

宇宙线散落核素 ^7Be 在山区表土层中的分布特征及侵蚀示踪原理*

白 占 国

(中国农业科学院土壤肥料研究所,农业部植物营养学重点开放实验室,北京 100081)

万 国 江

(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,贵阳 550002)

P. H. Santschi M. Baskaran

(Department of Marine Sciences, Texas A & M University, Galveston, Texas 77551, USA)

摘 要 宇宙线散落核素 ^7Be 具稳定的物质来源和 53.3 天的半衰期,提供了示踪环境微粒季节性迁移的必要条件;其在土粒中主要存在于 Fe-Mn 氧化物及有机质结合相,适应于季节性微粒迁移示踪;它在表土层中的垂直分布特征提供了示踪微粒季节性迁移的充分条件。 ^7Be 在表土层中的累计值、表观比活度、最大渗透深度及相对侵蚀(或堆积)速率是土粒迁移的示踪参数。

关键词 ^7Be , 地球化学相, 土层分布, 示踪模型, 土壤季节性侵蚀

地表物质迁移过程是环境地球化学研究的重要方面,在评价环境质量、认识全球变化中具特殊意义。土壤侵蚀是地表物质迁移的重要形式,也是当今世界重大的环境问题之一。我国云贵高原低山丘陵地区生态脆弱、土壤侵蚀严重,控制水土流失是改善其生态环境的关键。揭示土壤的侵蚀机理和运移途径是控制水土流失的科学基础。

云贵高原山区土壤侵蚀过程受众多的表生地球化学因素制约,其特殊性表现在:(1)土壤侵蚀主要发生在地表,是土粒在局部空间的位移。如果按通常的河流输沙模数描述,显然不能真实反映水土流失的严重程度;(2)土壤侵蚀受降水冲刷的影响,季节性变化明显;(3)表土被冲刷后续发生的是岩石裸露及化学风化加剧。鉴此,定量揭示山区地球化学侵蚀过程中土粒物质的迁移途径和速率的季节性变化,不仅是认识地表物质地球化学迁移行为的理论基础,而且对正确评价山区土壤侵蚀的环境影响、合理防治山区水土流失均具重要实际意义。

环境中存在的放射性核素具有已知的输入函数和衰变关系,在不同时间尺度和不同景观类型的地球化学过程研究中具有特殊的示踪价值。近 30 年来已有报道利用核爆炸散落核素 ^{137}Cs 示踪土壤侵蚀^[1-4]。 ^{137}Cs 具 30.2 年的半衰期,在示踪土壤累计性侵蚀过程方

*国家自然科学基金(批准号:49503049)、国家自然科学基金重点基金(批准号:49333040)资助项目并获美国国家科学基金(US 82-50)部分资助。

面已显示出良好的效果。但表层土粒迁移受降水影响,具季节性变化特征。这是¹³⁷Cs示踪研究未能回答的问题。

⁷Be是宇宙线散落的短寿命核素,具有微粒迁移的示踪价值^[5,6]。湖泊和海湾沉积物表层微粒混合作用的⁷Be示踪研究已有一定进展^[7-12]。湖泊沉积作用的研究表明:进入水体的⁷Be在短时间内能随沉降微粒转移到沉积物中^[13],平均寄宿时间为77天,与该核素的平均寿命76.5天相当^[7,9,11],已证明了其作为季节性环境微粒示踪剂的可能性。但迄今为止,在国内外尚未见用⁷Be示踪表层土壤季节性侵蚀的报道。

