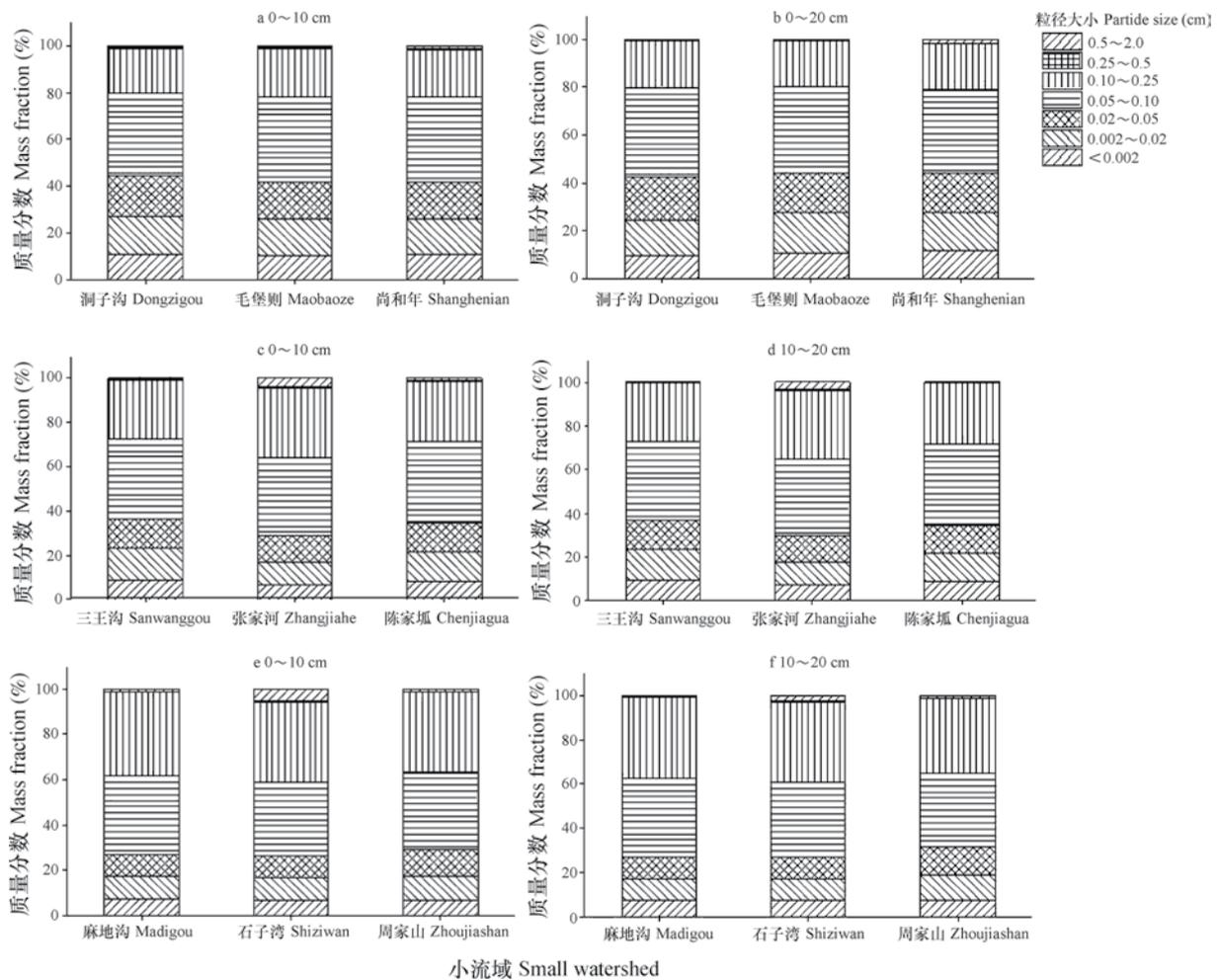


图2 延河流域土壤团聚体粒级分布

Fig. 2 Particle-size distribution of stable soil aggregates in the soil of the Yanhe Vally

