

基于小流域尺度的土壤可蚀性 K 值空间变异

张金池¹, 李海东¹, 林 杰¹, 李奕建¹, 姜 姜², 陶宝先¹, 张东海¹

(南京林业大学森林资源与环境学院, 江苏 南京 210037; 迈阿密大学生物系, 迈阿密 33146, 美国)

摘要:采用传统统计学和地统计学相结合的方法,以邓下小流域为研究区,利用 EPIC 模型中土壤可蚀性 K 值算法,研究了小流域尺度下土壤可蚀性 K 值空间变异特征及不同植被类型对其影响。结果表明:(1)研究区 K 值的变化范围为 0.1498 ~ 0.4981,均值为 0.3316,变异系数为 22.11%,小流域土壤可蚀性存在中等程度的空间变异性。(2)研究区土壤可蚀性 K 值总体分布趋势是从西北向东南增大,条带状分布明显, K 值较高处以“岛状”嵌于小流域中南部。北部森林覆盖区土壤抗侵蚀能力较强,中南部耕作种植及居住生活区土壤抵抗侵蚀能力较弱。(3)研究区 8 种不同植被类型除旱耕地外, K 值垂直变异特征均是 $K_{0-20\text{cm}} < K_{20-40\text{cm}} < K_{40-60\text{cm}}$,土壤可蚀性随土壤垂直剖面深度增大而增大,土壤表层(0~20cm)抗侵蚀能力最强。8 种不同植被类型土壤表层 K 值($K_{0-20\text{cm}}$)的大小顺序为:休闲地 > 茶园 > 旱耕地 > 草地 > 阔叶林 > 灌木林 > 针叶林 > 毛竹林。

关键词:土壤可蚀性 K 值;小流域;空间变异;植被影响

文章编号:1000-0933(2008)05-2199-08 中图分类号:P343, Q142, S154 文献标识码:A

Spatial variability of soil erodibility (K -Factor) at a catchment scale in China

ZHANG Jin-Chi¹, LI Hai-Dong¹, LIN Jie¹, LI Yi-Jian¹, JIANG Jiang², TAO Bao-Xian¹, ZHANG Dong-Hai¹

1 College of Forest Resources and Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China

2 Department of Biology, University of Miami, Miami 33146, USA

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(5): 2199 ~ 2206.

Abstract: We conducted a study to examine the spatial variability and vertical characteristics of soil erodibility (K -factor) and its relation to vegetation types based on a case of study on Dengxia catchment, China. Using traditional statistical and geostatistical methods, soil erodibility (K -factor) was calculated by EPIC model. The results showed: (1) The spatial variability of K value at the studied area was significant difference, with the range from 0.1498 to 0.4981, mean of 0.3316, and variance coefficient of 22.11%; (2) The whole distribution tendency of K value presented belt-shaped obviously and was higher in the northwest than in the southeast, with several high K value centers embedding in the middle and south part of the area. It showed that soil anti-erodibility of forest covering region mainly in the north part is stronger than that of farmland and human resident living region in the middle and south part of the area; (3) The vertical variability characteristics of K value by different vegetation types all followed the order of $K_{0-20\text{cm}} < K_{20-40\text{cm}} < K_{40-60\text{cm}}$ at the area while farmland followed the order of $K_{0-20\text{cm}} < K_{40-60\text{cm}} < K_{20-40\text{cm}}$. It showed that soil anti-erodibility in the topsoil (0—20cm) was the strongest except for farmland. For soil erodibility (K -factor) of different vegetation types in the topsoil (0—20cm), the order was as follows: fallow land > tea garden land > farmland > grassland > broad-leaved forest land > *microphylla* shrub land > coniferous forest land > bamboo forest land.

基金项目:国家“十一五”科技攻关课题资助项目(2006BAD03A16)

收稿日期:2007-11-17; 修订日期:2008-03-10

作者简介:张金池(1962~),男,山东安丘人,博士,教授,主要从事水土保持与林业生态工程研究. E-mail: nfuyczhang@sina.com

Foundation item: The project was financially supported by Key Project of National Science and Technology During the 11th Five-Year Plan (No. 2006BAD03A16)

Received date: 2007-11-17; **Accepted date:** 2008-03-10

Biography: ZHANG Jin-Chi, Ph. D., Professor, mainly engaged in soil erosion and forestry ecological engineering. E-mail: nfuyczhang@sina.com

Key Words: soil erodibility (K -factor); catchment; spatial variability; vegetation influence