本文根据笔者近年对⁷Be示踪表层土粒季节性侵蚀迁移进行的探索^[14-16],从散落特征、表土中的赋存状态、垂直分布特征等方面讨论⁷Be的示踪原理。

1 ⁷Be的散落特征和衰变性质

⁷Be是宇宙线作用于大气中氮、氧等靶核而产生的放射性核素。它向地表散落具有稳定的输入来源和较短的半衰期(53.3天),平均寿命76.5天,适合于反映季节性环境地球化学过程的示踪。⁷Be主要辐射 γ 射线,能谱峰为480keV。⁷Be自大气向地表散落迁移的沉降速度为 2.7cm/s ^[17]。瑞士空气中⁷Be的浓度为 80fCi/m^3 ,其年散落通量为 $0.25\text{Bq}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$,散落累计值约为 $530\text{Bq}/\text{m}^2$ ^[18]。位于美国墨西哥湾的Galveston,⁷Be的年沉降散落通量为 $0.245\text{Bq}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ 。在同一地区,⁷Be自大气散落通量变化主要受降水影响,其最大值出现在夏天^[19]。笔者在奥地利Gossenkoellesee和Mondsee观测⁷Be随一次降水散落的通量分别为 $1.75 \times 10^{-2}\text{Bq}/\text{cm}^2$ (降水量6.27mm)和 $3.43 \times 10^{-3}\text{Bq}/\text{cm}^2$ (降水量0.59m);贵阳观风山⁷Be散落通量为 $7.86 \times 10^{-4}\text{Bq}/\text{cm}^2$ (降水量2.78mm)。铍在自然环境中与水作用时,瞬息即在表面形成难溶的氢氧化物。作为化学元素的这一特性决定了⁷Be的微粒迁移性质。由于环境中的⁷Be具稳定的输入来源和合适的半衰期,又具有微粒迁移性;因此,⁷Be可用于示踪环境微粒搬运过程,也可用于示踪地表水混合作用。

2 ⁷Be在土粒中存在的化学形态分布适宜季节性微粒迁移示踪

认识⁷Be在表土微粒中存在的化学形态是确定其微粒迁移示踪价值的前提;也是揭示它产生环境影响的基础。为了解⁷Be在不同侵蚀状态下土壤微粒中的结合形态,1995年5月17日于贵州红枫湖生态站山林地及山脚一溶盆洼地采集表层土壤(样点号HF-1-1, HF-6-1)。前一样点的表土处于被侵蚀状态,而后者为侵蚀土粒的堆积区。山林地表土为黄棕壤,有机质含量5.31%;溶盆洼地上覆黄壤也具较高的有机质含量(4.09%)。样品在室内干燥后研磨至0.15mm,以备化学形态分析之用。

⁷Be的化学形态分析按微量金属地球化学相分步提取程序^[5,20]并与固相样品 γ 谱测量相结合,用差减法求得各地球化学相比活度。为比较研究,同时对¹³⁷Cs,²²⁶Ra及²²⁸Ra等核素的 γ 谱峰进行分析。分析用谱仪为美国Canberra公司生产的S-100系列16384道多道能谱分析器,仪器良好的稳定性,测试过程中无道漂。谱仪所配高纯锗探测器探测效率

为 50%。测试结果已在美国 Texas A&M 大学海洋和环境研究实验室 (LOER) 进行了对比。

根据两种类型样品逐级处理并测量获得的 ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 比活度地球化学相分配 (图 1), 可以看出: ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 在两种类型土壤中绝大部分 (85% 以上) 存在于残渣相、Fe-Mn 氧化物及有机质结合相中, 说明它们能较好地随土粒搬运, 在表土的迁移过程中具微粒迁移性, 可作为土粒侵蚀或堆积的示踪剂。但是由于各核素的物质来源、衰变特点和化学性质的差异, 其微粒示踪类型又各具特征。

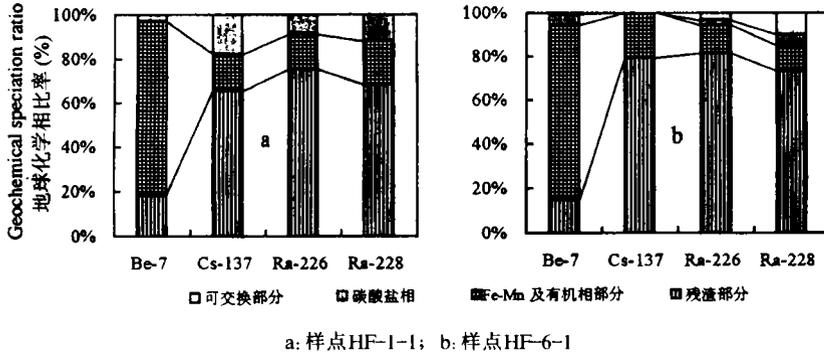


图1 ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra 及 ^{228}Ra 在表土中的地球化学相分配

Fig.1 Geochemical speciation of ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra and ^{228}Ra in the surface soils

土粒中, 近 80% 的 ^7Be 存在于 Fe-Mn 氧化物及有机质结合相; 另有 15%~18% 存在于残渣相。与 Fe-Mn 氧化物结合的金属仅仅在还原条件下才可被释放; 与有机质结合的金属只能在强氧化条件下才可被缓慢释放^[5]。所以, 土粒中大部分 ^7Be 化学形态的改变主要受氧化还原条件变化的制约。 ^7Be 在自然环境条件下不易被溶析, 主要随土粒迁移。这一事实肯定了 ^7Be 作为环境微粒迁移的示踪价值。同时, 自然环境中无论表土, 还是表层沉积物, 其氧化还原条件的改变主要受季节变化影响。而 ^7Be 是宇宙线作用产生并主要随降水散落地表的核素^[19,21], 半衰期仅 53.3 天, 其微粒迁移的示踪也反映在季节性变化特征上。所以, ^7Be 的化学形态与其季节性的微粒示踪价值有很好的 consistency。