2.2 延河流域土壤团聚体平均质量直径 (D_{MW}) 分布特征

平均质量直径 (D_{MW}) 是一种团聚体稳定性评价指标, D_{MW} 值越大, 团聚体越稳定。由表3可知, 延河流域 D_{MW} 值为2.64~3.33, 三种植被带 D_{MW} 值分布特征为: 森林带 > 森林草原带 > 草原带, 但毛堡则森林带的 D_{MW} 值却小于石子湾小流域, 与有机碳分布特征基本一致, 表明草原带团聚体水稳定

性最弱, 而森林带团聚体水稳定性较强, 其中洞子沟小流域 D_{MW} 值最大, 亚表层 D_{MW} 值为3.33, 显著高于草原带, 团聚体水稳性最强, 草原带的麻地沟和周家山 D_{MW} 值相对较小, 表层土 D_{MW} 值仅为2.65和2.79。

2.3 延河流域土壤可蚀性 K 值

根据式 (1)~式 (4) 的3种方法可得到延河流域土壤可蚀性 K 值, 其均值如表4所示, 3种 K 值

表2 延河流域土壤平均质量直径分布

Table 2 Mean weight diameter distribution of the soil in the Yanhe Vally

流域 Watershed	植被带Vegetation zone	平均质量直径Mean weight diameter	
		0 ~ 10 cm	10 ~ 20 cm
洞子沟Dongzigou	森林 Forest	3.26	3.33
毛堡则Maobaoze	森林 Forest	2.64	3.01
尚和年Shanghenian	森林 Forest		
三王沟Sanwanggou	森林草原 Forest-steppe	3.24	3.29
张家河Zhangjiahe	森林草原 Forest-steppe	3.17	3.19
陈家瓜Chenjiagua	森林草原 Forest-steppe	3.11	3.18
麻地沟Madigou	草原 Steppe	2.65	2.74
石子湾Shiziwan	草原 Steppe	3.09	3.21
周家山Zhoujiashan	草原 Steppe	2.79	2.80

表3 三种方法计算的土壤可蚀性 K 值

Table 3 Soil erodibility K relative to calculation method

流域 Watershed	土壤质地 Soil texture	植被带 Vegetation zone	Shirazi公式法 Shirazi equation		Torri.D 模型 Torri.D Model		EPIC模型 EPIC Model	
			0 ~ 10 cm	10 ~ 20 cm	0 ~ 10 cm	10 ~ 20 cm	0 ~ 10 cm	10 ~ 20 cm
			洞子沟 Dongzigou	砂质壤土 Sandy loam	森林 Forest	0.082 8	0.077 4	0.091 4
毛堡则 Maobaoze	砂质壤土 Sandy loam	森林 Forest	0.079 2	0.081 4	0.117 2	0.139 7	0.111 8	0.122 2
尚和年 Shanghenian	壤质砂土 Loamy sand	森林 Forest	0.078 2	0.083 9	0.068 0	0.119 0	0.099 0	0.109 4
三王沟 Sanwanggou	壤质砂土 Loamy sand	森林草原 Forest-steppe	0.069 3	0.071 2	0.125 5	0.138 8	0.112 5	0.115 0
张家河 Zhangjiahe	壤质砂土 Loamy sand	森林草原 Forest-steppe	0.052 0	0.053 6	0.134 4	0.138 7	0.104 2	0.105 9
陈家瓜 Chenjiagua	壤质砂土 Loamy sand	森林草原 Forest-steppe	0.062 4	0.064 6	0.145 6	0.147 5	0.113 9	0.115 7
麻地沟 Madigou	壤质砂土 Loamy sand	草原 Steppe	0.050 7	0.050 8	0.129 2	0.132 9	0.096 2	0.096 6
石子湾 Shiziwan	壤质砂土 Loamy sand	草原 Steppe	0.048 8	0.050 3	0.138 9	0.140 1	0.097 4	0.098 3
周家山 Zhoujiashan	壤质砂土 Loamy sand	草原 Steppe	0.052 9	0.056 6	0.134 2	0.145 0	0.103 7	0.109 4

注： K 值单位转换为国际制单位 $t\ hm^2\ h / (MJ\ mm\ hm^2)$ ，标准小区为中国标准小区 Note: $K = t\ hm^2\ h / (MJ\ mm\ hm^2)$ (International metric system) , and the standard plot is the standard plot of China

估算结果在0.048 8 ~ 0.145 7范围内, $K_{Torri.D} > K_{EPIC} > K_{Shirazi}$, 对于不同深度土层, 表层土壤大于亚表层, 但两者差异并不显著, 初步说明了 K 值受土层

