

核素比率在土壤侵蚀区的应用探讨

——以 ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 为例

高 明

(南京师范大学地理科学学院, 南京 210097)

摘 要: 环境放射性核素⁷Be、¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb 为测量土壤侵蚀和沉积速率提供了一种重要的方法。在某些情况下, 由于受各种因素的影响, 单一核素进行示踪研究很难精确测量, 而核素比率的方法作为有益的补充, 能够精确测量土壤侵蚀量的多少。这篇文章介绍 Wallbrink 和 Murray 在 St. Helens 森林区用²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 方法测量土壤侵蚀的情况, 了解国外的研究动态, 对此也提出在应用核素比率法中应注意的问题和展望。
关键词: 核素比率; 土壤侵蚀; ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 法
中图分类号: S 157; T L 99 **文献标识码:** A **文章编号:** 1005-3409(2006) 02-0147-03

Study on the Inventory Ratio of Radionuclides in Soil Erosion

——With ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs as an Example

GAO Ming

(Geography College of Nanjing Normal University, Nanjing 210097China)

Abstract: The environmental radionuclides ⁷Be, ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb for documenting soil erosion and sediment rates provides an important method. However there are environments in which it is difficult for only one radionuclide to document soil erosion accurately because of other factors. Using the inventory ratio of excess ²¹⁰Pb to ¹³⁷Cs to measure soil loss accurately is complementary method. It describes that Wallbrink and Murray use the inventory ratio of excess ²¹⁰Pb to ¹³⁷Cs to measure soil loss in St. Helens forest, know abroad study on recent progress, and provide good suggestion on this method.
Key words: ratio of radionuclides; soil erosion; ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs

土壤侵蚀是世界上一个日益严重的环境问题^[1], 在丘陵山区的农业用地上, 每年雨季的时候, 将产生严重的水土流失, 在我国冬春季节, 北方的沙尘暴同样也是一种土壤侵蚀, 从陆地上侵蚀的大量土壤注入河流、湖泊和其他生态系统。土壤侵蚀和沉积是自然界的 一个过程, 一般是风、水、冰川等作用引起的, 人类活动例如砍伐森林、过度放牧、破坏性的农业活动等加速了土壤侵蚀, 土壤侵蚀和沉积不仅使新的自然资源质量下降, 而且有暴雨洪水和河流冲刷与汇集, 这些问题关系到土地质量, 由于侵蚀造成的土地质量下降, 已经影响到农业用地中的土壤肥力和粮食产量、水污染、湖泊中的沉积物等。全球由于侵蚀和沉积造成的经济损失给世界造成很大的经济负担, 土地的主要问题是土壤质量下降问题, 尤其是因为侵蚀和沉积, 随着人口的增加和水资源的缺乏以及土地的减少, 迫切需要获得可靠的土壤侵蚀的数据以便评价和加强水土保持技术^[2]。

在土壤侵蚀过程中, 由于核素(环境放射性核素⁷Be、¹³⁷Cs 以及²¹⁰Pb_{ex}等) 具有较多的示踪土壤再分配的优点而越来越受到广泛地关注^[3]。¹³⁷Cs 技术已经广泛地运用在土壤侵蚀和沉积研究中, ⁷Be(半衰期 53.3 d) 和²¹⁰Pb_{ex} 技术也在逐步扩大应用范围^[4, 5]。当单一核素示踪土壤再分配时, 由于在这个过程中受到各种因素影响, 从开始散落到沉降地表, 核

素可能不是统一平均分布的, 再加上植物的遮挡和小流域的侵蚀和沉积^[2, 6], 在某些情况下, 很难决定背景值, 同时侵蚀区核素在总量上的变化, 也不完全是单独的土壤再分配所导致的^[6, 7], 随着时间的变化, 用其他的方法很难定量描述这个阶段^[8, 9], 例如, 在森林植被环境下小山顶沉积物的微小变化, 使用单一核素定量研究会遇到困难。但在同一个研究区, 各种核素的散落同样受到这些因素的影响, 因此一个地区的各种核素的浓度的变化是相关的^[4]。国内外的专家学者研究结果表明, 环境放射性核素⁷Be、¹³⁷Cs 以及²¹⁰Pb_{ex} 在非耕地上剖面深度分布的共同特点是随着深度这三种核素的量都是呈指数形式减少, 随着深度的不同就产生这些核素活动性比率的变化, 根据他们各自的性质特点以及在土壤剖面中的深度分布的不同特点, ⁷Be / ²¹⁰Pb_{ex}、⁷Be/ ¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 比率在土壤剖面中的分布随着深度是单调减少的^[10, 11](当应用比率的时候, 必须在一定深度内才有意义, 否则, 当超过一定深度的时, 有些核素已经无法测出其含量), 在背景值区上述三种比率的变化是相对固定的, 因此可以作为有效的示踪剂, 然后测量研究区采集点不同深度的核素的比率, 把他们的比率数值在图上表示出来, 通过与背景值区比率的比较可以转换成土壤损失和沉积量的多少, 下面以²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 为例说明^[10, 11]。