此外, ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 在侵蚀区与堆积区土粒中化学形态具有明显差异, 反映出它们在侵蚀与堆积过程中的分异特征。可交换态的 ^7Be , ^{137}Cs , ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 在侵蚀区表层土粒 (HF-1-1) 中几乎不存在。这表明在侵蚀条件下, 各核素因溶解而流失的速率大于它们在可交换相中的产生速率。一方面散落后未被固定或稳定结合后重新解析的 ^7Be 和 ^{137}Cs 在表土侵蚀过程中可能全部被搬运; 另一方面含 U, Th 粘土矿物经化学风化释放可溶解、可交换相 ^{226}Ra 及 ^{228}Ra 的速率低于其流失速率。堆积区表层土粒 (HF-6-1) 的 ^7Be , ^{226}Ra 及 ^{228}Ra 均存在可交换相。说明侵蚀来源或风化产生的可交换相核素在堆积区得以保存。 ^7Be 在堆积区的总比活度及各地球化学结合相中的比活度均相应地高于侵蚀区, 显示出 ^7Be 比活度的地球化学相分配可作为侵蚀与堆积的示踪标志。 ^7Be , ^{137}Cs 及 ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 在土壤中以稳定的化学形态存在, 说明它们具有示踪土粒迁移基本条件。

3 ⁷Be 在表层土中的垂直分布特征提供了示踪微粒季节性迁移的充分条件

3.1 ⁷Be 在表土层中的分布模式

表土中的 ⁷Be 一方面来自大气直接散落 ($F_{in(d)}$), 另一方面来自较高部位被侵蚀土粒 (或水流) 的输入 ($F_{in(a)}$); 同时, 还由被侵蚀土粒 (或水流) 携带输出 ($F_{out(c)}$)。因此, 表土界面层中的 ⁷Be 净输入量 F_{in} 可表达为:

$$F_{in} = F_{in(d)} + F_{in(a)} - F_{out(c)} \quad (1)$$

由表土界面层往下, 一方面因渗透混合作用使土粒中 ⁷Be 比活度逐渐降低; 同时还因 ⁷Be 以较短的寿命衰变, 更使土粒中 ⁷Be 比活度随深度而急剧下降。如果将渗透混合作用当作扩散过程, 则在垂直深度为 Z 的土层中, ⁷Be 比活度 C 随时间 t 变化的关系是:

$$\frac{\partial}{\partial Z} \left(D \frac{\partial}{\partial Z} \rho C \right) - P \left(\frac{\partial}{\partial Z} \rho C \right) - \lambda \rho C = \frac{\partial}{\partial t} \rho C \quad (2)$$

式(2)中, D 为混合系数 (cm^2 / a); t 为混合作用的时间 (a); ρ 为土壤容重 (g / cm^3); P 为流域侵蚀影响的土粒堆积速率 (正) 或侵蚀速率 (负) ($\text{g} / \text{cm}^2 \cdot \text{a}$); λ 为 ⁷Be 的衰变常数 ($4.74 / \text{a}$)。

假设在一定季节、一定样点上的土层中 ⁷Be 比活度处于稳态, 即 $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$; D, P, ρ 对时间和深度均为常数, 并在边界条件:

$$Z = 0 \text{ 时, } C_{(z)} = C_0^* \quad (3)$$

$$Z = \infty \text{ 时, } C_{(z)} = 0 \quad (4)$$

则扩散方程解为:

$$C_{(z)} = C_0^* \cdot e^{\alpha \cdot z} \quad (5)$$

式中,

$$\alpha = \frac{P - (P^2 + 4D\lambda)^{\frac{1}{2}}}{2D} \quad (6)$$

如未发生土粒侵蚀或堆积, 界面混合渗透作用占主导地位, 即 $P = 0$; 则有:

$$D = \frac{\lambda}{\alpha^2} \quad (7)$$

$$\alpha = - \left(\frac{\lambda}{D} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (8)$$

$$C_{(z)} = C_0^* \cdot e^{-z \cdot \left(\frac{\lambda}{D} \right)^{\frac{1}{2}}} \quad (9)$$

