

^{137}Cs 技术定量侵蚀速率常用模型及其讨论

郑永春^{1,2}, 王世杰¹

(1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘 要: 土壤侵蚀将导致严重的土地退化和其它环境危害, 侵蚀危害的评估需要关于侵蚀速率和侵蚀的时空分布模式的大量信息。 ^{137}Cs 具有独特的输入来源和地球化学性质, 使其成为研究自 ^{137}Cs 首次沉降以来约 30 年的平均土壤侵蚀速率的最优示踪剂。比例模型、简化的质量平衡模型、基于 ^{137}Cs 地表富集的质量平衡模型、剖面分布模型是近年来常用的几种模型, 各有其优势和局限性。这些模型都是在一些假设的基础上推导出来的, 这些假设是否成立需要理论论证和实验验证, 文章对多数定量模型所含的假设条件进行讨论。

关键词: ^{137}Cs ; 侵蚀速率; 定量模型; 假设条件; 耕作稀释

中图分类号: **文献标识码:** A

近代以来, 森林砍伐、沙漠扩张以及不合理的土地利用, 致使土壤侵蚀日益严重, 成为困扰世界的一大环境问题。一方面, 土壤侵蚀过程同时也是土壤退化的过程, 富含有机质和其它植物营养的表土层流失使得土壤生产力急剧下降, 农产品产量和质量都大打折扣。另一方面, 从数量上来讲, 土壤侵蚀引起的沉积物是某些水体的主要污染物^[1], 导致水体富营养化、水库淤积、水利工程使用寿命缩短。虽然土壤侵蚀在主要河流三角洲也会产生肥沃的冲击平原, 但同时产生的土地退化和水质恶化更为普遍。

中国的土壤侵蚀和土地退化十分严重, 无论是南方红壤丘陵区、还是西南岩溶山区, 无论是东北三江流域、还是西北黄土高原, 水土流失的现状都是触目惊心的, 其后果是当地居民基本生存条件的逐渐丧失。而且值得注意的是, 这个问题随着农业生产方式的深刻变革和人口压力的持续增长正在变得日益严重。

毫无疑问, 对土壤侵蚀过程了解得越多, 对土壤的利用和治理也会更好。因此, 需要研究不同时间尺度(几十年、几年、不同季节、一次降雨事件等)、不同空间位置(沟、坡、谷、崩、梁等)以及不同土地利用方式(坡耕地、梯田、林地、灌丛、草地等)的侵蚀速率和侵蚀模式, 以制定更为经济有效和科学的治理方案和土地利用规划。虽然侵蚀数据的收集并不复

杂, 但传统方法大多费时费钱。尤其是长期的土壤侵蚀监测, 需要花费的时间和财力是相当大的。

1 ^{137}Cs 技术简介

自 Rogowski^[2] 1965 年首次发现 ^{137}Cs 具有测量土壤流失速率的潜能以来, 经过 30 多年的不断发展与完善, 在土壤侵蚀的核素示踪研究中, 利用 ^{137}Cs 定量土壤流失和沉积速率研究土壤侵蚀和沉积模式最为透彻, 技术最为成熟^[3], 被世界上不少国家用于开展侵蚀研究。其示踪原理在于: 自然界没有天然来源的 ^{137}Cs , 环境中 ^{137}Cs 的存在是由于大气核试验和核反应堆泄漏产生的。这部分 ^{137}Cs 进入平流层, 几个月内在全球均匀分布, 而后通过对流层主要随降水沉降到地面, 被表土中的有机和无机组分强烈吸附, 限制了化学和生物过程导致的 ^{137}Cs 迁移。大量监测和研究结果表明, 最初沉降的 ^{137}Cs 在小范围研究区域内分布相对均一, 主要随土壤颗粒位移发生空间再分布。因此, ^{137}Cs 在研究区域内的重新分布是由土壤侵蚀、耕作等物理过程引起的。通过测定 ^{137}Cs 在地表水平断面和垂直剖面上的空间分布, 与当地无干扰样点(既无侵蚀也无沉积)的 ^{137}Cs 背景值相比较得到 ^{137}Cs 损失或增加百分比, 经过定量模型的转换, 可以得到流域不同部位土壤侵蚀速率或沉积速率。