深度的影响较小。 $K_{shirazi}$ 和 K_{EPIC} 对于不同的植被类型均呈现森林 > 草原 > 森林草原的规律, 而Torri.D模型随植被类型变化趋势为 $K_{森林} < K_{草原} < K_{森林草原}$ 。

K 值越小,抗侵蚀能力越强,土壤团聚体稳定性越强。土壤质地为砂质壤土的洞子沟和毛堡则小流域的表层和亚表层土壤的 $K_{\text{Torri.D}}$ 值均相对较小,表明其抗侵蚀能力较强,而土壤质地为砂土的尚合年小流域,表层土壤 $K_{\text{Torri.D}}$ 值最小,这可能与土壤中有有机碳含量高有关。延河流域 $K_{\text{Torri.D}}$ 值从南到北依次减弱,分布特征与有机碳、黏粒、粉粒一致,与砂粒以及 D_{MW} 值相反,表明森林植被带的土壤抗侵蚀能力相对较强,森林草原带次之,草原带最弱。

以表4数据为基础,将 K 值分别归结为森林、森林草原和草原3种土地利用类型,采用误差分析法对3种估算方法的精度进行不确定分析,评价结果见表5。根据统计学原理,平均绝对误差MAE、平均相对误差MRE和均方根误差RMSE^[11]的值越趋近于0,精度因子 A_f 值^[11]越接近于1,土壤可蚀性 K 值预测的不确定性越小。Torri.D模型的MAE、MRE、RMSE值分别为0.005、0.124、0.006,较其他两种方法更接近0,而 A_f 值为0.554 7,较Shirazi公式法和EPIC模型法的2.279 5和1.022更接近于1,即EPIC法在黄土高原地区进行土壤可蚀性 K 值预测时不确定性最小。

表4 土壤可蚀性 K 值估算方法的不确定性评价

Table 4 Uncertainty of the assessment of erodibility K relative to evaluation method

评价参数 Evaluation parameter	K_{Shirazi}	$K_{\text{Torri.D}}$	K_{EPIC}
平均绝对误差MAE	0.016 9	0.005 0	0.009 4
平均相对误差MRE	0.386 7	0.124 0	0.256 1
均方根误差RMSE	0.019 9	0.006 0	0.010 7
精度因子 A_f	2.279 5	0.554 7	1.021 9

2.4 延河流域植被带、土壤基本性质及 K 值之间的相关性

对延河流域3个植被带的土壤基本性质以及 K 值进行相关性分析,由于实验过程中人为因素及个别数据缺失等原因,相关分析结果不理想,每个植被带中取两个小流域进行相关性分析,分析结果见表6,植被带与有机碳、黏粒、粉粒含量以及 D_{MW} 值呈显著负相关,即植被类型从森林到草原的空间变化中,有机碳、黏粒、粉粒含量逐渐减少, D_{MW} 值逐渐变小,即延河流域不同植被带土壤团聚体水稳性表现为:森林>森林草原>草原,与表3的

表5 植被带、土壤基本性质及 K 值之间的相关性

Table 5 Correlations of K with vegetation zone and soil basic properties

	土壤有机质 SOC	黏粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand	K_{EPIC}	K_{Shirazi}	$K_{\text{Torri.D}}$	D_{MW}
植被带 Vegetation zone	-0.604**	-0.573**	-0.727**	0.708**	-0.457**	-0.693**	0.431**	-0.495**
土壤有机质SOC	1	0.575**	0.646**	-0.646**	-	0.671**	-0.945**	-
黏粒 Clay	0.575**	1	0.866**	-0.921**	0.642**	0.942**	-0.361**	0.280*
粉粒 Silt	0.646**	0.866**	1	-0.992**	0.743**	0.980**	-0.397**	0.300*
砂粒 Sand	0.780**	-0.921**	-0.992**	1	-0.736**	-0.996**	0.385**	-0.303*

注:*, $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

D_{MW} 值分布特征一致。植被带与3种 K 值之间相关关系显著,其中与 K_{Shirazi} 和 K_{EPIC} 呈显著负相关,而与 $K_{\text{Torri.D}}$ 呈显著正相关,即 $K_{\text{Torri.D}}$ 随植被带的变化趋势与 D_{MW} 值相反。

