放射性核素¹³⁷ Cs 在示踪土壤侵蚀 研究中的应用

王静慧¹ 沙占江¹² ,马 涛³ 涨 娟¹ 陈小琴¹ 祁永发¹

1. 青海师范大学生命与地理科学学院,青海西宁 810008;

2. 中国科学院青海盐湖研究所 ,青海 西宁 810008;

3. 青海省地质环境监测总站 ,青海 西宁 810007)

摘 要: 近几十年来,土壤侵蚀日益加剧,伴随着土地质量的退化,已成为影响区域可持续发展的主要环境 问题。利用放射性核素¹³⁷Cs进行土壤侵蚀研究能够简便、快速、准确地获取土壤流失、沉积和空间重新分布 等详细信息。从元素来源、空间分布、背景值、示踪原理、活度测定、转换模型等方面对该方法进行了详细描述 述在总结其优缺点的基础上,对其未来的发展方向做出了展望。 关键词:¹³⁷Cs;示踪;土壤侵蚀;地球化学;转换模型

中图分类号: S157.1 文献标识码: A 文章编号: 1008 - 858X(2012) 02 - 0059 - 07

土壤侵蚀是土壤及其母质在水力、风力、重 力、冻融等外营力作用下被破坏、剥蚀、搬运和 沉积的过程^[1]。土壤侵蚀一方面减少了土壤 面积 引起土地退化 降低了土壤的肥力 ,直接 影响农业生产;另一方面,侵蚀的泥沙流入河 流 淤积河道 抬高河床 影响航运 增加了泄洪 排水的困难 注入湖水中加剧了湖泊的富营养 化 影响渔业的发展 对自然和人文景观造成严 重影响^[2]。一般认为引起土壤侵蚀的原因有 两种,一是内因,包括地形(如坡度、坡长、 地形等) 和土壤性质(如土壤渗透性、抗侵 蚀性等); 二是外因,包括降雨(主要有降雨 强度、降雨量、降雨历时等)、植被和耕种 等。了解土壤颗粒的侵蚀机理和运移途径是控 制土壤侵蚀的科学基础。由于环境中某些放射 性核素具有独特的地球化学特征,并且它们具 有已知的输入函数和衰变关系,因此在不同时 间尺度和不同景观类型的现代侵蚀研究中具有 特殊的示踪价值^[3]。目前,常用的核素包括

¹³⁷Cs、²¹⁰Pb、⁷Be、¹⁰Be、²²⁶Ra、²²⁸Ra、²³⁹Pu、²⁴⁰Pu、
 ²³²Th、³H、²⁴¹Am、³²Si、³⁵Fe、⁶⁰Co、¹³⁴Cs、⁸⁵Sr、⁹⁰Sr
 等,放射性核素示踪在土壤侵蚀的研究中已取
 得了较多的成果,特别是⁷Be、²¹⁰Pb和¹³⁷Cs,其中
 尤以¹³⁷Cs技术的理论研究最为成熟,应用也最
 为广泛^[4-7]。

1 ¹³⁷Cs 示踪土壤侵蚀的原理

¹³⁷Cs的半衰期为 30.174 a,在自然界中没 有天然来源,而是大气核试验、核爆炸、核泄漏 产生的人工放射性核素。大气核试验的局部放 射性沉降早在 1945 年第一颗原子弹爆炸时就 已经开始,而全球范围的核素沉降却始于 1952 年末。由于各年份核试验的次数和爆炸当量的 不均一性,导致¹³⁷Cs的全球沉降随时间变化而 变化。随着掌握核技术的国家越来越多,在 1961 年9 月至 1963 年 8 月出现了核试验加速 期,1963 年 8 月《禁止核试验条约》 签署,核试

收稿日期:2011-11-21;修回日期:2012-01-11

基金项目:科技部国家支撑计划(2007BAC30B02-02);国家自然科学基金(40961015)

作者简介: 王静慧(1984 –) , 友 硕士研究生, 研究方向为环境遥感与地理信息系统。E – mail: wangjinghui271@163. com。 通信作者: 沙占江。E – mail: sazhanjiang@ sina. com。