土壤可蚀性(Soil Erodibility)是评价土壤被降雨侵蚀力分离、冲蚀和搬运难易程度的一项指标,是影响土壤流失的内在因素^[1,2],通常用 K 值来衡量土壤可蚀性。国外学者对土壤可蚀性 K 值做了大量的研究工作。1965年Wishchmeier^[3]等根据大量实测资料,提出了通用土壤流失方程(Universal Soil Loss Equation, USLE),方程中包含土壤可蚀性因子 K ,首次把土壤可蚀性因子 K 与土壤流失量建立定量关系。1971年Wischmeier W. H. 等^[4]根据实测的土壤可蚀性因子与土壤性质的相关性,建立了土壤可蚀性 K 值与土壤质地、土壤有机质、土壤结构和土壤通透性的关系式(即诺漠方程)。1990年Williams等^[5]在侵蚀-生产力评价模型EPIC(Erosion-productivity impact calculator)中,把土壤可蚀性因子 K 值的计算公式发展为仅与土壤砂粒含量、粉粒含量、粘粒含量和土壤有机碳含量有关的公式,使土壤可蚀性因子 K 值的计算更简单。我国学者也对土壤可蚀性 K 值进行了大量研究,涉及对土壤可蚀性指标与测定方法的评述;用不同的模型计算了研究区的土壤可蚀性 K 值,并对其空间分布特征作了相应的分析;以及对坡耕地土壤进行了小区实测,建立起研究区土壤 K 值的修正诺漠公式等^[5~12]。由此可见,土壤可蚀性 K 值是国内外水土保持学科的重要研究内容, K 值的研究对认识土壤侵蚀机理、定量估算土壤侵蚀量以及合理进行水土流失防治等均有重要的意义。

已有研究表明,土壤可蚀性 K 值受土壤化学性质的影响较小,更多地受土壤物理性质的影响,而土壤物理性质即使在同一种土壤条件下也存在明显的空间变异性^[9,12],以往的研究通常是按照土壤类型计算 K 值,忽略了 K 值在空间上的变异^[13]。本文以地统计学原理为指导着重研究小流域尺度土壤可蚀性 K 值的空间变异特征,其目的是更好的了解小流域尺度土壤可蚀性空间分布特征,为小流域综合治理中的土壤侵蚀预报和水土保持规划提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

邓下小流域位于南京市东南约20km、句容市西约20km处,宁句公路从小流域内穿过,面积为32.16km²。地势西北高东南低,西北最高唐木山海拔为282m,东南最低处海拔为13m。区内黄龙埭水库总库容220万m³,汇水面积4.7km²,属于句容河水系。土壤以黄棕壤、红壤为主,最大冻结深度-0.09m。属北亚热带季风气候区,四季分明,雨水充沛,光能资源充足,年平均温度为15.7℃,年平均降雨117d,降雨量1106.5mm。每年6月下旬到7月中旬为梅雨季节,年度最佳气节为秋季9~11月份。小流域中南部主要是耕作居住区。森林主要分布在小流域北部山区,主要植被有杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)、麻栎(*Quercus acutissima*)、白栎(*Quercus fabri Hance*)、山胡椒(*Lindera chienii*)、茶(*Camellia sinensis*)、盐肤木(*Rhus chinensis M.*)、蓬蘽(*Rubus hirsutus*)、一年蓬(*E-rigeron annuus*)、苔草(*Carex lasiocarpa*)、荩草(*Arthraxonhispidu*)和毛竹林(*Phyllostachys pubescens*)等。

1.2 土壤样品采集

2007年7月初,在研究区内以500m×500m的网格布设采样点,进行土壤样品采集,研究小流域内土壤可蚀性 K 值的空间变异特征。考虑到网格交点周围的土壤质地、地形、植被类型等因素,土壤样品采集时以网