由式(6)可得:

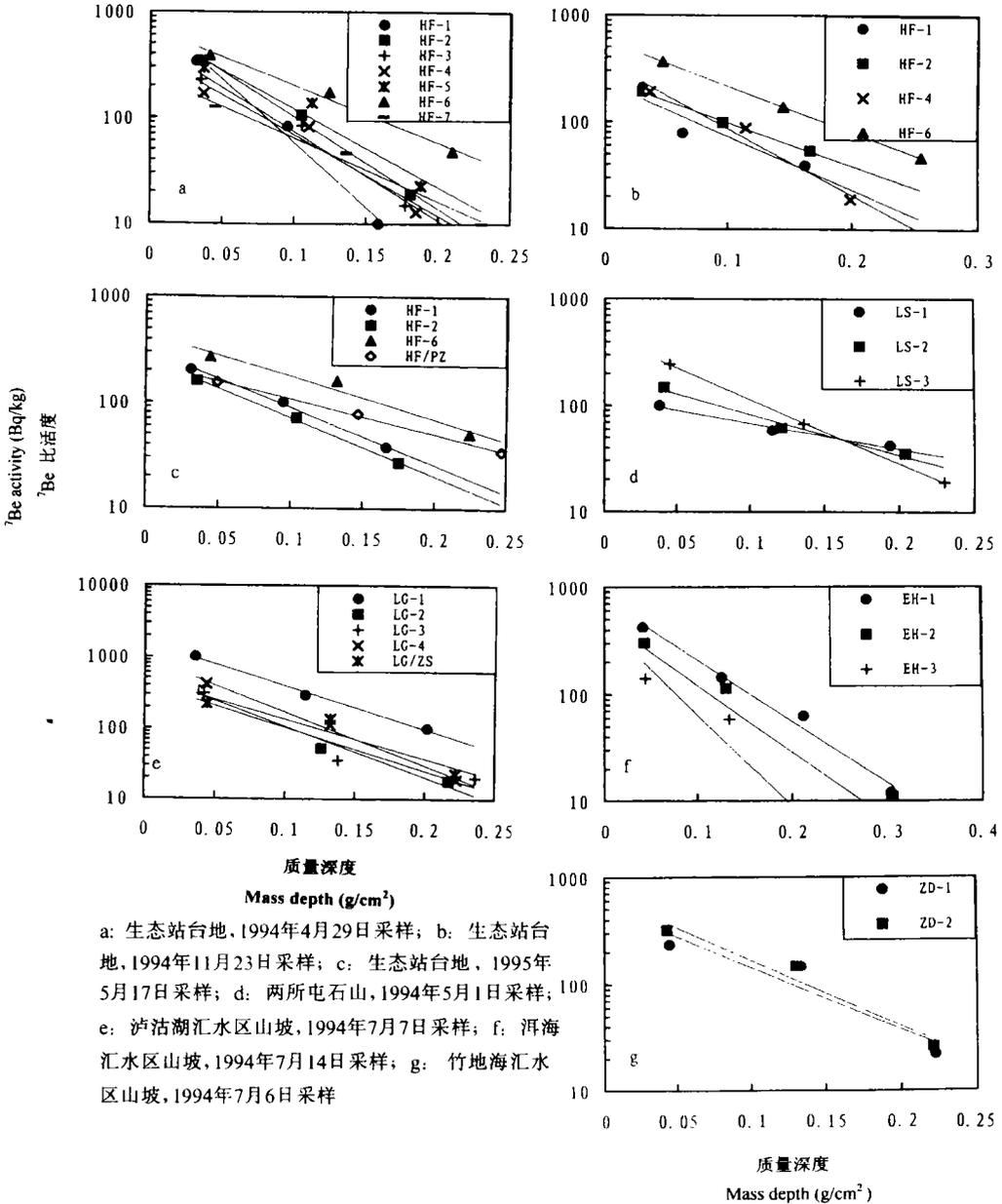
$$P = D\alpha - \frac{\lambda}{\alpha} \quad (10)$$