验被迫从地面转入地下。此后仍有少数未签署 条约的国家零星进行过几次大气核试验,如20 世纪70年代法国在太平洋上进行了核试验^[8]。 根据各种记载资料表明,环境中的仪器可测知 的¹³⁷Cs沉降始于1954年,1958年至1968年是 ¹³⁷Cs的主要沉降期,其中大约85%的¹³⁷Cs是在 1961年至1968年期间的核试验产生^[9],¹³⁷Cs 全球沉降的主要峰值时期是在1958年、1963~ 1964年。一般认为,1982年以后的¹³⁷Cs沉降 量非常小,可以忽略。据国际原子能委员会的 核素大气沉降监测表明,由核试验产生¹³⁷Cs在 北半球的沉降至1984年、1985年已经低于检 测限^[10]。

1986 年 4 月 26 日凌晨,前苏联乌克兰境 内切尔诺贝利核电站发生大爆炸。这次事故造 成近万人死亡,数十万人受到辐射伤害。随着 切尔诺贝利核电站事故,相当数量的¹³⁷Cs 被释 放到大气中。但是,切尔诺贝利核电站事故泄 漏的¹³⁷Cs 没有进入平流层,只影响到对流层, 其沉降具有明显的地域性特征,使受到较大影 响的欧洲应用¹³⁷Cs 技术较为困难,但是对¹³⁷Cs 的全球沉降模式的影响十分有限^[11]。北半 球¹³⁷Cs 年沉降量变化如图1。





核试验、核爆炸在大气圈内进行,副产品 ¹³⁷Cs的去向有3种,但结果都是回降到地面,区 别在于回降的地点距离试验中心的距离。粗大 的物质在爆炸后较短时间内降落到试验区附 近,细小物质被风吹向高远,穿过对流层到达平 流层。进入对流层的物质,随气流被运送到遥 远的地方降落到地面;到达平流层的物质 緩慢 地移动到对流层 然后变成悬浮尘 浮游在大气 中或随降水落到地面。这正是¹³⁷ Cs 几乎在全 球表层土壤中分布的原因^[2]。

在纬度变化不大、气象条件均一的地区, ¹³⁷Cs的空间分布也是均匀的,因此可以假定研 究区域内¹³⁷Cs 的输入量(背景值)是唯一而且 均等的。就全球范围而言,¹³⁷Cs 沉降量随降雨 量的增加而增加,在北纬50°以内随纬度的增 加而增加。区域沉降量的多少取决于雨季的气 象条件、出现在大气中的放射性尘埃的数量和 出现高度^[13] 反映了降雨条件和当时空气中¹³⁷ Cs 浓度。土壤¹³⁷Cs 浓度的区域性变化是降雨 量分布不均的结果,但它们之间相关性并不是 常数 而是随时间和空间变化而变化^[14]。因此 在研究中必须选择降雨条件、土壤类型等基本 一致的区域开展¹³⁷Cs 示踪研究。如在降雨条 件不同的地区必需采集不同参照点土样,获取 各自的¹³⁷Cs 背景值。¹³⁷Cs 在自然界中的物质循 环如图2。

当¹³⁷Cs 沉降到地表后,与土壤颗粒中的粘 粒及有机质颗粒结合紧密,在环境中存在几乎 是不可交换态,难以被水淋溶,化学和生物运移 极小,仅随土壤颗粒做机械位移。在土壤中的 重新分布主要由土壤侵蚀、土壤沉积和土壤耕 作等物理过程所引起^[15]。初步研究结果表 明,¹³⁷Cs 在土壤剖面中的分布规律明显,非农 耕地土壤剖面中¹³⁷Cs 赋存于0~18 cm 表层, 18 cm 以下基本不含¹³⁷Cs,其中5 cm 深度左 右¹³⁷Cs 含量最高,向下随深度的增加急剧减 少。农耕地¹³⁷Cs 基本均匀地分布于犁底层深 度内(25~30 cm)^[16-17]。