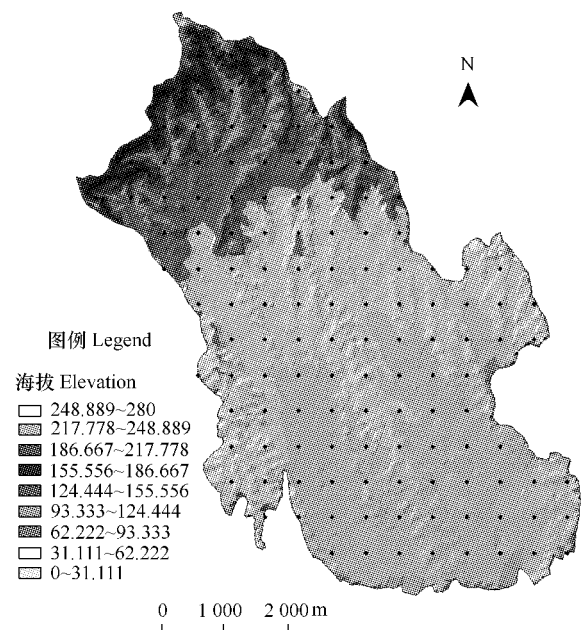


图1 研究区样点分布图

Fig. 1 The map of soil sampling sites

格交点为中心,半径 20m 范围内随机采集 3~5 个小样品(土壤层为 0~20cm),然后将其等量均匀混合作为一个土壤样品,共采集土壤样品 143 个。用 GPS map76 记录下网格交点位置(图 1)。此外,按不同植被类型(茶园、针叶林、阔叶林、草地、灌木林、竹园、旱耕地和休闲地共 8 种)选择典型样地(表 1),以 0~20cm,20~40cm 和 40~60cm 分层挖土壤剖面 16 个,在土壤剖面上以“S”形采集土壤样品,每种植被类型做一个重复,以研究不同植被类型对土壤可蚀性 K 值的影响。采集的样品带回实验室内,自然风干,磨碎、过 2mm 筛后备用。实验室测定的土壤性质有容重、pH 值、机械组成、有机碳等。土壤容重采用环刀法测定;pH 值采用电位测定法;土壤机械组成采取比重计法测定(粒径分级为:2~0.05mm,0.05~0.002mm,<0.002mm);土壤有机碳含量采用浓硫酸-重铬酸钾氧化法测定。

表 1 不同植被类型样地基本情况表

Table 1 Characteristics of sample plots by different vegetation types

植被类型 Vegetation type	林型 Stand type	林龄 Stand age (a)	林分组成 Stand composition	郁闭度/盖度 Coverage (%)	坡度 Slope (°)	坡向 Aspect
S1	II	30	茶	60	8	SE
S2	II	21	杉木、马尾松	55	12	N
S3	I	24	白栎、麻栎、山胡椒	50	15	SE
S4	I	—	一年蓬、苔草、荩草	90 *	7	SW
S5	III	8	盐肤木、蓬蘽	70	9	N
S6	II	13	毛竹	60	10	NW
S7	—	—	棉花、山芋	65 *	6	SE
S8	—	—	—	—	5	W

S1:茶园 Tea garden; S2:针叶林 Coniferous forest; S3:阔叶林 Broad-leaved forest; S4:草地 Grass land; S5:灌木林 Shrub community; S6:竹园 Bamboo forest; S7:旱耕地 Farm land, 棉花 Cotton、山芋 *Ipomeoea batata*; S8:休闲地 Fallow land; 下同 the same belowe; I:天然林 Natural forest; II:人工林 Plantation forest; III:次生林 Secondary forest; * 表示植被盖度 Vegetation coverage

1.3 研究方法

1.3.1 数据资料

研究资料有 2006 年南京江宁淳化镇 1:10000 地形图,2007 年 4 月野外调查绘制的土地利用现状图和南京水土保持地理信息系统(简称 NjSwcGIS,下同)中小流域边界数据。地形图是 AutoCad 格式,NjSwcGIS 中的小流域边界坐标是 shp 矢量格式。

1.3.2 土壤可蚀性因子 K 值的计算

K 值的求法主要有:直接测定、诺谟图法、公式法。直接测定 K 值方法被认为是最符合田间实际土壤对侵蚀力的敏感尺度,但是直接测定 K 值所需的时间较长,经费较多;诺谟图法不仅需要较多参数,特别是土壤结构级别和土壤渗透级别很难准确的获得,故也较烦琐^[2];公式法则比较快捷^[12~14]。美国通用土壤流失方程 USLE 及其修正模型 RUSLE 中 K 值的确定方法,与诺谟图法一样,需要的指标不容易确定。因此,本研究采用 Williams 等^[5]人在 EPIC(erosion-productivity impact caculator)模型中发展的土壤可蚀性因子 K 值估算方法,计算公式为:

$$K = \{0.2 + 0.3 \exp[-0.0256SAN(1 - SIL/100)]\} \cdot \left(\frac{SIL}{SLA + SIL}\right)^{0.3} \cdot \left[1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)}\right] \cdot \left[1.0 - \frac{0.7SN_1}{SN_1 + \exp(-5.51 + 22.9SN_1)}\right] \quad (1)$$

式中, SAN 为砂粒含量,%; SIL 为粉砂含量,%; SLA 为粘粒含量,%; C 为有机碳含量,%; $SN_1 = 1 - SAN/100$ 。

根据实验室实测的土壤机械组成、有机碳含量,运用公式(1)计算小流域土壤可蚀性 K 值。

1.3.3 地统计学方法

地统计学方法是在传统统计学基础上发展起来的时空分析方法,此方法不仅能够有效提示属性变量在空

间的分布变异特征,而且能够有效解释空间格局对生态过程与功能的影响。

(1) 半方差函数分析方法

地统计学是以区域化变量理论为基础,以半方差函数为基本工具的一种数据方法^[14]。半方差函数是描述土壤性质空间变异结构的一个函数,反映了不同距离观测值的空间自相关程度,它的一些重要参数如块金值、基台值和变程等区域化变量,是研究土壤特性空间变异的关键,同时也是进行空间布局估计的基础。半方差函数模型有球状(Spherical)、高斯(Gaussian)、指数(Exponential)和线性无基台、有基台值(Linear, Linear to sill)等模型。半方差函数假设随机函数均值稳定,方差存在且有限,该值仅和间距 h 有关,则半方差函数 $\gamma(h)$ 可定义为随机函数 $Z(x)$ 增量方差的一半,即:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \sigma^2 [z(x+h) - z(x)] \quad (2)$$