3 讨论

3.1 土壤可蚀性 K 值的确定性和变化性

本研究中,利用3种公式估算了延河流域9个小流域的土壤可蚀性 K 值,公式法估算 K 值的确定性

表现在:估算公式仅为土壤理化性质的函数,植被类型、土壤侵蚀过程通过影响土壤理化性质从而影响 K 值,因此可蚀性 K 值能在一定程度上客观地反映土壤抵抗侵蚀的敏感性。但不同公式的理化性质指标不同,其敏感度也不同,Shirazi公式法以土壤机械组成为基础估算 K 值,而EPIC模型和Torri.D模型还需土壤有机质含量,因此,3种公式的 K 值估算结果存在差异。

土壤可蚀性 K 值的变化性表现在:对于同一种估算模型,同种土质的理化性质差异会导致不同的

可蚀性 K 值。本研究中三种公式分别得到的不同小流域的 K 值不同,一方面与植被覆盖度有关,森林对土壤有修复改良作用,通常表现为植物根系对土壤的挤压、穿插、分割以及死亡根系和枯枝落叶产生的有机质及根际分泌物等。另一方面可能与植被演替过程中,通常是土壤黏粒、有机质、菌丝等土壤团聚体形成的主要胶结物质不断积累,对土壤性质产生影响从而影响土壤团聚体的组成和稳定性^[35],从属森林植被带的尚合年小流域土壤质地为砂土,但其有机碳含量高,表现出较强的抗侵蚀能力,这表明:森林土壤养分含量相对较高,植被演替形成的有机质有利于土壤团聚作用,增加团聚体的水稳性,而黏粒含量与团聚体的稳定性呈正相关^[36],相关性表明:除土壤有机质外,物质性黏粒的增加也可降低消散的黏粒膨胀引起的崩解作用,这种作用会增加土壤团聚体的稳定性,土壤可蚀性表征为越稳定的团聚体其可蚀性 K 值越小。

3.2 土壤可蚀性 K 值估算方法筛选依据

本研究中采用3种 K 值估算结果之间具有一定的差异性,估算公式采用土壤的理化性质不同导致预测的结果不同,并且每种公式对不同理化性质的敏感度不同,即不同的公式在同一地区的适应性是不同的。土壤可蚀性 K 值估算方法的评价结果也表明:3种方法计算得到的 K 值差异显著($p < 0.05$),除 K 值本身受到土壤理化性质的差异而存在变化,也说明Shirazi公式法和EPIC模型法不能灵敏反映因延河流域土壤理化性质差异产生的 K 值的变化。

此外,张科利等^[33]认为用公式法进行土壤可蚀性估算时,要有一组可靠的实测值作为依据,通过布设小区得到观测数据,计算黄土的实测 K 值为0.009 2~0.023 4,但其标准小区为ULSE标准,坡度因子为9%,而中国标准小区坡度因子为15°,暂不考虑其他因素,两者之间相差3.4倍,因此标准小区为中国标准小区时,黄土的真实 K 值为0.031 2~0.079 6,且土壤可蚀性 K 值影响因素复杂, K 值变动于0.001~0.04,本研究中3种方法,Shirazi公式法与真实值最为接近,但在延河地区应用时,对理化性质灵敏度较低, $K_{\text{Torri.D}}$ 大于真实值,但对植被变化引起的有机碳、黏粒、粉粒、砂粒等理化性质变化反应灵敏,且 $K_{\text{Torri.D}}$ 与 D_{MW} 呈负相关,表明Torri.D模型能够表征团聚体稳定性随植被从草原向森林变化而逐渐增强。

4 结 论

延河流域森林植被带的有机碳、黏粒以及粉粒含量较高,草原植被带的砂粒含量较高,植被演替形成的有机碳和黏粒等胶结物质有利于土壤团聚作用,有机碳含量的增加能够促进土壤物质性黏粒的形成,团聚体水稳性逐渐增强。 D_{MW} 分布特征表明森林植被带团聚体稳定性较强,森林草原带次之,草原带最弱, $K_{\text{Torri.D}}$ 与 D_{MW} 呈负相关,两者表征意义相同,Shirazi公式法和EPIC模型对延河流域理化性质变化敏感性较低,表明不同植被类型对土壤可蚀性估算方法的稳定性反应不同。估算 K 值误差分析结果表明,Torri.D模型对土壤理化性质具有一定敏感性,与真实值之间存在误差,但能够表征由于植被变化引起的土壤可蚀性的变化,在土壤理化性质资料不全时,可采用 $K_{\text{Torri.D}}$ 对该地区进行土壤侵蚀敏感性评价和土壤流失量预测。