收稿日期: 2002-06-26。

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(49833002)、国家“九五”攻关项目(96-920-04-02-12)、知识创新西部之光联合资助。

作者简介: 郑永春(1977-), 男(汉族), 浙江省嵊州市人, 在读博士, 主要研究方向为土壤侵蚀与土地退化及环境地球化学。

王世杰(1966-), 男(汉族), 浙江省温岭市人, 博士, 博士生导师, 研究员。

联系方式: 电话 0851-5891338 email: y.ch.zheng@163.net

¹³⁷Cs 技术之所以能够定量土壤侵蚀速率,依赖于它能将样点土芯¹³⁷Cs 活度转换成土壤重新分布的定量估计,因此提高定量模型的可信度变得至关重要^[4]。近十年来,在各种土地利用类型中利用¹³⁷Cs 的空间重新分布定量土壤侵蚀和沉积速率的模型相继被提出^[3,5-13]。

2 ¹³⁷Cs 技术几种常见定量模型

2.1 经验公式(Exponential Model)

早期的¹³⁷Cs 技术定量侵蚀速率研究大多采用经验公式,即用 USLE(Universal Soil Loss Equation,通用土壤流失方程)或其它土壤流失方程计算得到的土壤流失速率,对照¹³⁷Cs 损失百分比,得出¹³⁷Cs 流失百分比与土壤流失速率之间的经验关系,然后用这种关系来定量其它地区的土壤侵蚀速率。例如, Rogowski 用计算片蚀和沟蚀土壤流失的标准方程在不同利用类型土地的研究发现,¹³⁷Cs 流失百分比和土壤流失量之间存在对数关系^[2,5,14]。但是,由于经验公式只对特定的研究区域适用,因而明显不具有推广意义,在自然条件变化后,这种经验关系就不再适用。

2.2 比例模型(Proportional Model)

相对经验公式而言,比例模型是最简单的理论模型,适用于耕地土壤侵蚀速率定量。比例模型假设¹³⁷Cs 流失百分比和土壤流失量直接成比例,由于其形式简单,要求提供的参数少,而被许多学者使用过^[15-21]。侵蚀速率基本形式为

$$Y = 10 \frac{BdX}{100TP} \quad (1)$$

式中 Y = 年均土壤流失量 ($t/hm^2 \cdot a^{-1}$); d = 耕作深度(m); B = 土壤容重 ($kg \cdot m^{-3}$); X = ¹³⁷Cs 活度相对当地背景值的损失百分比,定义为: $(A_{ref} - A)/A_{ref} \times 100$; T = 自¹³⁷Cs 开始沉降至采样时过去的年数; A_{ref} = 当地¹³⁷Cs 沉降背景值 ($Bq \cdot m^{-2}$); A = 样点¹³⁷Cs 活度 ($Bq \cdot m^{-2}$); P = 粒径校正因子。

对于沉积点的沉积速率,则 X' 为¹³⁷Cs 活度相对当地背景值的富集百分比,定义为 $(A - A_{ref})/A_{ref} \times 100$ 。

比例模型适用于在¹³⁷Cs 最大沉降发生之后土地利用方式发生改变的地区^[22]。比例模型得到的土壤流失速率不考虑耕作稀释(详见讨论部分)和耕作侵蚀(顺坡犁耕作用导致土壤顺坡位移),将导致土壤流失速率的低估^[23,24]。而当实际土壤流失速

率很低时,又会高估流失速率^[25]。

2.3 简化的质量平衡模型(A Simplified Mass Balance Model)