计算式为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i+h) - Z(x_i)] \quad (3)$$

式中, $\gamma(h)$ 为半方差函数; h 为样点空间间隔距离,称为步长(Lag); $N(h)$ 为观测样点对数; $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i+h)$ 分别是区域化变量 $Z(x)$ 在空间位置 x_i 和 x_i+h 的实测值; $\sigma^2_{[z(x+h)-z(x)]}$ 为 $Z(x)$ 的增量方差。

在本研究中,运用 ArcGIS9.1 中地统计分析模块(Geostatistical Analyst)对研究区内 143 个土壤可蚀性 K 值进行半方差函数分析,采用克里格插值(Kriging)方法进行最优无偏估值,步长为 0.625km,远小于半方差函数的变程(7.4083km),符合地统计分析要求。

(2) 克里格插值方法

克里格插值方法是地统计学中最常用的插值法,它利用原始数据和半方差函数的结构性,对未采样点的区域化变量进行最优无偏估值的一种方法^[15]。其算法如下:设在一区域内位置 x_0 处某一变量的估值为 $z^*(x_0)$,其周围在相关范围内有 n 个已测定值 $Z(x_i)$ ($i=1,2,\dots,n$),现通过这 n 个测定值 $Z(x_i)$ 的线性组合来求估测值 $r(h) = \frac{1}{2} \sigma^2 [z(x+h) - z(x)]$,即:

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (4)$$

式中, λ_i 与 $Z(x_i)$ 位置有关的加权系数。要使估测最优必须满足两个条件:(1)无偏估计,即 $E[Z^*(x_0) - Z(x_0)] = 0$; (2)方差最小,即 $\sigma^2[Z^*(x_0) - Z(x_0)] = \min$ 。由以上几式,利用拉格朗日极小化原理,可以导出 λ_i 与半方差之间的矩阵

$$\begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} & 1 \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} & 1 \\ & & \cdots & & \\ r_{n1} & r_{n2} & \cdots & r_{nn} & 1 \\ 1 & 1 & \cdots & 1 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \vdots \\ \lambda_n \\ \varphi \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} r_{10} \\ r_{20} \\ \vdots \\ r_{n0} \\ 1 \end{bmatrix} \quad (5)$$

式中, $r_{ij} = \gamma(|x_i - x_j|)$ 间距为 $|x_i - x_j|$ 的半方差; φ 为拉格朗日算子。求解上式方程组得 λ_i 和 φ 值后,由(5)式可写出 x_0 点的最优估算 $Z^*(x_0)$ 。

2 结果与分析

2.1 土壤可蚀性 K 值的描述性统计分析

2.1.1 描述性统计特征

按照经典统计方法分析,研究区土壤可蚀性 K 值统计特征值列于表 2。从表 2 可以看出,土壤可蚀性 K 值的变化范围为 0.1498 ~ 0.4981,最大值是最小值的 3.3 倍,可见测定值变幅较大。 K 值均值为 0.3316,中值为 0.3295,中值和均值接近,说明在研究内土壤可蚀性 K 值分布比较均匀,未受到特异值影响。变异系数

反映的是样本的离散程度,为样本的标准差对平均数的百分数。其划分等级为:弱变异性, $C.V. < 10\%$; 中等变异性, $C.V. = 10\% \sim 100\%$; 强变异性, $C.V. > 100\%$ [16]。故研究区土壤可蚀性 K 值具有中等程度的空间变异性,造成土壤可蚀性变间变异性较大的原因在于研究区土壤质地、地形、植被及耕作制度等多种因素的差异性。

表 2 土壤可蚀性 K 值统计特征值Table 2 Statistic features of soil erodibility (K -factor)

样点数 Samples	最小值 Min	最大值 Max	均值 Mean	中值 Median	标准差 St. D	变异系数 C. V. (%)	偏度 Skew	峰度 Kurtosis
143	0.1498	0.4981	0.3316	0.3295	0.0733	22.11	-0.117	-0.076

土壤可蚀性 K 值为美制单位,即 $\text{short ton} \cdot \text{ac} \cdot \text{h} / (100\text{ft} \cdot \text{short ton} \cdot \text{ac} \cdot \text{in})$; 将其乘以 0.1317 则可转变为国际制单位 $\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$