¹ 收稿日期: 2005-05-27
基金项目: “应用Cs- 137 等核示踪元素测定坡耕地土壤侵蚀量的研究” 项目编号 2005105HX1B44J)
作者简介: 高明(1981-) 男, 江苏宿迁人, 硕士, 主要从事土壤侵蚀和环境影响研究。

© 2006 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

1 核素的来源以及散落

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 是 ^{238}U 衰变系列的一种自然产物, 半衰期是 22 年, 母体是气体 ^{222}Rn , ^{222}Rn 是 ^{226}Ra 的衰变产物, 土壤中的 ^{210}Pb 有两种来源: 一种是来源于土壤中的 ^{226}Ra 的衰变, 这部分 ^{210}Pb 与土壤中的 ^{226}Ra 相平衡, 另一种是地壳表层土壤和岩石中的 ^{226}Ra 衰变产生的 ^{222}Rn 一部分进入大气, 在大气中衰变为 ^{210}Pb , 又沉降到地表, 被表层土壤吸附, 这部分的 ^{210}Pb 就是 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ [12,13], $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 是自然产生的连续沉降到土壤表层, 被土壤颗粒强烈地吸附, 与 ^{137}Cs 具有相似的性质, 随着土壤颗粒的移动而迁移。而 ^{137}Cs 是全球分布的一种人工放射性核素, 半衰期是 30.2 年, 主要来自于大气核试验和核泄露事故, 全球 ^{137}Cs 沉降始于 1954 年, 到 1963 年达到最大, 以后逐年下降, 1980 年以后就很少了 [2,9,14]。由于使用单一核素示踪土壤侵蚀存在一定的局限性, 所以迫切需要寻找一个更有效的方法来代替单一核素示踪的不足, 而核素比率的方法可以拟补单一核素示踪的缺憾。

2 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 ^{137}Cs 在非耕地土壤剖面中的分布

He 和 Walling 等 [15] 对永久牧场剖面研究表明, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 分布一般是在 200 mm 以内, 且 90% 分布在表层 15 mm 之内。张信宝等 [12] 在研究中国和英国的 3 个非耕地土壤剖面中 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 ^{137}Cs 的深度分布时, 得出土壤剖面上部核素浓度最高, 向下则呈指数减小。但是两者之间也存在明显差异, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的峰值浓度出现在最表层, ^{137}Cs 峰值浓度出现在次表层, 从而说明 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 总量比 ^{137}Cs 总量更接近土壤表层 [12]。

Wallbrink 和 Murray 在 St. Helens 森林区的实验 [10,11] 看出, 采集了背景值区剖面 and 一系列的侵蚀区剖面, 图 1 表示了这个森林区未扰动的平均的土壤背景值点的 ^{137}Cs 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的剖面深度分布, 结果显示: 两个核素随着深度的增加呈现指数减少, 越向地表, 积累的面积浓度是增加, 但是 ^{137}Cs 渗透深度明显比 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 要更深一点 (图 c)。 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 分布的深度大概是 80 mm 之内 (图 a), 最大浓度出现在土壤剖面中的表层 (表层 0.5 cm 左右), 随着深度以指数形式减小, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 总量的活动性主要保留在更接近的地表中, 在表层 15 mm 之内 (图 e)。 ^{137}Cs 在这个森林区的赋存深度超过 150 mm, 最大浓度值出现在次表层的 1 cm 左右, 比 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 最大浓度值分布的要深 (图 b)。