质量平衡模型由 Kachanoski 首次提出^[23], Fredericks^[19]对模型做了改进, Zhang^[26]将模型进行简化,使其形式更加简单,应用更为容易。He 等把粒径校正因子 P 引入 Zhang 的模型,使其更符合实际情况。其侵蚀速率

$$Y = \frac{10dB}{P} \left[1 - \left(1 - \frac{X}{100} \right)^{1/(t-1963)} \right] \quad (2)$$

式中 Y 、 d 、 B 、 X 、 P 含义同方程(1); t 为采样年份。

当 $A(t) > A_{ref}$ 时,沉积速率 ($kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)

$$R' = \frac{A_{ex}(t)}{\int_{1963}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A(t) - A_{ref}}{\int_{1963}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} \quad (3)$$

式中 $C_d(t')$ = 沉积物¹³⁷Cs 浓度 ($Bq \cdot kg^{-1}$);

$A_{ex}(t)$ = 第 t 年样点¹³⁷Cs 活度相对背景值的过剩,定义为 $A(t) - A_{ref}(t)$ ($Bq \cdot m^{-2}$);

λ = ¹³⁷Cs 衰变常数 ($0.977a^{-1}$)。

2.4 基于¹³⁷Cs 地表富集的质量平衡模型(A Mass Balance Model Based on Surface Enrichment)

该定量模型由 Yang 等提出^[27],模型假设当年沉降的¹³⁷Cs 在未和耕作层充分混合均匀前,在土壤表层产生地表富集作用,在充分考虑地表富集层厚度、¹³⁷Cs 在富集层中的分布特征、¹³⁷Cs 的衰变常数、年沉降分量、犁层厚度和采样年份等因素后,根据质量平衡模型推导而成。模型模拟结果表明,样点¹³⁷Cs 活度相对背景值的损失量与年均土壤侵蚀量之间的关系既非线性关系亦非指数关系,而是一种复杂的曲线关系。假如每年沉降的¹³⁷Cs 在地表富集层中的分布特征可以表示为均一型、指数型和线性型 3 种类型,那么相对背景值的¹³⁷Cs 损失百分比与每年流失的土壤厚度之间分别符合下列函数关系:

如¹³⁷Cs 富集层符合均一型函数关系,

则

$$(A_{ref} - A)/A_{ref} = 100 - 100 \left[\lambda^N R_1 (1 - h/d)^{N-1} + \lambda^N - 1 R_2 (1 - h/d)^{N-2} + \dots + \lambda^2 R_{N-1} (1 - h/d) + \lambda R_N \right] (1 - h/H_s)/W_N \quad (4)$$

如¹³⁷Cs 富集层符合指数型函数关系,

则

$$(A_{ref} - A)/A_{ref} = 100 - 100[\lambda^N R_1 \times (1 - h/d)^{N-1} + \lambda^{N-1} R_2 (1 - h/d)^{N-2} + \dots + \lambda^2 R_{N-1} (1 - h/d) + \lambda R_N] [1 - (1 - e^{-zh}) / (1 - e^{-zH_s})] / W_N \quad (5)$$

如¹³⁷Cs 富集层符合线性型函数关系,

则

$$(A_{ref} - A)/A_{ref} = 100 - 100[\lambda^N R_1 \times (1 - h/d)^{N-1} + \lambda^{N-1} R_2 (1 - h/d)^{N-2} + \dots + \lambda^2 R_{N-1} (1 - h/d) + \lambda R_N] (1 - h/H_s)^2 / W_N \quad (6)$$

上述方程可以利用图解法或数值解法进行求解而得到年平均土壤侵蚀的厚度 h , 年平均土壤侵蚀量就可以从下式得到

$$Y = h \times B \times 10\,000 \quad (7)$$

式中 h = 年平均土壤侵蚀厚度(m); $N = M - 1954$, M 代表采样年份; R_t = 某给定年 t 的¹³⁷Cs 沉降分量, 即 t 年中¹³⁷Cs 的沉降量在同一地区总沉降量中所占百分比(%); H_s = ¹³⁷Cs 地表富集层厚度; W_N = 校正常数, 其公式表达为

$$W_N = R_1 \lambda^N + R_2 \lambda^{N-1} + R_3 \lambda^{N-2} + \dots + R_{N-1} \lambda + R_N$$