2.1.2 正态分布性检验

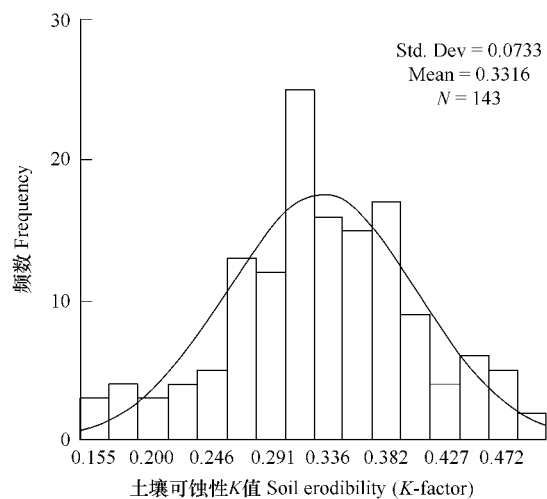
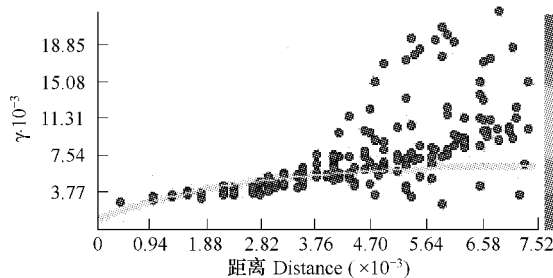
经典统计分析只能概括研究区土壤可蚀性 K 值特征的全貌,不能反映其局部的变化特征,只在一定程度上反映样本全体,没能定量地刻画其随机性和结构性、独立性和相关性。因此,从以上结果无法得知土壤可蚀性 K 值在空间位置上的联系,以及在空间上变异特性,必须进一步采用地统计方法进行土壤可蚀性 K 值空间变异结构的分析。

数据的正态分布性是使用地统计学方法进行土壤可蚀性 K 值空间分析的前提 [14,16]。利用 SPSS15.0 中 Frequencies 频数分布统计功能可得土壤可蚀性 K 值的频数统计图(图 2)。由图 2 可以看出,土壤可蚀性 K 值的频数分布呈倒钟形,基本符合正态分布。为了进一步明确其分布类型,对其进行非参数 Kolmogorov-Smirnov 检验,吻合度为 0.051,可见土壤可蚀性 K 值符合正态分布,满足地统计分析的假设条件。

2.2 土壤可蚀性 K 值的半方差函数分析

半方差函数是地统计学解释土壤可蚀性 K 值空间变异结构的理论基础。它有 3 个重要函数:块金值(Nugget)、变程(Range)和基台值(Sill),其中变程反映土壤可蚀性 K 值的空间变异特性,在变程外土壤可蚀性 K 值空间独立,在变程内相关。块金值由测量误差和最小取样间距内土壤性质(施肥、耕作措施、种植制度等)的随机因子引起,基台值反映区域化变量受结构性因子(土壤类型、母质、地形、气候等)影响的程度。

土壤可蚀性 K 值的空间相关性可根据块金值与基台值之比 $C_0/(C_0 + C)$ 划分 [17],该比值高,说明由随机部分引起的空间变异性程度较大,相反则由结构性因素引起的空间变异性程度较大。当 $C_0/(C_0 + C) < 25\%$, 变量具有强烈的空间相关性; $C_0/(C_0 + C)$ 在 $25\% \sim 75\%$ 之间,变量具有中等的空间相关性;而当 $C_0/(C_0 + C) > 75\%$ 时,变量空间相关性很弱 [18]。半方差函数模型的选择是土壤可蚀性 K 值空间变异结构分析的关键,本研究采用 ArcGIS9.1 中地统计分析模块(Geostatistical Analyst)进行半方差函数理论模型选择(表 3),根据公式(3)计算出土壤可蚀性 K 值的实验变异函数值,经比对不同模型产生的 $C_0/(C_0 + C)$ 、步长、变程等参数,选择

图 2 土壤可蚀性 K 值频数统计图Fig. 2 Frequency distribution of soil erodibility (K -factor)图 3 土壤可蚀性 K 值的半方差模型图Fig. 3 Semi-variogram of soil erodibility (K -factor)

指数模型为土壤可蚀性 K 值的半方差函数理论模型(图 3)。

从表 3 和图 3 可以看出,当土壤可蚀性 K 值的半方差函数理论模型为指数模型时,块金值为 0.0010418,基台值为 0.0069231, $C_0/(C_0 + C)$ 值为 15.05%, 小于 25%, 表明在变程内具有强烈的空间相关性,结构性因素是空间变异的主要因素。步长为 0.625 km,变程为 7.4083km,变程远大于步长,表明在小流域尺度下有良好的空间相关性,进行 Kriging 插值能得到较准确的结果。