土壤侵蚀的¹³⁷ Cs 示踪技术基本原理为对 比分析法,通过不同土地利用类型下土壤剖 面¹³⁷ Cs 单位面积浓度与区域¹³⁷ Cs 背景值相比 较,建立土壤剖面¹³⁷ Cs 单位面积浓度、¹³⁷ Cs 背 景值和¹³⁷ Cs 产生年代之间的理论模型,求算平 均土壤侵蚀强度。某一土壤剖面的¹³⁷ Cs 面积 浓度低于或高于当地¹³⁷ Cs 背景值,一般表明该 土壤剖面处有侵蚀或堆积发生,根据¹³⁷ Cs 的流 失量或堆积量,可以定性分析或定量计算该处 的土壤流失量或堆积量。根据非农耕地土壤剖



图 2¹³⁷Cs 在自然界的物质循环^[11] **Fig.** 2 Material circulation of ¹³⁷Cs in Nature

面¹³⁷Cs 赋存深度可以分析其侵蚀或堆积情况, 小于或大于背景值土壤剖面的¹³⁷Cs 赋存深度, 表明有侵蚀或堆积发生,其差值为 20 世纪 50 年代核爆炸以来的总侵蚀或堆积深度。侵蚀或 无侵蚀农耕地土壤剖面的¹³⁷Cs 都均匀分布于 犁耕层深度内,两者的¹³⁷Cs 都均匀分布于 犁耕层深度内,两者的¹³⁷Cs 面积浓度虽有差 异,但¹³⁷Cs 赋存深度相同。有堆积发生的土壤 剖面,¹³⁷Cs 赋存深度相同。有堆积发生的土壤 剖面,¹³⁷Cs 赋存深度大于犁耕层深度,两者的 差值为 20 世纪 50 年代核爆炸以来的总堆积厚 度。侵蚀、堆积复合发生的土壤剖面,¹³⁷Cs 面 积浓度可能低于背景值,但¹³⁷Cs 赋存深度往往 大于本底值剖面。流域内不同源地产出的泥沙 含量存在差异时,根据输出流域河流泥沙的 ¹³⁷Cs含量和不同源地来沙的¹³⁷Cs 含量的对比, 可以分析求算不同源地的相对来沙量^[18]。

确定研究区域¹³⁷ Cs 的背景值是¹³⁷ Cs 示踪 土壤侵蚀研究的重要基础,也是该方法得以实 现的关键所在。¹³⁷ Cs 背景值确定方法有以下几 种。

 1) 采集可能存在背景值地区的地点,取平 均值作为背景值。

2) 根据有关部门直接获得每年实际检测的¹³⁷Cs 沉降量,因很多地区对于¹³⁷Cs 缺乏检测数据而无法运用。

3) 根据区域降雨量与¹³⁷Cs 沉降量存在的 函数关系,推导出背景值。该方法对于验证背 景值是否准确具有很好的作用。在很多地区纬 线方向上¹³⁷ Cs 沉降量与降雨量存在函数关系^[19]。但¹³⁷ Cs 沉降量与降雨量之间的函数关系存在区域性 因此适用性不强。

第一种方法运用较为普遍,该方法包括背 景值地点的选取和背景值采样点数量。背景值 地点的选择需遵循以下原则。

1) 理想的背景值点既没有经历土壤侵蚀
 也没有经历沉积,含量只反映核素大气沉降量
 和自然衰变,水平方向没有接受上游输入物质。

2) 保护区,例如公园、坟地,这些一般可选 作背景值地区。

3) 对于大尺度地区研究中,应选择多个背 景值点,以便观察¹³⁷Cs在这个区域是否存在空 间变化。

4) 任何一个背景点含量应该与可以获得的国家或者全球核素沉降量数据进行对比^[20]。

为了防止随机变化及空间变化可能给侵蚀 定量带来的误差,¹³⁷Cs 背景值的正确估计需要 一定数量的参照样点土壤¹³⁷Cs 活度平均值来 控制精度。参照点的个数可以通过以下的方程 来确定^[21]:

$N = \left[\frac{t \times cv}{AE}\right]^2 \circ$

式中 *N* 为需要的参照点个数 *t* 为 95% 置信区 间的 *t* 值 *cv* 为变异系数(用小数表示) *AE* 为 允许误差(小数表示)。*t* 和 *cv* 值的确定可以预 先在研究区域选取一定数量(如 10 个)的参照 点 测量其¹³⁷Cs 活度 然后统计结果得到。