参 考 文 献

- [1] 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. 生态环境学报, 2014, 23 (4) : 555—560
Wang J G, Kang Q, Kuang G M, et al. Spatial variability of soil erodibility (K -factor) in Jianshan watershed of Yunnan Province (In Chinese). Ecology and Environment Sciences, 2014, 23 (4) : 555—560
- [2] 高德武. 黑龙江省土壤流失方程中土壤可蚀性因子 (K) 的研究. 国土与自然资源研究, 1993 (3) : 40—43
Gao D W. Soil erodibility K in the catchment of Heilongjiang Province (In Chinese). Territory & Natural Resources Study, 1993 (3) : 40—43
- [3] Larsen I J, Macdonald L H. Predicting postfire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and disturbed WEPP. Water Resources Research, 2007, 43 (11) : 2578—2584
- [4] Ochoa P A, Fries A, Mejía D, et al. Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. Catena, 2016, 140: 31—42
- [5] Auerswald K, Fiener P, Martin W, et al. Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling: An alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibility values. Catena, 2014, 118: 220—225

- [6] 朱显谟. 土壤学. 北京: 农业出版社, 1963
Zhu X M. Soil science (In Chinese). Beijing: Agriculture press, 1963
- [7] 田积莹, 黄义端. 子午岭连家砭地区土壤物理性质与土壤抗侵蚀性能指标的初步研究. 土壤学报, 1964, 12 (3): 286—296
Tian J Y, Huang Y D. The preliminary research on the soil physical property and erosion resistance index in the meridional ridge span regions (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1964, 12 (3): 286—296
- [8] 唐克丽. 中国水土保持. 北京: 科学出版社, 2004
Tang K L. Soil and water conservation in China (In Chinese). Beijing: Science Press, 2004
- [9] 周佩华, 武春龙. 黄土高原土壤抗冲性的试验研究方法探讨. 水土保持学报, 1993, 7 (1): 29—34
Zhou P H, Wu C L. The research method of soil anti-scourability experiment in Loess Plateau (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 1993, 7 (1): 29—34
- [10] 王彬, 郑粉莉, 王玉玺. 东北典型薄层黑土区土壤可蚀性模型适用性分析. 农业工程学报, 2012, 28 (6): 126—131
Wang B, Zheng F L, Wang Y X. Adaptability analysis on soil erodibility models in typical thin layer black soil area of Northeast China (In Chinese). Transaction of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28 (6): 126—131
- [11] 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. 北京林业大学学报, 2012, 34 (1): 32—38
Shi D M, Chen Z F, Jiang G Y, et al. Comparative study on estimation methods for soil erodibility K in purple hilly area (In Chinese). Journal of Beijing Forestry University, 2012, 34 (1): 32—38
- [12] 吴昌广, 曾毅, 周志翔, 等. 三峡库区土壤可蚀性 K 值研究. 中国水土保持科学, 2010, 8 (3): 8—12
Wu C G, Zeng Y, Zhou Z X, et al. Soil erodibility K value in Three Gorges Reservoir Area (In Chinese). Science of Soil and Water Conservation, 2010, 8 (3): 8—12
- [13] 史学正, 于东升, 邢延炎. 用田间实测法研究我国亚热带土壤的可蚀性. 土壤学报, 1997, 34 (4): 399—405
Shi X Z, Yu D S, Xing T Y. Studying on soil erodibility by using field measurement method in subtropic China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1997, 34 (4): 399—405
- [14] Zhang K, Li S, Peng W, et al. Erodibility of agricultural soils on the Loess Plateau of China. Soil & Tillage Research, 2004, 76 (2): 157—165
- [15] Zhang K L, Shu A P, Xu X L, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China. Journal of Arid Environments, 2008, 72 (6): 1002—1011
- [16] Zhu B, Li Z, Li P, et al. Soil erodibility, microbial biomass, and physical - chemical property changes during long-term natural vegetation restoration: A case study in the Loess Plateau, China. Ecological Research, 2010, 25 (3): 531—541
- [17] Wang B, Zheng F L, Römken M J. M.. Comparison of soil erodibility factors in USLE, RUSLE2, EPIC and Dg models based on a Chinese soil erodibility database. Acta Agriculturae Scandinavica, 2013, 63 (1): 69—79
- [18] 李锐. 中国主要水蚀区土壤侵蚀过程与调控研究. 水土保持通报, 2011, 31 (5): 1—6
Li R. Research into soil erosion processes and control in major water erosion regions of China (In Chinese). Bulletin of Soil and Water Conservation, 2011, 31 (5): 1—6
- [19] 张科利, 蔡永明, 刘宝元, 等. 黄土高原地区土壤可蚀性及其应用研究. 生态学报, 2001, 21 (10): 1687—1695
Zhang K L, Cai Y M, Liu B Y, et al. Evaluation of soil erodibility on the Loess Plateau (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2001, 21 (10): 1687—1695
- [20] 张科利, 刘宝元, 蔡永明. 土壤侵蚀预报研究中的标准小区问题论证. 地理研究, 2000, 19 (3): 297—302
Zhang K L, Liu B Y, Cai Y M. The standard of unit plot in soil loss prediction of China (In Chinese). Geographical Research, 2000, 19 (3): 297—302
- [21] 曾全超, 李娅芸, 刘雷, 等. 黄土高原草地植被土壤团聚体特征与可蚀性分析. 草地学报, 2014, 22 (4): 743—749
Zeng Q C, Li Y Y, Liu L, et al. Study on soil aggregate stability and soil erodibility in the grassland vegetation of the Loess Plateau Region (In Chinese). Acta Agrestia Sinica, 2014, 22 (4): 743—749
- [22] 朱冰冰, 李占斌, 李鹏, 等. 土地退化/恢复中土壤可蚀性动态变化. 农业工程学报, 2009, 25 (2): 56—61
Zhu B B, Li Z B, Li P, et al. Dynamic changes of soil erodibility during process of land degradation and restoration (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2009, 25 (2): 56—61
- [23] Gao L, Bowker M A, Xu M, et al. Biological soil crusts decrease erodibility by modifying inherent soil properties on the Loess Plateau, China. Soil Biology & Biochemistry, 2017, 105: 49—58
- [24] 娄雪婷, 曾源, 吴炳方, 等. 延河流域阔叶林地上生物