表 3 土壤可蚀性 K 值的半方差函数理论模型及其相关参数

Table 3 Theoretical semivariogram models of soil erodibility (K -factor) and related parameters

项目 Item	理论模型 Theory model	块金值 Nugget	偏基台值 Partical sill	基台值 Sill	块金值/基台值 $C_0/(C_0 + C)$	步长 Lag (km)	变程 Range (km)
K 值 K value	球状模型 Spherical	0.0016654	0.0057175	0.0073829	0.2256	0.625	7.4083
	指数模型 Exponential	0.0010418	0.0058813	0.0069231	0.1505	0.625	7.4083
	高斯模型 Gaussian	0.0023385	0.0063603	0.0086988	0.2688	0.625	7.4083

2.3 土壤可蚀性 K 值的空间变异特征

调用 ArcGIS9.1 中地统计分析模块(Geostatistical Analyst),选用其中的 Kriging 插值,设置输出栅格的像元为 $10\text{m} \times 10\text{m}$,获取空间关系的同时用半变异函数、交叉验证函数进行拟合,生成土壤可蚀性 K 值空间变异图(图 4)。

从图 4 可以看出,研究区土壤可蚀性 K 值总体分布趋势是从西北向东南增大,条带状分布明显, K 值较高处以“岛状”嵌于小流域中南部,最大值位于小流域西南部。造成小流域土壤可蚀性 K 值的这种空间分布特征的原因主要与土壤结构性因素(土壤类型、母质、地形、气候等)引起的空间变异性程度较大,随机性因素(施肥、耕作措施、种植制度等)使得土壤可蚀性的空间相关性增强有关。研究区地形是西北高东南低、东西两侧高中间低(图 1),北部是森林覆盖区、中南部是耕作种植及居住生活区。小流域不同区域下垫面的差异及其人为干扰程度的不同是造成研究区土壤可蚀性 K 值这种分布特征的主要随机性因素。森林覆盖区影响土壤可蚀性 K 值的主要因素是植被类型的差异,不同植物的土壤根系生长、分布情况不同,土壤有机质的累积量也不同,影响着土壤抗侵蚀能力的强弱。中南部耕作种植及居住生活区地势较低,由于长期以来受人类耕作种植、过度开发利用等,土壤有机质分解加速、累积量较低,土壤颗粒组成受干扰程度较大,土壤可蚀性 K 值增大,土壤抗侵蚀能力减弱。可见,小流域森林覆盖区土壤抗侵蚀能力较强,中南部耕作种植及居住生活区土壤抵抗侵蚀能力较弱,局部“岛状”土壤可蚀性 K 值较高区域土壤抗侵蚀能力最弱。

2.4 不同植被类型土壤可蚀性 K 值垂直变异特征

种植制度是影响土壤性质空间变异的一个重要因子。为了研究不同植被类型对土壤可蚀性 K 值的影响,选择茶园、针叶林、阔叶林、草地、灌木林、竹园、旱耕地和休闲地共 8 种类型典型样地,以 0~20cm, 20~40cm 和 40~60cm 分层挖土壤剖面,进行土壤可蚀性 K 值垂直变异特征研究(图 5)。

由图 5 可以看出,研究区 8 种不同植被类型除旱耕地外,土壤可蚀性 K 值垂直变异特征均是 $K_{0 \sim 20\text{cm}} <$

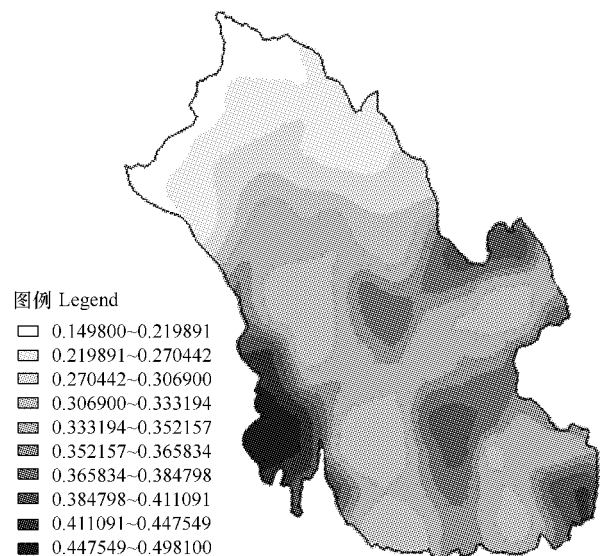


图 4 土壤可蚀性 K 值空间变异图

Fig. 4 Spatial variability map of soil erodibility (K -factor)