3 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 ^{137}Cs 之间相关性的验证

当使用比率示踪土壤侵蚀的过程中, 这 2 种核素之间存在相关性则是使用这种方法的前提条件, 如果存在良好的相关性, 那么可以用来示踪土壤侵蚀, 否则, 不能用比率的方法。根据背景值区深度剖面上点的他们的含量, Wallbrink 和 Murray 在森林区背景值点所测量出核素的数值, 作出图 2 所示, 因为他们在散落过程中和在微地形上再分配过程中受到同样的影响, 因此, 随着深度的变化, 两元素的浓度之间显示出显著的相关性。这就为我们利用比率示踪土壤侵蚀提供了必要条件。

4 背景值区 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 比率与侵蚀区 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 比率之间的比较

核素比率法测量土壤侵蚀的核心就是背景值区的深度剖面的核素比率和侵蚀区的核素比率比较, 作出相应的图表, 进行对比, 根据侵蚀区比率位于背景值区剖面比率曲线图的位置, 从而确定土壤侵蚀的数量。

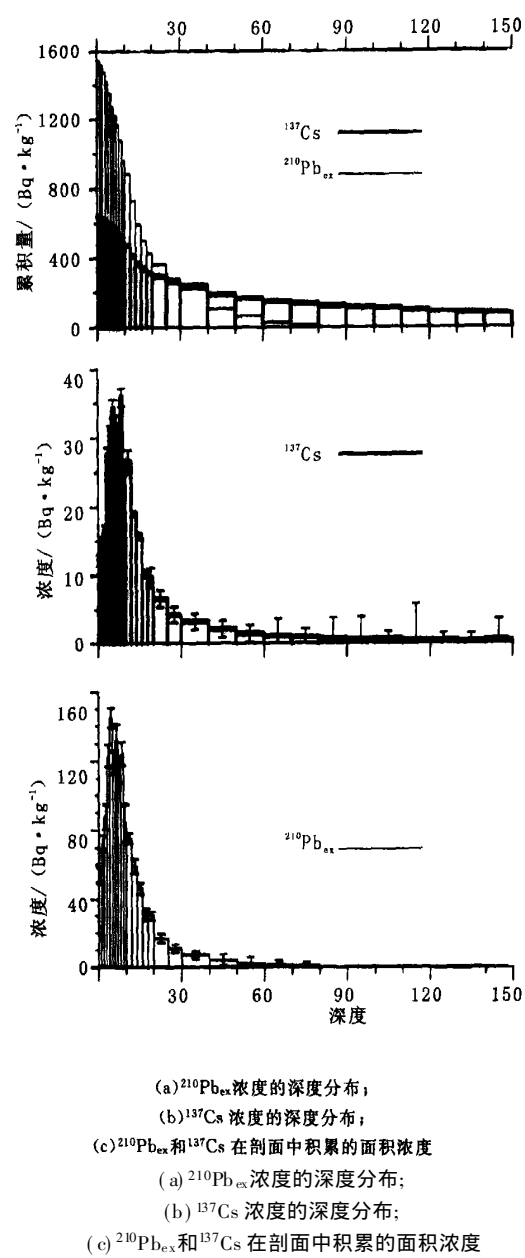


图 1 两种核素在 St. Helens 森林区的背景值点的土壤剖面中的深度分布

图 3 表示了 Wallbrink 和 Murray 在 St. Helens 森林区的背景值区比率曲线和侵蚀区的比率曲线图, Wallbrink 和 Murray 在背景值区采集了 2 个背景值点, 不同深度剖面上 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 ^{137}Cs 的数值取其这 2 个背景值点相对应剖面深度上的平均值, 然后在不同剖面深度上分别计算 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 的比率 (图 3 实曲线), 虚线表示的是侵蚀区 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 的比率的曲线; Wallbrink 和 Murray 在森林区背景值点附近的 2 个侵蚀区分别采集了 10 个样品剖面, 同理在同样深度剖面上分别核素的量, (取其平均值) 绘出 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 比率的深度剖面曲线图 (图 3 虚线部分), 因为表层被侵蚀掉了, 所以图 3 上表现为核素分布的剖面深度相对较浅; 侵蚀区表层 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}/^{137}\text{Cs}$ 的值相对偏小, 所以表现为与背景值区某个深度的核素比率一致。他们在两个侵蚀区的采集点平均的土壤剖面表层总量的比率分别是 0.74 (n = 10) 和 1.73 (n = 10), 剖面深度上核素的比率与背景值区变化相一致, 因此把这两个数值对应于背景值区标准的曲线, 通过对比得出这