61

国内有关研究表明,黄河中游地区的¹³⁷Cs 本底值介于1470.6~-2440.0 Bq/m²,呈西 北向东南增加的趋势,和降水量变化的趋势一 致。长江上游地区的¹³⁷Cs本底值差异较大, 620.9~3394.5 Bq/m²。¹³⁷Cs本底值总的变化 趋势是北高南低,纬度较高的甘肃天水嘉陵区 (北纬34°30′)为2573.2 Bq/m²;云南彝良(北 纬27°20′)为1510.4 Bq/m²。西南季风区的 ¹³⁷Cs本底值较低,云南元谋(金沙江河谷)为 620.9 Bq/m²,这和水汽主要来源于低纬度地区 有关。四川西部泸定贡噶山区¹³⁷Cs本底值最 高为3394.5 Bq/m²,这可能和该区降水较多有 关^[22]。

2 ¹³⁷Cs 土壤侵蚀转换模型

土壤侵蚀模型是进行土壤流失监测和预报 的重要工具。根据建模手段和方法,模型分为 经验统计模型(经验模型)和物理成因模型(理 论模型)。根据建模研究对象,土壤侵蚀模型 可分为坡面土壤侵蚀模型和流域土壤侵蚀模 型。土壤侵蚀模型近些年来已经从坡面土壤侵 蚀模型向流域侵蚀产沙模型发展。小区试验研 究和坡面土壤侵蚀模型研究和发展是流域侵蚀 产沙模型的基础^[25]。

经验统计模型是通过试验观测资料和数理 统计技术 选定影响土壤侵蚀的相关因素 得出 计算土壤流失量的方程式。

Ritchie 等^[26]于 1974 年建立了经验模型, 此后,许多研究者先后也建立了一些土壤侵蚀 速率的对数形式与¹³⁷Cs 损失率的对数形式的 线性估算模型,这些模型的基本形式为:

 $Y = \alpha X^{\beta}$ 。 (1) 式中 Y 为年土壤侵蚀损失量(t/km²•a) X 为土 壤¹³⁷Cs 损失百分率 [X = ($A_{ref} - A$) / $A_{ref} \times 100$], A_{ref} 为该区土壤中的¹³⁷Cs 活度基准值(Bq/m²), A 为采样点土壤中的¹³⁷Cs 活度(Bq/m²), $\alpha \times \beta$ 为待定系数。

经验公式的方法主要是利用¹³⁷Cs的损失 量与通过其他方法获得的土壤侵蚀量,这种方 法的缺点是显而易见的,仅适用于小的研究区; 又由于土壤侵蚀速率时间与空间变异大,该类 经验模式推算不同区域的土壤侵蚀量,偏差较 大,没有普遍性^[27]。

物理成因模型是近一、二十年来发展起来 的常用方法,物理成因模型以土壤侵蚀的物理 过程为基础,利用水文学、水力学、土壤学、河流 泥沙动力学以及其他相关学科的基本原理,根 据已知降雨、径流条件来描述土壤侵蚀产沙过 程,从而预报在给定时段内的土壤侵蚀量。模 型假设土壤侵蚀量与¹³⁷Cs的损失量之间呈线 性正比关系。目前主要的物理模型有比例模 型、重量模型、幂函数模型、剖面分布模型、质量 平衡模型等。在诸多理论模型中,适用于耕作 土的估算模型有比例模型、重量模型和质量平 衡模型等;适用于非耕作土的估算模型有剖面 分布模型等^[28]。

 1)比例模型 该模型应用的前提条件是
 ¹³⁷Cs在土壤中均匀分布;土壤侵蚀损失量与土 壤剖面¹³⁷Cs 含量的损失率成正比 即:

$$Y = 10 \frac{BdX}{100T} \quad \circ \tag{2}$$

式中 d 为耕作层深度(m), B 为土壤容重 (kg/m³), T 为自¹³⁷ Cs 沉降开始以来经历的时 间(a), X 为土壤¹³⁷ Cs 损失百分率 [$X = (A_{ref} -A) / A_{ref} \times 100$]。该模型是一种较为简单的模 型,使用方便,但仅适用于估算同时满足二前提 条件的耕作土壤的侵蚀损失量,因而其使用受 到严格的限制。