$K_{20 \sim 40\text{cm}} < K_{40 \sim 60\text{cm}}$, 这说明 K 值随土壤垂直剖面深度增大而增大, 土壤表层可蚀性最小, 抗侵蚀能力最强。旱耕地垂直剖面的土壤可蚀性 K 值为 $K_{0 \sim 20\text{cm}} < K_{40 \sim 60\text{cm}} < K_{20 \sim 40\text{cm}}$, 说明旱耕地长期受施肥、耕作措施、种植结构调整等影响较大, 造成土壤性质发生改变。8 种不同植被类型土壤表层 $0 \sim 20\text{cm}$ K 值的大小顺序为: 休闲地 > 茶园 > 旱耕地 > 草地 > 阔叶林 > 灌木林 > 针叶林 > 毛竹林, 这说明植被能改善土壤性质, 提高土壤抗侵蚀能力, 减轻土壤侵蚀强度。从公式(1)可以看出, 土壤可蚀性 K 值与土壤颗粒组成与土壤有机碳含量有关, 植被能改善土壤性质, 增加有机碳含量, 使土壤可蚀性 K 值降低, 从而提高土壤抗侵蚀能力。由于不同植被根系在土壤垂直剖面上的分布状况、采样点的土壤母质(地形)的差异以及人为干扰程度等, 不同植被类型下影响土壤可蚀性 K 值变化幅度差异的原因还需进一步深化研究。

3 结论

(1) 采用传统统计学和地统计学相结合的方法, 以网格法采集土壤样品, 利用 EPIC 模型中土壤可蚀性 K 值估算公式, 通过 ArcGIS9.1 进行 Kriging 空间插值生成土壤可蚀性 K 值空间变异图具有很强的可操作性。土壤可蚀性 K 值的变化范围为 $0.1498 \sim 0.4981$, 均值为 0.3316 , 变异系数为 22.11% , 表明研究区土壤可蚀性 K 值具有中等程度的空间变异性。因此, 在土壤侵蚀定量监测、评价小流域水土流失时, 应考虑土壤可蚀性 K 值的这种空间变异状况。

(2) 研究区土壤可蚀性 K 值总体分布趋势是从西北向东南增大, 条带状分布明显, K 值较高处以“岛状”嵌于小流域中南部, 最大值位于小流域西南部。可见, 小流域森林覆盖区土壤抗侵蚀能力较强, 中南部耕作种植及居住生活区土壤抵抗侵蚀能力较弱, 局部“岛状”嵌于小流域耕作种植及居住生活区的 K 值较高区域土壤抗侵蚀能力最弱。

(3) 研究区 8 种不同植被类型除旱耕地外, 土壤可蚀性 K 值垂直变异特征均是 $K_{0 \sim 20\text{cm}} < K_{20 \sim 40\text{cm}} < K_{40 \sim 60\text{cm}}$, 土壤可蚀性 K 值随土壤垂直剖面深度增大而增大, 土壤表层抗侵蚀能力最强。旱耕地垂直剖面的土壤可蚀性 K 值表现为 $K_{0 \sim 20\text{cm}} < K_{20 \sim 40\text{cm}} > K_{40 \sim 60\text{cm}}$ 。8 种不同植被类型土壤表层 $0 \sim 20\text{cm}$ K 值的大小顺序为: 休闲地 > 茶园 > 旱耕地 > 草地 > 阔叶林 > 灌木林 > 针叶林 > 毛竹林。

References:

- [1] Lal R. Soil and Water Conservation Academy, Translation by the Publication Center of Yellow River Resources Committee. Erodibility and Erosion. Beijing: Science Press, 1991. 137—146.
- [2] Bo Z H, Li Q Y. Preliminary study on the methods of soil erodibility value mapping. Rural Eco- Environment, 1995, 11(1): 5—9.
- [3] Wischmeier W H, et al. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning, USDA, ARS, Agricultural Handbook, Washington D. C, 1978, 537.
- [4] Wischmeier W H, et al. A Soil Erodibility Nomograph Farmland and Construction sites. Journal of Soil and Water Conservation, 1971, 26, 189—193.
- [5] Williams J R. Sharply A N. EPIC- Erosion Productivity Impact Calculator I. Model Documentation. US Department of Agriculture Technical Bulletin. N. 1990, 1768.
- [6] Liu B Y, Zhang K L, Jiao J Y. Soil erodibility and its use in soil prediction model. Journal of Natural Resources, 1999, 14(4): 345—350.
- [7] Song Y, Liu L Y, Yan P, et al. A review of soil erodibility research. Arid Land Geography, 2006, 29(1): 124—131.
- [8] Bo Z H, Yang Z L, Bo Y H, et al. Soil erodibility (K) value and its application in Taihu lake catchment. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(3):

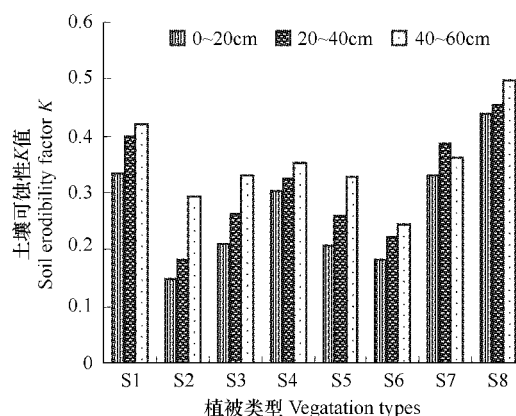


图5 不同植被类型土壤可蚀性 K 值垂直变异特征

Fig. 5 Vertical variability characteristics of soil erodibility (K -factor) by different vegetation types

296—300.