2 个侵蚀区分别平均有 42 mm 和 13 mm 左右的深度损失。同时可以根据土壤的密度,初步估算土壤损失量的多少,可以进一步估算该区域土壤中营养元素的流失,为该区合理地制订水土保持措施提供依据。因为²¹⁰Pb_{ex}和¹³⁷Cs 有不同的渗透深度,²¹⁰Pb_{ex}的活动性主要更集中于表层,所以在背景值区剖面深度上的²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 比率在一定深度内是有重要的意义。在 St. Helens 森林区的实验看出,在 80 mm 深度内比率可以很好的用来测量土壤侵蚀。

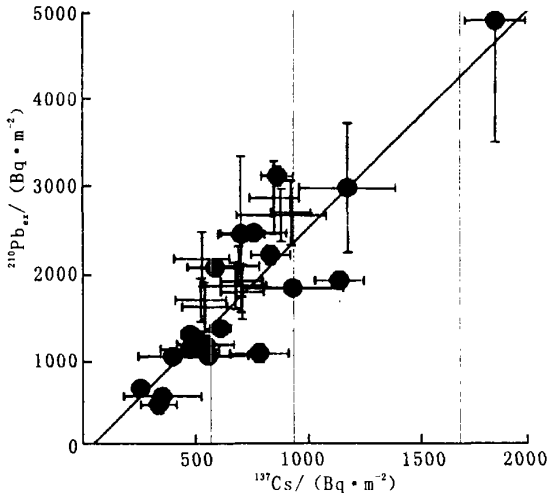


图 2 背景值区¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb_{ex} 总量之间的关系

5 展望与建议

环境放射性核素⁷Be、¹³⁷Cs 以及²¹⁰Pb_{ex}等散落达到地表后,迅速被土壤颗粒所吸附,自然界的风和水是这些核素在土壤间移动和在不同景观中移动主导因素,精确地测量也是可行的,三种核素有规律的分布模式能示踪景观内土壤颗粒在短期(< 30 d),中期(45 年)和长期(100 年)尺度的土壤平均再分配速率和模式^[2,3,10,13,16,17],而且浓度的变化可以描述侵蚀和沉积过程^[5],在某些情况下,土壤剖面的垂直方向上参考文献:

[1] 王礼先,等. 水土保持学[M]. 北京: 中国林业出版社, 1995.
[2] Walling, D E, Quine T A. The use of fallout radionuclides in soil erosion investigations[A]. In Nuclear techniques in soil - plant studies for sustainable agriculture and environmental preservation[M]. IAEA ST1/PUB/ 947. 1995, Vienna: IAEA.
[3] 石辉, 刘普灵, 田均良. 核示踪技术在土壤侵蚀研究中的应用[J]. 水土保持通报, 1997, 17(3): 44- 49.
[4] W H Blake, D E Walling, Q He. Fallout beryllium - 7 as a tracer in soil erosion investigations[J]. Applied Radiation and Isotopes, 1999, 51: 599- 605.
[5] 郑永春, 王世杰. ¹³⁷Cs 技术定量侵蚀速率常用模型及其讨论[J]. 山地学报, 2002, 20(5): 600- 605.
[6] 徐寅良, 陈凯旋, 陈传群. 生物对¹³⁷Cs 的吸收和富集[J]. 环境污染与防治, 2000, 22(3): 14- 16.
[7] 严平, 高尚玉, 董光荣. 土壤颗粒组成影响¹³⁷Cs 含量的初步实验结果[J]. 中国沙漠, 2002, 22(2): 150- 153.
[8] Sutherland, R A. Spatial variability of ¹³⁷Cs and the influence of sampling on estimates of sediment redistribution[J]. Catena, 1994, 21: 57- 71.
[9] Wallbrink P J, A S Murray. Distribution and variability of ⁷Be in soils under different surface cover conditions and its potential for describing soil redistribution processes[J]. Water Resource Research, 1996, 32: 467- 476.
[10] F Zapata. Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides[M]. Kluwer Academic Publishers, USA, 2002 IAEA. Primed in the Netherlands, 2002. 185- 215.
[11] Wallbrink P J, A S Murray. Determining soil loss using the inventory ratio of excess lead- 210 to Cesium- 137[J]. Soil Science Society America Journal, 1996, 60: 1201- 1208.
[12] 张信宝, Walling, D E, 冯明义, 等. ²¹⁰Pb_{ex} 在土壤中的深度分布和通过²¹⁰Pb_{ex} 法求土壤侵蚀速率模型[J]. 科学通报, 2003, 48(5): 502- 506.