- 量遥感监测及空间分布特征分析. 资源科学, 2010, 32 (11): 2229—2238
- Lou X T, Zeng Y, Wu B F, et al. Above-ground forest biomass retrieval and spatial distribution estimation across the Yanhe Basin from remote sensing (In Chinese). Resources Science, 2010, 32 (11): 2229—2238
- [25] 李仁英, 杨浩, 唐翔宇, 等. 黄土高原地区 ^{137}Cs 的分布及其影响因子研究. 土壤学报, 2004, 41 (4): 628—631
- Li R Y, Yang H, Tang X Y, et al. Effects of geographical factors on the distribution of ^{137}Cs in the Loess Plateau (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41 (4): 628—631
- [26] 李鑫, 马瑞萍, 安韶山, 等. 黄土高原不同植被带土壤团聚体有机碳和酶活性的粒径分布特征. 应用生态学报, 2015, 26 (8): 2282—2290
- Li X, Ma R P, An S S, et al. Characteristics of soil organic carbon and enzyme activities in soil aggregates under different vegetation zones on the Loess Plateau (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26 (8): 2282—2290
- [27] 刘雪梅, 黄元仿. 应用激光粒度仪分析土壤机械组成的实验研究. 土壤通报, 2005, 36 (4): 579—582
- Liu X M, Huang Y F. An experiment study on employing laser grain-size analyzer to analyze soil mechanical composition (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2005, 36 (4): 579—582
- [28] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [29] Rosewell C J, 张胜利, 时明立. 土壤保持趋向. 水土保持科技情报, 1988 (4): 16
- Rosewell C J, Zhang S L, Shi M L. Trend of soil conservation (In Chinese). Scientific and Technical Information of Soil and Water Conservation, 1988 (4): 16
- [30] Williams J R, Genard K G, 李忠魁. 侵蚀影响土壤生产力的新估价方法. 水土保持科技情报, 1984 (4): 26—30
- Williams J R, Genard K G, Li Z K. New appraisal method of erosion affects soil productivity (In Chinese). Scientific and Technical Information of Soil and Water Conservation, 1984 (4): 26—30
- [31] Shirazi M A, Boersma L. A unifying quantitative analysis of soil texture. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48 (1): 142—147
- [32] Shirazi M A, Hart J W, Boersma L. A unifying quantitative analysis of soil texture: Improvement of precision and extension of scale. Soil Science Society of America Journal, 1988, 52 (1): 181—190
- [33] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算. 土壤学报, 2007, 44 (1): 7—13
- Zhang K L, Peng W Y, Yang H L. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2007, 44 (1): 7—13
- [34] Torri D, Poesen J, Borselli L. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. Catena, 1997, 31 (1): 1—22
- [35] Miyata S, Kosugi K, Gomi T, et al. Effects of forest floor coverage on overland flow and soil erosion on hillslopes in Japanese cypress plantation forests. Water Resources Research, 2009, 45 (6): 192—200
- [36] Lehtinen T, Lair G J, Mentler A, et al. Soil aggregate stability in different soil orders quantified by low dispersive ultrasonic energy levels. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78 (3): 713—723