2) 重量模型 Brown 等^[29] 和 Lowrance
 等^[30]采用重量法估算土壤侵蚀量。其公式如下:

$$Y = 10 \frac{A_{req} - A}{C \mathrm{s}T} \,. \tag{3}$$

式中 C_s 为侵蚀区域土壤的当前¹³⁷ C_s 平均活度 (Bq/kg), A 为 侵 蚀 点 土 壤 的 ¹³⁷ C_s 总 量 (Bq/m^2)。该模型由于 C_s 自身不确定性会引 起土壤侵蚀率和侵蚀量的偏高,也没有考虑 ¹³⁷ C_s 的年沉降分量变化对土壤侵蚀量的影响。

3) 幂函数模型 Kachanoski^[31]提出了形式 较为简单的幂函数模型,该模型考虑了耕作活 动对耕作层¹³⁷Cs 活度的稀释作用,其估算模型 如下:

$$Y = MR^{-1} [1 - (A_n - A_0)^{\frac{1}{n}}]_{\circ}$$
 (4)

式中 *Y* 为年土壤侵蚀速率(kg/m^2) A_0 为 t_0 年 的土壤¹³⁷ Cs 活度(Bq/m^2) A_n 为 t_n 年的土壤 ¹³⁷ Cs活度(Bq/m^2) M 为耕作层的土壤重量 (kg/m^2) R 为侵蚀迁移土壤与耕作层土壤 的¹³⁷ Cs 活度比 n 为自 t_0 年计起到 t_n 年经过的 年数。此模型 R 较难准确测定,也只能用于近 似地估算历史上主要的¹³⁷ Cs 沉降时期以后发 生的土壤侵蚀量。

4) 剖面分布模型 Zhang 等^[32] 基于许多 研究者的基础上 给出¹³⁷Cs 剖面分布函数表达 式为:

$$A_{\rm h} = A_{\rm ref} (1 - \mathrm{e}^{\lambda k}) \, \circ \tag{5}$$

式中 A_h 为给定深度 h(cm) 以上土壤中的¹³⁷ Cs 的总量(Bq/m^2) k 为描述剖面特征的系数,可 由附近的未受到干扰的采样点求得。研究点土 壤侵蚀损失的厚度可由测定该点的土壤剖面 的¹³⁷ Cs 总量计算得到。土壤侵蚀速率可由下 式求得:

$$Y = \frac{100(1-X)}{\lambda P \ 100} \, \circ \tag{6}$$

式中 *P* 为自 1963 年以来的时间(a) *X* 为土壤 中¹³⁷Cs 的损失百分率。

Zhang 的模型形式简单且使用方便,应用 较广泛的,其不足在于未全面考虑¹³⁷Cs 在土壤 剖面中的分布模式(对非耕作土而言)以及 ¹³⁷Cs的年沉降分量(仅将¹³⁷Cs 的年沉降分量简 化成所有的¹³⁷Cs 的沉降均发生在 1963 年)和 衰变损失等因素,因此这些模型给出的土壤侵 蚀量的估计是不很准确的。

杨浩等^[27]认为土壤剖面分布的不同 相应 土壤侵蚀量也不同,并建立了估算非耕作土壤 的一些侵蚀模型。对于土壤剖面分布符合函数 *Cs* = *a*e^{-bz}(*a* > 0,*b* > 0),土壤侵蚀量可由下式 求得:

 $E_{R} = -1 \ 000D \ln(1 - \lambda) / b_{\circ}$ (7) 式中 Cs 为土壤剖面某一深度的¹³⁷Cs 浓度(Bq/m²) *z* 为土壤剖面的某一深度(m) $\mu_{s}b$ 均为系数 λ 为侵蚀常数。土壤剖面¹³⁷Cs 年损失百分 率则为:

 $Y = 100 - [R_1(1-\lambda)^{28} + R_2(1-\lambda)^{27} + \cdots + R_{29}(1-\lambda)^{M-1982}]_{\circ}$ (8) 式中 Y 为采样年份的土壤剖面¹³⁷Cs 损失百分 率; *R* 值由文献查,给定年份 *M*(*M*≥1983),即 由上式求得 λ 值。

剖面分布模型形式简单且使用方便,但存 在不足。有关土壤剖面¹³⁷ Cs 活度分布并不总 是呈指数关系,未考虑水蚀过程的影响;未考 虑¹³⁷ Cs 年沉降分量的变化。

5) 质量平衡模型 质量平衡模型是在侵 蚀机理的理论分析基础上综合考虑了影响土壤 侵蚀的诸多因子提出的 模型估算结果更为准 确 ,符合实际情况。该模型最早由 Kachanoski 等提出,

 $S_{i} = (S_{i-1} + T_{i} - E_{i}) k \ t = (1 \ 2 \ 3 \cdots N) \ .$ (9)

式中 S_t 和 S_{t-1} 分别为 t 年和 t-1 年末土壤剖 面的¹³⁷Cs 总量(Bq/m²) T_t 为 t 年的¹³⁷Cs 年总 沉降量(Bq/m²) E_t 为 t 年末的土壤剖面¹³⁷Cs 的损失量(Bq/m²) k 为¹³⁷Cs 的年放射性衰减 常数(0.977); N = M - 1954 M 为采样年份。

杨浩等利用质量平衡模型,充分考虑了 ¹³⁷Cs的年沉降分量、耕层厚度、¹³⁷Cs的衰变常 数和采样年份的影响,提出了土壤侵蚀模数计 算方程式:

 $E_r = H(1 - X/k) \times D \times 10\ 000$ 。 (10) 式中 E_r 为土壤侵蚀模数(t/km²•a) ,D为土壤 容重(g/cm³) k为衰变常数(0.977) ,X为侵蚀 常数。

唐翔宇等^[28]采用杨浩建立的分别适用于 非耕作土壤和耕作土壤的不同定量模型: 非耕作土壤,

 $Y = -10\ 000\ D\ln(1-k);$ (11) 耕作土壤,

$$Y = h \times D \times 10\ 000_{\,\circ} \tag{12}$$

式中 Y 为土壤侵蚀模数(t/hm²•a) *D* 为土壤容 重(kg/m³) ,*k* 为土壤中¹³⁷ Cs 年损失量占土 壤¹³⁷ Cs 量的比例 ,*h* 为年土壤侵蚀厚度(m)。 对南方红壤区耕地土壤侵蚀进行研究,结果较 为成功。

¹³⁷Cs 法的土壤侵蚀模型都是在¹³⁷Cs 自散 落时的初始分布是一致的这个假设前提下,事 实上¹³⁷Cs 在地面的沉降量受气候、地形面和不 同土壤渗透度影响而产生空间分布的变异性, 且影响土壤侵蚀的因素相当多,现有的质量平 衡模型有待完善。

3 研究展望

虽然¹³⁷Cs 法研究土壤侵蚀起步较晚,但具 有简单、快速、准确的优点,发展很快,在土壤侵 蚀的研究中已经成熟,且在以下几个方面存在 着很大的应用潜力和前景。

 1) 开展土壤侵蚀研究的目的在于防治,今 后的研究应在进一步完善土壤侵蚀估算模型及 其适应于大区域的应用。同时建立不同地区
 ¹³⁷Cs等核素本底值数据库,建立基于 GIS 之上 的土壤侵蚀数据库,得出可靠的土壤侵蚀空间 变化规律,为宏观决策提供依据。

2) 采用¹³⁷Cs 示踪剂研究土壤侵蚀作用对 水环境造成污染的影响过程和机制,包括水污 染与流失区土壤的理化性质、土壤污染现状、地 形及水文条件和水体底泥的沉积作用,以及特 定水环境条件下底泥中污染物的释放等。

3) 我国受土壤风蚀以及土地沙漠化影响 的面积占国土总面积的1/2 以上。准确测定土 壤风蚀速率、定量研究土壤风蚀,可以为土壤风 蚀防治以及沙漠化评估与治理提供重要依据。 近年来,¹³⁷Cs示踪技术因其实用性和精确性较 高而逐渐被应用到土壤风蚀研究中^[33]。