2.5 剖面分布模型(Profile Distribution Model)

一般认为, 非耕地土壤¹³⁷Cs 的剖面分布随着深度的增加而呈指数下降^[25,26], 即符合以下公式

$$A'(x) = A_{ref}(1 - e^{-x/h_0}) \quad (8)$$

式中 $A'(x)$ = 在深度 x 以上的¹³⁷Cs 活度(Bq·m⁻²); x = 自地表以下的土层质量深度(kg·m⁻²); h_0 = 描述剖面形状的系数(kg·m⁻²); 非耕地土壤剖面的¹³⁷Cs 活度与深度之间的关系近似为指数函数关系, 这种¹³⁷Cs 深度分布, 即符合: $f(z) = f(0)e^{-z/h_0}$, 将 $f(0)$ 和 h_0 作为两个参数, 用最小二乘法可以解出 h_0 的值。

在此前提下, 剖面分布模型被提出, 其侵蚀速率形式如下

$$Y = \frac{10}{(t - 1963)P} \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right) h_0 \quad (9)$$

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_0^x C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'}$$

沉积速率

$$R' = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_s^s R dS \int_s^s A_{ref}(1 - e^{-r'/h_0}) dS} \quad (10)$$

式中 C_d = 沉积物的¹³⁷Cs 含量。

3 ¹³⁷Cs 技术定量模型所含假设及其实现

3.1 定量模型所含假设条件

¹³⁷Cs 流失与土壤流失量之间的定量基于许多假设, 这些假设已被详细讨论^[3,25,28-30]。它们包括:

1. 自 1954 年开始, ¹³⁷Cs 就开始沉降在研究区域;
2. ¹³⁷Cs 在沉降的同时, 被快速而紧密的结合在表层土壤中, 这已被大量研究结果证实;
3. ¹³⁷Cs 在研究区域内均匀分布, 没有优先集中在任何一个高度或地貌位置上, 这个无法证明, 因而研究区域的面积要小;
4. 土壤中¹³⁷Cs 的流失与富集与土壤侵蚀和沉积存在定量关系, 这已被证据支持^[8];
5. 植物对¹³⁷Cs 的迁移效果在研究区域内是相同的, 这无法证明, 只能要求样点尽可能位于同一植物类型内;
6. ¹³⁷Cs 降落在地表, 在被土壤颗粒吸附固定之前的流失量是很小的, 不至于影响结果的偏差;
7. 最早的¹³⁷Cs 沉降始于 1954 年, 主要沉降期是在 50 年代后期和 60 年代;
8. 土壤侵蚀土粒由高处向低处搬运时, 没有发生砂、粉砂和粘土之间的分选^[7,10]。但是许多事实证明这种分选作用是存在的, 因此粒径校正因子 P 的引入是必要的;
9. ¹³⁷Cs 沉降量的估计是获得正确的侵蚀速率的关键, 此值可根据本地无干扰样点或持续的¹³⁷Cs 沉降监测^[31]来估计;
10. ¹³⁷Cs 沉降后的空间重布主要是被侵蚀、沉积或耕作等物理过程所控制。

3.2 关于假设条件的一些讨论

3.2.1 侵蚀过程的粒径分选

在用¹³⁷Cs 进行定量时, 一般假设¹³⁷Cs 在所有土壤组分内均匀分布, 但实际上是¹³⁷Cs 被粘土和有机质优先吸附。研究发现, 土壤侵蚀和沉积是有选择性的^[10,32,33]。如果是粘土和有机质在侵蚀过程中被优先运移, 将导致侵蚀量的过分夸大。而当土壤颗粒被水搬运时, 细颗粒物质在流速减缓时, 携带较远的距离才会沉积下来, 比粗颗粒物质沉积的位置要远, 这些细颗粒物质主要包括粘土矿物和有机质, 含有较多的¹³⁷Cs, 将导致沉积速率被夸大。因此粘