Comparative Study of Three Different Methods for Estimation of Soil Erodibility K in Yanhe Watershed of China

LIN Fang¹ ZHU Zhaolong^{1, 2†} ZENG Quanchao² AN Shaoshan²

(1 College of Mechanical and Electronic Engineering, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

(2 State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract 【Objective】 Soil erodibility K is an international index of soil susceptibility to erosion, and can be used as an important quantitative parameter in evaluating soil erodibility. The Yanhe Valley is

located on the Loess Plateau, where soil erosion is very severe, and also very severe in soil erosion. In this case, it is particularly important to conduct research on soil erosion models for this region. In recent years, in studies on soil erodibility of loess, soil erodibility factor K is often used as an index for evaluation of soil erosion. Though certain progress has been made in the research on using the formula method to assess soil erosion factor K in the loess area, it is still infeasible to go on doing researches on estimating K values in some parts of the Loess Plateau due to limitation of data availability and inconsistency between standard plot and observation plot. Besides, the reliability of the formula method still need to be validated. So, it is necessary to design an equation that is workable for estimating soil erodibility K even when inadequate data of soil physical and chemical properties are available. The purpose of this study is to pick out of the three methods currently available for estimating soil erodibility K one that fits the special situation of the river valley. **【Method】** In this study, comparison was performed between the three methods, i.e. Torri.D model, EPIC model, and Shirazi formula in applicability to estimation of K for the nine catchments of the Yanhe Valley. Collection analysis and Model-based estimation methods were used to process and analyze the data and compare predicted K with measured K , so as to screen out the most suitable one. **【Result】** Results show that the contents of soil organic carbon, clay and silt gradually increased from north to south with the increasing vegetation coverage. In terms of mean weight diameter (D_{MW}), the three types of vegetation in the valley followed an order of forest > forest-steppe > steppe, and D_{WM} was positively related to the K predicted with the EPIC model and Shirazi formula method, but negatively to that with the Torri.D model, which means that soil aggregate increased in stability and the soil in erosion resistance as the vegetation turned from steppe to forest-steppe to forest. The three predicted K s displayed an order of $K_{\text{Torri.D}} > K_{\text{EPIC}} > K_{\text{shirazi}}$. $K_{\text{Torri.D}}$ varied in the range of 0.068 ~ 0.1475, higher than the measured one (0.0312 ~ 0.0796). Compared with the other two, Torri.D model was the lowest in uncertainty, with mean absolute error (MAE), mean relative error (MRE), root mean square error (RMSE) close to 0, and dilution of precision (A_f) close to 1, suggesting that Torri.D model is more suitable than the other two for use to evaluate soil erosion susceptibility and calculate soil loss. **【Conclusion】** To sum up, all the findings described above indicate that Torri.D model can be used to soil erosion susceptibility and predict soil loss of a region even when data of the region are incomplete or inadequate.

Key words Yanhe Valley; Soil erodibility K ; Torri.D model

(责任编辑: 檀满枝)