4) 随着核爆的减少和¹³⁷Cs 半衰期的到来, 发展新的同位素取代¹³⁷Cs 的示踪剂法。例 如²¹⁰Pb 与¹³⁷Cs 在土壤剖面中分布随深度的增 加呈指数减少的相似性,以及随土壤运移规律 的一致性和测试技术、仪器的共同性,可发展其 为¹³⁷Cs 的最佳替代同位素。

参考文献:

- [1] 朱永恒 ,濮励杰. 流域侵蚀过程研究[J]. 水土保持研究, 2005,12(2):15-18.
- [2] 王向荣,华珞,何婷婷.基于¹³⁷Cs示踪技术的土壤侵蚀研究进展[J].首都师范大学学报(自然科学版) 2006, 27(6):86-98.
- [3] 白占国,万国江.现代侵蚀作用核素示踪研究新进展 [J].地球科学进展,1998,13(3):232-237.
- [4] Wallbrink P J, Murray A S. Determining Soil loss using the inventory ratio of excess Lead – 210 to Cesium – 137 [J].

Soil Sci. Soc. Am. J. ,1996 60: 1201 - 1208.

- [5] Everett C ,Bonniwell , Gerald Matisoff , Whting P J. Determining the times and distances of particle transit in a mountain stream using fallout radionuclides [J]. Geomorphology , 1999 ,27:75 – 92.
- [6] Milton G M , Kramer S J , Waston W L ,et al. Qualitative estimates of soil disturbance in the Vicinity of CANDU' station , utilizing measurements of ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb in soil core [J]. Journal of Environmental Radioactivity , 2001 , 55: 195 – 205.
- [7] Mabit L ,Bernard C. Relationship between soil ¹³⁷Cs inventories and chemical properties in a small intensively cropped watershed [J]. Earth and Planetary Sciences ,1998 ,327: 527 – 532.
- [8] McCallan M E ,Rose C W. Redistribution of caesium 137 by erosion and deposition on an Australian soil[J]. Australian Journal of Soil Science ,1980 ,18 ,119 - 128.
- [9] Hedvall R , Erlandsson B , Soren M. ¹³⁷Cs in fuels and products from biofuel plants in Sweden [J]. J. Environ. Radioactivity ,1996 31(1): 103 – 117.
- [10] 郑永春,王世杰.¹³⁷Cs的土壤地球化学及其侵蚀示踪意 义[J].水土保持学报 2002,16(2):57-60.
- [11] Ritchie J C, McHenry J R. Application of radioactive fallout cesiam - 137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review [J]. Journal of Environmental Quality, 1990, 19:215 - 233.
- [12] Zapata F. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and Sedimentation investigations: recent advances and future developments [J]. Soil & Tillage Research, 2003 69:3 – 13.
- [13] Gibbs , W J , Wilson G U. Metorological implication of measurement of strontium in the Australia environment [J]. Aust. J. Sci. ,1965 28:59 - 69.
- [14] Lance J C , McIntyre S C , Naney J W , et al. Measuring sediment movement at Iow erosion rates using cesium 137
 [J]. Siol Science Society of America Journal , 1986 ,50: 1303 1309.
- [15] 沙占江,马海州,李玲琴,等.基于遥感和¹³⁷Cs方法的半 干旱草原区土壤侵蚀量估算[J].中国沙漠,2009,29 (4):589-595.
- [16] 马琨 汪兆骞 陈欣. 土壤侵蚀示踪方法研究综述[J]. 水 土保持研究 2002 9(4):90-94.
- [17] 张志刚.利用示踪技术研究密云水库周边地区土壤侵蚀 于土壤肥力变化[D].北京:首都师范大学 2004.
- [18] Rogowski A S , Tamura T. Movement of ¹³⁷Cs by runoff , erosion and infiltration on the alluvial captina silt loam [J]. Health Physics ,1965 ,11: 1333 – 1340.
- [19] Basher L R. Surface erosion assessment using ¹³⁷Cs: examples from New Zealand [J]. Acta Geologica Hispanica, 2000 35 219 228.