土、沙和粉沙之间发生的粒径分选将在侵蚀速率和沉积速率的计算中产生重要影响。为使¹³⁷Cs 定量的侵蚀速率更为可信,需要了解水力侵蚀的土壤组分选择性,即优先选择粘土和有机质的比例。因此,侵蚀过程的颗粒分选因素应该考虑,在定量模型中引入粒径校正因子是必要的。

3.2.2 耕作土壤的¹³⁷Cs 稀释效应

许多定量模型假设,自¹³⁷Cs 开始沉降至采样时,除衰变部分外,耕作层¹³⁷Cs 浓度是不变的,但实际耕地表层被剥蚀时,含¹³⁷Cs 的的耕层土壤流失而为下部不含¹³⁷Cs 的底土所补充,以维持耕层厚度不变,但耕作层的¹³⁷Cs 浓度却被稀释,即耕地土壤流失和¹³⁷Cs 损失之间的线性关系不能反映实际侵蚀过程,两者之间应该是幂函数关系^[23,24,26]。¹³⁷Cs 耕作稀释的结果是,经数年侵蚀之后,流失同样数量的土壤所损失的¹³⁷Cs 要比首次侵蚀流失的¹³⁷Cs 少。

3.2.3 ¹³⁷Cs 地表富集对侵蚀速率定量的影响

表土层中¹³⁷Cs 含量的相对比例和深度分布模式。许多研究证实¹³⁷Cs 主要赋存在表层 20 cm ~ 30 cm 内,随深度增加而下降。对耕地而言,¹³⁷Cs 被认为在耕作层内是均匀分布的。那么对于相同的侵蚀速率,非耕地的¹³⁷Cs 损失会大于耕地¹³⁷Cs 损失。对于¹³⁷Cs 沉降到地表,尚未被犁耕混合前,这部分¹³⁷Cs 富集在耕地表层,这时较少的土壤流失会导致较多的¹³⁷Cs 损失。

3.2.4 ¹³⁷Cs 技术实施要点

1. 精密的土壤采样技术,防止土层之间的混染,土芯分割深度递增要小,细的分割也可以降低由于分样间距过长,使得上部浓度较大的¹³⁷Cs 和下部浓度较小的¹³⁷Cs 混合产生稀释效应。

2. 无干扰样点的选择很重要,要求和研究侵蚀区域邻近(以使降雨量一致),土壤类型相似。

3. ¹³⁷Cs 技术的一些假设需要在野外实地论证,如研究区域的均匀沉降、植物吸收与迁移的¹³⁷Cs 数量。

3.2.5 ¹³⁷Cs 的生物迁移

¹³⁷Cs 地表迁移主要包括植被迁移、随土壤迁移和水溶液迁移三个部分。沉降在植物上的¹³⁷Cs 绝大部分在第一年即被洗落并迁移到土壤^[14]。而且当植物死亡、腐烂时,植物上沉降的¹³⁷Cs 又可释放到土壤中。植物吸收的¹³⁷Cs 量很少,30 年被农作物迁移的¹³⁷Cs 估计为为 150Bq/m²^[20]。

3.2.6 ¹³⁷Cs 的土壤剖面分布

由于土壤剖面的¹³⁷Cs 分布模式是不同的,因此即使同样数量的¹³⁷Cs 流失其导致的土壤流失量也是不相同的,如果不考虑¹³⁷Cs 的剖面分布将导致土壤流失量的高估或低估。

3.2.7 ¹³⁷Cs 的时间分布

许多学者假设全部的¹³⁷Cs 沉降发生在首次沉降或最大沉降年^[9,11,12,15,19,26,34]。这种假设应是不成立的,但对侵蚀定量结果的影响是否明显还需论证,而且它可以通过国际原子能机构的全球监测结果进行校正。此外,取样年份也会影响¹³⁷Cs 流失和土壤流失之间的定量关系。以某速率侵蚀 1 年和以同样速率侵蚀 5 年不会留下同样的¹³⁷Cs 残留。侵蚀速率和¹³⁷Cs 残留量之间的关系是明显和时间有关的(原因是¹³⁷Cs 沉降的年际变化、¹³⁷Cs 的自然衰变、耕作稀释等),所以凡是和时间无关的定量模型都有很大的缺陷。