三种核素的分布能提供沉积的年代。因⁷Be 分布更集中于表层且有较短的半衰期,根据研究区深度剖面上⁷Be / ²¹⁰Pb_{ex} 和⁷Be / ¹³⁷Cs 的比率与背景值区比率进行对比分析来定量估

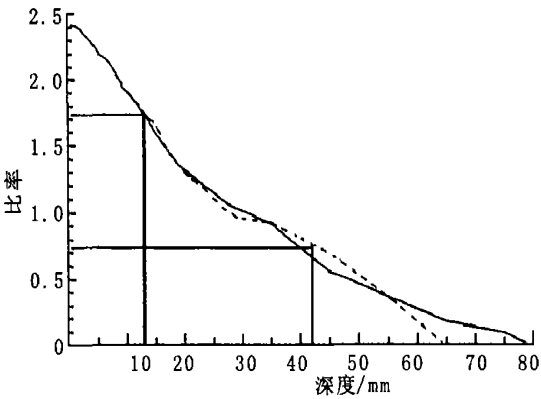


图 3 ²¹⁰Pb_{ex} / ¹³⁷Cs 比率的深度剖面曲线图

算土壤侵蚀的季节变化,通过比率的比较可以转换成季节土壤损失量的多少,同时需要研究气候条件(如气温、降雨强度和降雨量的季节变化或年变化等)和人为因素(如耕种活动等)对土壤侵蚀的影响。但是在计算核素比率的剖面深度分布的时候,要选择在一定深度范围之内,这样核素的比率之间的比较才有意义,例如⁷Be / ²¹⁰Pb_{ex} 和⁷Be / ¹³⁷Cs 比率的时候,剖面深度应该在⁷Be 分布的深度范围内进行,因为⁷Be 的深度分布相比较其他 2 核素是最浅的^[9],如果超过了这个深度,则没有多大的比较意义。在农业环境下,这些方法将以高效的方式评估土地利用和土壤关系系统以及水土保持技术措施的效率。这些技术能揭示和理解土壤损失速率和土壤质量之间、土壤 C 和营养物质的再分配、农业化学品和其他污染物质的迁移与转化的关系。目前有关核素比率技术方法的研究也是属于探索阶段,没有大范围内推广应用,一些组织机构已经开始进行核元素和联合技术进行研究,用来监测土壤资源的可持续利用和环境保护,走可持续发展之路。

Southern Great Plains Hydrology Experiment[J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 1999, 37: 213 – 2150.

[17] 李杏朝. 微波遥感监测土壤水分的研究初探[J]. 遥感技术与应用, 1995, 10: 1– 8.

[18] 杨虎, 郭华东, 李新武, 等. 主动微波遥感土壤水分观测中的最优雷达参数选择[J]. 高技术通讯, 2003, 9: 21– 24.

[19] Kogan F N. Application of vegetation index and brightness temperature for detection[J]. Advances in Spaces Research, 1995, 15(11): 91– 100.

[20] Liu W, Kogan F N. Monitoring regional drought using the vegetation condition Index[J]. International Journal of Remote Sensing, 1996, 17: 276– 2 782.

[21] 陈维英, 肖乾广, 盛永伟. 距平植被指数在 1992 年特大干旱监测中的应用[J]. 环境遥感, 1994, 9(2): 106– 112.

[22] 韩桂军, 李冬, 马继瑞, 等. 数据同化在海洋数值产品制作及预报中的应用研究[J]. 海洋学报, 1999, 18(5): 54– 62.

[23] Hurk V B J, Bastiaanssen W G M, Meijgaardet EV, et al. A new methodology for assimilation of initial soil moisture fields in weather prediction models using Meteosat and NOAA data[J]. Application Meteorology, 1997, 36: 1 271– 1 283.

[24] Li J, Islam S. On the estimation of soil moisture profile and surfaces fluxes partitioning from sequential assimilation of surface layer soil moisture[J]. Journal of Hydrology, 1999, 220: 86– 103.