王静慧 ,等: 放射性核素¹³⁷Cs 在示踪土壤侵蚀研究中的应用

- [20] Garcia-Agudo E. Global distribution of ¹³⁷Cs inputs for soil erosion and sedimentation studies [R] //Use of ¹³⁷Cs in the study of soil erosion and sedimentation. IAEA-TECDOC – 1028 Vienna: IAEA ,1998: 117 – 121.
- [21] Collins A L , Walling D E , Sichingabula H M *et al.* Using ¹³⁷Cs measurements to quantify siol erosion and redistribution rates for areas under different land use in the Upper Kaleya River basin , southern Zambia [J]. Geoderma , 2001 , 104: 299 – 323.
- [22] 李俊杰.应用于土壤侵蚀的环境放射性核素示踪技术方 法研究[D].中国农业科学院 2008:1-110.
- [23] 夏侯国风. 陕北坡耕地土壤侵蚀与土壤性质的空间变异研究[D]. 北京: 中国农业科学院原子能利用研究所, 1998.
- [24] 严平 ,董光荣 涨信宝 ,等.¹³⁷Cs 法测定青藏高原土壤风 蚀的初步结果[J].科学通报 2000 *45*(2):199-204.
- [25] 张华峰 涨华强 康惠 /等.¹³⁷Cs 在土壤侵蚀研究中的应 用综述[J].中国水土保持 2003 (2):17-18.
- [26] Ritchie J C , Strawberry J A , McHenry J R. Estimating soil erosion from the redistribution of ¹³⁷Cs [J]. Soil Sic Soc Am. Proc. , 1974 38(1):137 – 139.
- [27] 杨浩 杜明远 赵其国 等. 利用¹³⁷Cs 示踪农业耕作土壤

侵蚀速率的定量模型[J]. 土壤学报,2000,37(3): 296-305.

- [28] 唐翔宇 杨浩,曹慧 等.¹³⁷Cs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): 254-259.
- [29] Brown R B , Kling G F , Cutshall N H. Agricultural erosion indicated by ¹³⁷Cs redistribution E: Estimating rates of erosion rates [J]. Soil Sic. Soe. Am. J. ,1981 , 45(6):1191 – 1197.
- [30] Lowrance R, McIntyre S, Lance C. Erosion and deposition in a friend forest system estimated using Caesium – 137 activity [J]. Soil Water Conserve, 1988 43 (2): 195 – 199.
- [31] Chicanoski R G. Estimating soil loss from changes in soil caesium – 137 [J]. Can. J. Soil. Sic. ,1993 , 73 (4): 629 – 632.
- [32] Zhang X B Higgiit D L ,Walling D E. A preliminary assessment of the potential for using cesium 137 to estimate rates of soil erosion in the loess Plateau of China [J]. Hydrol. Sci. J. ,1990 35: 267 276.
- [33] Chappell N A. Using remote sensing and geostatistics to map ¹³⁷Cs-derived net soil flux in the south-west Niger [J].
 J. Arid Environ. ,1998 39:441-445.

Radioactive Fallout ¹³⁷Cs as A Tracer to Study Soil Erosion

WANG Jing-hui¹ SHA Zhan-jiang^{1,2} ,MA Tao³ ZHANG Juan¹ , CHEN Xiao-qin¹ ,QI Yong-fa¹

Life and Geographical Science College, Qinghai Normal University Xining \$10008, China;
 Qinghai Institute of Salt Lakes Chinese Academy of Sciences Xining \$10008, China;
 Qinghai Institute of Geo-Environment Monitoring Xining \$10007, China)

Abstract: In recent decades , the increasing soil erosion and the quality of land degradation has become the main influence of regional sustainable development. Using the radioactive fallout ¹³⁷Cs as a tracer to study soil erosion can quickly and easily get the information about soil erosion ,deposition and the space distribution. This paper introduces the element source , the space distribution , the background value and tracer principle , the activity determination and the transformation model of the methods. Based on the advantages and disadvantages ,a prospect for the development direction in the future were given. **Key words**: ¹³⁷Cs; Tracer; Soil erosion; Geochemistry; Transformation model