- [9] Zhang K L, Cai Y M, Liu B Y, *et al.* Evaluation of soil erodibility on the Loess plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(20): 1686—1695.
- [10] Liang Y, Shi X Z. Soil erodible K in eastern hillyfields of the southern Yangtze River. *Research of Soil and Water Conservation*, 1999, 6(2): 47—52.
- [11] Yang Z S. Soil erodibility factor of sloping cultivated land in the northeast mountain region of Yunnan Province. *Journal of Mountain Science*, 1999, 17(sup): 10—15.
- [12] Jiang X S, Pan J J, Yang Z L, *et al.* Methods of calculating and mapping soil erodibility K. *Soils*, 2004, 36(2): 177—180.
- [13] Yang P, Hu X L, Jiang X S, *et al.* Spatial variability of soil erodibility K value and influence sampling densities on K value accuracy at a scale of small watershed. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2006, 26(6): 35—39.
- [14] Wang Z Q. *Geostatistics and its Application in the Ecology Science*. Beijing: Science Press, 1999.
- [15] Lu W D, Zhu Y L, Sha J, *et al.* *SPSS for Windows from Rudiment to Mastery*. Beijing: Electron Industry Press, 1997.
- [16] Lei Z D, Yang Sh D, Xu Zh R, *et al.* Preliminary study on soil characteristics spatial distribution. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1985, (9): 10—21.
- [17] Zheng Y M, Chen H, Chen T B, *et al.* Spatial distribution patterns of Cr and Ni in soils of Beijing. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(4): 436—445.
- [18] Cambardella C A, Moorman T B, Novak J M. Field scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci Soc Am J*, 1994, 58: 1501—1511.

参考文献:

- [1] Lal R. 水土保持学会, 黄河水利委员会宣传出版中心译. 可蚀性和侵蚀性. 北京: 科学出版社, 1991. 137 ~ 146.
- [2] 卜兆宏, 李全英. 土壤可蚀性(K)值图编制方法的初步研究. *农村生态环境(学报)*, 1995, 11(1): 5 ~ 9.
- [6] 刘宝元, 张科利, 焦菊英. 土壤可蚀性及其在侵蚀预报中的应用. *自然资源学报*, 1999, 14(4): 345 ~ 350.
- [7] 宋阳, 刘连友, 严平, 等. 土壤可蚀性研究述评. *干旱区地理*, 2006, 29(1): 124 ~ 131.
- [8] 卜兆宏, 杨章林, 卜宇行, 等. 太湖流域苏皖汇流区土壤可蚀性 K 值及其应用研究. *土壤学报*, 2002, 39(3): 296 ~ 300.
- [9] 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(20): 1686 ~ 1695.
- [10] 梁音, 史学正. 长江以南南部丘陵山区土壤可蚀性 K 值研究. *水土保持研究*, 1999, 6(2): 47 ~ 52.
- [11] 杨子生. 滇东北山区坡耕地土壤可蚀性 K 因子. *山地学报*, 1999, 17(增刊): 10 ~ 15.
- [12] 姜小三, 潘剑君, 杨林章, 等. 土壤可蚀性 K 值的计算和 K 值图的制作方法研究. *土壤*, 2004, 36(2): 177 ~ 180.
- [13] 杨萍, 胡续礼, 姜小三, 等. 小流域尺度土壤可蚀性(K 值)的变异及不同采样密度对其估值精度的影响. *水土保持通报*, 2006, 26(6): 35 ~ 39.
- [14] 王政权. *地统计学及在生态学中的应用*. 北京: 科学出版社, 1999.
- [15] 卢文岱, 朱一力, 沙捷, 等. *SPSS for Windows 从入门到精通*. 北京: 电子工业出版社, 1997.
- [16] 雷志栋, 杨诗秀, 许志荣, 等. 土壤特性空间变异性初步研究. *水利学报*, 1985, (9): 10 ~ 21.
- [17] 郑袁明, 陈煌, 陈同斌, 等. 北京市土壤中 Cr, Ni 含量的空间结构与分布特征. *第四纪研究*, 2003, 23(4): 436 ~ 445.