[25] Montaldo N, Albertson J D. Robust simulation of root zone soil moisture with assimilation of surface soil moisture data [J]. Water Resource Research, 2001, 31(12): 2 879– 2 900.

[26] Montaldo N, Albertson J D. Multi-scale assimilation of surface soil moisture data for robust root zone moisture predictions[J]. Advance in Water Resources, 2003, 26: 33– 44.

[27] Heathman G C, Starks P J, et al. Assimilation of surface soil moisture to estimate profile soil water content[J]. Journal of Hydrology, 2003, 279: 1– 17.

[28] Ottle C, Vijal- Madjar D. Assimilation of soil moisture inferred from infrared remote sensing in a hydrological model over the HAPEX– MOBILHY region[J]. Journal of Hydrology, 1994, 158: 241– 264.

[29] McNider RT, Song A. J, Casey D M, et al. Towards a dynamic – thermodynamic assimilation of satellite surface temperature in numerical atmospheric models[J]. Month Weather Review, 1994, 122: 2 784– 2 803.

[30] Lakshmi V. A simple surface temperature assimilation scheme for use in land surface model[J]. Water Resource Research, 2000, 36(12): 3 687– 3 700.

(上接第 139 页)

[2] 王昕. 泥石流沟危险度的模糊评判[J]. 重庆师范学院学报, 2002, 19(1): 23– 25.

[3] 刘家龙, 吕希奎, 刘贵应. 模糊综合评判法在泥石流灾度评价中的应用[J]. 地质科技情报, 2001, 20: 87– 88.

[4] 朱静. 泥石流沟判别与危险度评价研究[J]. 干旱区地理, 1995, 18(3): 64– 67.

[5] 刘汉超等. 泥石流防治工程设计规范[M]. 北京: 地质出版社, 2002.

[6] 张春山, 张业成, 马寅生. 黄河上游地区崩塌、滑坡、泥石流地质灾害区域危险性评价[J]. 地质力学学报, 2003, 9(2): 151 – 152.

(上接第 141 页)

蚀力 R 值为 $603.1\text{ J} \cdot \text{cm}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 以及厦门市 6 个行政区的年降雨侵蚀力建议值。

(3) 厦门市年降雨侵蚀力变化幅度大, 最小值仅为最大值的 12.2%; 在空间分布上, 呈现从南部平原地地向西北部山地逐渐增大的特点。

用式(4)计算多年平均降雨侵蚀力, 较之式(2)更适合厦门地区, 在无更详细降雨量资料的情况下, 可将其作为一种较好的估算方法使用。同时, 通过连续 10 年的降雨资料进行统计分析, 给出了 R 值变化范围, 直观展示了降雨侵蚀力的空间分布, 为水土流失的调查、规划及有效防治提供参考和依据。因此, 相关部门应加大年降雨侵蚀力高值区的防治力度, 采取行之有效的治理措施, 特别是控制大规模的人为破坏。

参考文献:

[1] Wischmeier W H. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation[J]. Soil Sci Soc Am Proc, 1959, 23(3): 246– 249.

[2] 周伏健, 等. 福建省降雨侵蚀力指标 R 值[J]. 水土保持学报, 1995, 9(1): 13– 18.

(上接第 149 页)

[13] 王晓燕, 田均良, 杨明义. 土壤剖面中 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的分布特征及其在土壤侵蚀示踪中的应用[J]. 土壤通报, 2003, 34(6): 581– 585.

[14] 杨明义, 田均良, 刘普灵, 等. 用 ^{137}Cs 法研究农耕地坡面土壤侵蚀空间分布特征初报[J]. 水土保持研究, 1997, 4(2): 96– 99.

[15] Walling, D. E., & He, Q. Use of fallout ^{137}Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains[J]. Catena, 1997, 29: 263– 282.

[16] 李勇, 白玲玉, 张兴昌. 强度耕作对 ^{137}Cs 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和有机质剖面分布的影响[J]. 水土保持学报, 2003, 17(3): 1– 4.

[17] 唐翔宇, 杨浩, 曹慧, 等. ^{137}Cs 法估算南方红壤地区土壤侵蚀作用的初步研究[J]. 水土保持学报, 2001, 15(3): 4– 11.