3.2.8 ¹³⁷Cs 背景值的确定

¹³⁷Cs 技术的一个关键假设是:与认定的无干扰点(控制点)相比较的¹³⁷Cs 活度差异代表侵蚀和耕作的实际影响。但近年来的研究表明,在认定的无干扰地块内不同样点之间的¹³⁷Cs 活度是存在一定随机变化的^[31,35-37],导致这种随机变化的原因可能是不同的土壤理化性质导致¹³⁷Cs 下渗和流失的不均匀性。为了防止这种随机变化可能给侵蚀定量带来的误差,因此,¹³⁷Cs 背景值的正确估计需要无干扰点一定数量样点的土壤¹³⁷Cs 活度平均值来确定。在给定的置信度下,估计可靠的¹³⁷Cs 背景值需要的样点数为

$$n = t^2 s^2 / d^2 \quad (11)$$

式中 t 为置信水平; d 为平均值允许误差,可以表示成相对允许误差^[38]。

因此为了获得满意的¹³⁷Cs 背景值(参考点的¹³⁷Cs 平均活度),建议至少选相互间隔 1 m ~ 10 m 的 5 个以上样点的分析来确定。

由于¹³⁷Cs 技术将土壤侵蚀影响因素和侵蚀过程过分简化,并作了很多假设,因此¹³⁷Cs 定量模型之间的比较并不是说哪个更正确,而是哪个模型考虑的因素更为充分的问题,考虑的因素越充分,得到的结果就越接近真实值。但是,即使许多模型存在着这样那样的局限性,由这些模型得到的侵蚀速率仍然可以提供小流域侵蚀和沉积空间分布的可靠模式,可以阐明土地利用和管理方式对侵蚀的影响,具有积极的参考价值。

参考文献:

- [1] L. M. Glymph, Agriculture's contribution to the nation's water resources and flood control [J], *J. Environ. Quality*, 1972, 1, 128 ~ 133.
- [2] A. S. Rogowski and T. Tamura, Movement of ^{137}Cs by runoff, erosion and infiltration on the alluvial Captina silt loam [J], *Health Physics*, 1965, 11, 1333 ~ 1340.
- [3] J. C. Ritchie and J. R. McHenry, Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review [J], *Journal of Environmental Quality*, 1990, 19, 215 ~ 233.
- [4] D. L. Higgitt, Quantifying erosion rates from caesium-137 measurements: A comment on Elliott and Cole-Clark (1993): "Estimates of erosion on potato lands on Krasozems at Dorrigo, N.S.W. using the caesium-137 technique" [J], *Australian Journal of Soil Research*, 1995, 33, 709 ~ 714.
- [5] A. S. Rogowski and T. Tamura, Erosional behavior of cesium-137 [J], *Health Physics*, 1970, 18, 467 ~ 477.
- [6] J. C. Ritchie, J. A. Spraberry and J. R. McHenry, Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ^{137}Cs [J], *Soil Science Society of America Proceedings*, 1974, 38(1), 137 ~ 139.
- [7] R. B. Brown, G. F. Kling and N. Cutshall, H, Agricultural erosion indicated by ^{137}Cs redistribution: II. estimates of erosion rates [J], *Soil Science Society of America Journal*, 1981, 45, 1191 ~ 1197.
- [8] R. B. Brown, N. H. Cutshall and G. F. Kling, Agricultural erosion indicated by ^{137}Cs redistribution: I. levels and distribution of ^{137}Cs activity in soils [J], *Soil Science Society of America Journal*, 1981, 45, 1184 ~ 1190.
- [9] Y. Z. Cao, D. R. Coote, N. C. Nolin and C. Wang, Using ^{137}Cs to investigate net soil erosion at two soil benchmark sites in Quebec [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1993, 73, 515 ~ 526.
- [10] J. M. Soileau, B. F. Hajek and J. T. Touchton, Soil erosion and deposition evidence in a small watershed using fallout cesium-137 [J], *Soil Science Society of America Journal*, 1990, 54, 1712 ~ 1719.
- [11] J. Kiss, E. de Jong and H. P. W. Rostand, An assessment of soil erosion in west-central Saskatchewan using cesium-137 [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1986, 66, 591 ~ 600.
- [12] E. de Jong, C. Wang and H. W. Rees, Soil distribution on three cultivated New Brunswick hillslopes calculated from ^{137}Cs measurement, solum data and the USLE [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1986, 66, 721 ~ 730.
- [13] E. de Jong, H. Villar and J. R. Bettany, Preliminary investigations on the use of ^{137}Cs to estimate erosion in Saskatchewan [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1982, 62, 673 ~ 683.
- [14] A. S. Rogowski and T. Tamura, Environmental mobility of cesium-137 [J], *Radiation Botany*, 1970, 10, 35 ~ 45.
- [15] J. A. Montgomery, A. J. Busacca, B. E. Frazier and D. K. McCool, Evaluating soil movement using cesium-137 and the Revised Soil Loss Equation [J], *Soil Science Society of America Journal*, 1997, 61(2), 571 ~ 579.
- [16] F. Garcia-Oliva, L. Martinez and J. M. Maass, Long-term net soil erosion as determined by ^{137}Cs redistribution in an undisturbed and perturbed tropical deciduous forest ecosystem [J], *Geoderma*, 1995, 68, 135 ~ 147.
- [17] C. Bernard and M. R. Laverdière, Spatial redistribution of cesium-137 and soil erosion on Orleans Island, Quebec [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1992, 72, 543 ~ 554.
- [18] R. A. Sutherland, Caesium-137 estimates of erosion in agricultural areas [J], *Hydrological Processes*, 1992, 6, 215 ~ 225.
- [19] D. J. Fredericks and S. J. Perrons, Estimating erosion using caesium-137: II. Estimating rates of soil loss [J], *International Association of Hydrological Sciences Publication*, 1988, 174, 225 ~ 231.
- [20] I. Vanden Berghe and H. Gulinck, Fallout ^{137}Cs as a tracer for soil mobility in the landscape framework of Belgian loamy region, [J], *Pedologie*, 1987, 37, 5 ~ 20.
- [21] E. de Jong, C. B. M. Begg and R. G. Kachanoski, Estimates of soil erosion and deposition from some Saskatchewan soils [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1983, 63, 607 ~ 617.
- [22] R. J. Loughran, B. L. Campbell and G. L. Elliott, The calculation of net soil loss using cesium-137, in: Soil erosion on agricultural land [C], J. Broadman, I. D. J. Foster and J. A. Dearing, eds., pp. 119-126, Wiley, New York, 1990.
- [23] R. G. Kachanoski and E. de Jong, Predicting the temporal relationship between cesium-137 and erosion rate [J], *Journal of Environmental Quality*, 1984, 13, 301 ~ 304.
- [24] R. G. Kachanoski, Estimating soil loss from changes in soil cesium-137 [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1993, 73, 515 ~ 526.
- [25] D. E. Walling and T. A. Quine, Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data [J], *Land Degradation and Rehabilitation*, 1990, 2, 161 ~ 175.
- [26] X. B. Zhang, D. L. Higgitt and D. E. Walling, A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion in the Loess Plateau of China [J], *Hydrologic Science Journal* 1990, 35, 243 ~ 251.
- [27] H. Yang, M. Du, Q. Zhao, K. Minami and T. Hatta, A quantitative model for estimating mean annual soil loss in cultivated land using ^{137}Cs measurements [J], *Soil Science and Plant Nutrition*, 2000, 46(1), 69 ~ 79.
- [28] R. J. Loughran, G. L. Elliott, B. L. Campbell and D. J. Shelly, Estimation of soil erosion from caesium-137 measurements in a small cultivated catchment in Australia [J], *Journal of Applied Radiation and Isotopes*, 1988, 39, 1153 ~ 1157.
- [29] R. A. Sutherland and E. de Jong, Quantification of soil redistribution using caesium-137, Outlook, Saskatchewan, Canada. In: R. B. Bryan (ed.), Soil erosion - experiments and models [J], *Catena Supplement*, 17, 177 ~ 193, 1990.
- [30] D. E. Walling and T. A. Quine, The use of ^{137}Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the U. K.: potential applications and limitations [J], *Journal of Soil Science*, 1991, 42, 147 ~ 165.
- [31] L. R. Basher and K. M. Matthews, Relationship between ^{137}Cs in some undisturbed New Zealand soils and rainfall [J], *Australian Journal of Soil Research*, 1993, 31, 655 ~ 663.
- [32] K. M. Turnage, S. Y. Lee, J. E. Foss, K. H. Kim and I. L. Larsen,

- Comparison of soil erosion and deposition rates using radiocesium, RUSLE, and buried soils in dolines in East Tennessee [J], *Environmental Geology*, 1997, 29(1~2), 1~10.
- [33] A.N. Tyler, D.A. Davidson and I.C. Grieve, In situ radio metric mapping of soil erosion field-moist bulk density on cultivated fields [J], *Soil Use & Management*, 2001, 17, 88~96.
- [34] R. A. Sutherland, T. Kowalchuk and E. de Jong, Cesium-137 estimates of sediment redistribution by wind [J], *Soil Science*, 1991, 151, 387~396.
- [35] R.J. Harper and R.J. Gilkes, Evaluation of the ¹³⁷Cs techniques for estimating wind erosion losses for some sandy Western Australian soils [J], *Australian Journal of Soil Research*, 1994, 32, 1369~1387.
- [36] R. A. Sutherland, Examination of caesium-137 areal activities in control (uneroded) locations [J], *Soil Technology* 1991, 4, 33~50.
- [37] H. Bachhuber, K. Bunzl and W. Schimmack, Spatial variability of fallout ¹³⁷Cs in the soil of a cultivated field [J], *Environmental Monitoring and Assessment*, 1987, 8, 93~101.
- [38] M. C. Nolin, Y. Z. Cao, D. R. Coote and C. Wang, Short-range variability of fallout ¹³⁷Cs in an uneroded forest soil [J], *Canadian Journal of Soil Science*, 1993, 73, 381~385.

Several Models for Converting ¹³⁷Cs Measurements to Estimating Soil Erosion Rates and Reliability of Hypothesis

ZHENG Yong-chun^{1,2} and WANG Shi-jie¹

- (1. *The State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang, Guizhou, 550002 China;*
2. *Institute of Postgraduate, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100039 China*)

Abstract: Soil erosion induced serious soil degradation and other environmental hazards. The evaluation of effect of erosion and the soil conservation need a large number of data about erosion rates and modes. Then the government and peasants can adopt an economical and effective method to reduce erosion rates and rectify land use. ¹³⁷Cs is a kind of radionuclide with special input source and geochemistry characteristic. It came from nuclear weapon tests and nuclear reactor accidents in 1950s~1970s. ¹³⁷Cs falls to soil surface with rainfall and integrated with soil particle, then move with particle. It became the best tracer to quantify erosion rates in about 30 years scales in all nuclides. Proportional model, simplified mass balance model, a mass balance model based on surface enrichment, profile distribution model are the several familiar quantitative models. They have themselves' advantages and limitations. But these quantitative models are all deduced with much hypothesis. These hypothesis should be reasoned and validated. This paper discussed some hypothesis in the end.

Key words: ¹³⁷Cs, erosion rate, quantitative model, hypothesis, tillage dilution