式(10)中, 如 P 为正值, 即为土粒堆积; P 为负值, 即为土粒侵蚀。

上述模式分析说明：⁷Be 在表土层中的垂直分布与其来源、渗透及衰变直接相关。⁷Be 比活度随土层深度呈指数下降。

3.2 ⁷Be 在表土层中垂直分布模式的验证

为验证 ⁷Be 在表土层中的垂直分布模式,于 1994 年 4 月至 1995 年 5 月在贵州红枫湖



a: 生态站台地, 1994年4月29日采样; b: 生态站台地, 1994年11月23日采样; c: 生态站台地, 1995年5月17日采样; d: 两所屯石山, 1994年5月1日采样; e: 泸沽湖汇水区山坡, 1994年7月7日采样; f: 洱海汇水区山坡, 1994年7月14日采样; g: 竹地海汇水区山坡, 1994年7月6日采样

图2 ⁷Be在云贵高原表土层中的垂直分布

Fig.2 Vertical distribution of ⁷Be in the surface soils of Yunnan-Guizhou Plateau

生态站台地、安顺两所屯石山、云南泸沽湖、竹地海及洱海汇水区山坡的不同部位、不同景观条件、不同季节采集了 28 个表土剖面。每一样点在 $1.8 \times 10^3 \text{cm}^2$ 面积内分四层剥离采集土样。剖面质量深度约为 $0.3 \sim 0.5 \text{g/cm}^2$ 。土壤样品在室内干燥后研磨至 0.15mm , 进行 γ 谱分析。图 2 绘出所有样点⁷Be 比活度随土层深度分布的拟合曲线。

由图 2 可见, 所有 28 个表土剖面中⁷Be 比活度指数值随土层深度急剧下降, 与式 (5) 吻合。

表 1 ⁷Be 在表土中的表现比活度和最大渗透深度模式计算结果

Table 1 Apparent activities and maximum penetrative depth of ⁷B e in the surface soils

样点号 Sample No.	表 观 比 活 度			最 大 渗 透 深 度		
	Apparent activity			Maximum penetrative depth		
	(Bq/ g)			(cm)		
	春(雨前)	春(雨后)	夏-秋	春(雨前)	春(雨后)	夏-秋
Spring (before rain)	Spring (after rain)	Summer- Autumn	Spring (before rain)	Spring (after rain)	Summer- Autumn	
HF-1	0.9	0.3	0.2	0.16	0.28	0.27
HF-2	0.7	0.3	0.3	0.22	0.26	0.35
HF-3	0.5	—	—	0.20	—	—
HF-4	0.4	—	0.4	0.21	—	0.25
HF-5	0.6	—	—	0.25	—	—
HF-6	0.7	0.2	0.6	0.34	0.42	0.41
HF-7	0.3	—	—	0.24	—	—
HF/PZ	—	0.2	—	—	0.42	—
LS-1	0.1	—	—	0.45	—	—
LS-2	0.2	—	—	0.34	—	—
LS-3	0.5	—	—	0.28	—	—
LG-1	—	—	1.6	—	—	0.36
LG-2	—	—	0.6	—	—	0.24
LG-3	—	—	0.4	—	—	0.27
LG-4	—	—	1.0	—	—	0.26
LG/ZS	—	—	0.5	—	—	0.30
EH-1	—	—	0.8	—	—	0.33
EH-2	—	—	0.5	—	—	0.27
EH-3	—	—	0.5	—	—	0.20
ZD-1	—	—	0.5	—	—	0.30
ZD-2	—	—	0.7	—	—	0.30

3.3 ⁷Be 在表土层的表现比活度和最大渗透深度

由边界条件式 (3) 和式 (4) 获得的扩散方程解 (式 5) 定义: 当深度 $Z = 0$ 时, ⁷Be 的比活度 C_0^* 为表现比活度; 当比活度 $C_{(z)} \approx 0$ 时, ⁷Be 的渗透深度 Z 为最大渗透深度。

云贵高原不同样点⁷Be 比活度随土层深度分布的拟合线存在截距和斜率的明显差异。由拟合曲线方程计算得⁷Be 在未受扰动表土层中的最大渗透质量深度 (以分析检出限

10Bq / kg 为基线)约 0.2—0.5g / cm², 与第四层样品的抽样分析结果一致。虽然最大渗透质量深度是一个模式计算值, 但其变化可能反映出侵蚀作用影响程度的趋势。由拟合曲线方程计算的表观比活度也存在很大的变幅。最大表观比活度可达 1.6Bq / g; 最小者仅 0.1Bq / g。这可能与界面土层被侵蚀的程度有关。但表观比活度仍然仅仅是一个模式计算值, 也只能反映出变化趋势。表观比活度与最大渗透深度两个参数的结合, 可作为表土侵蚀或堆积的相对判据(表 1)。在红枫湖岩溶生态站台地同一样点上(如 HF-1, HF-2, HF-4, HF-6), ⁷Be 在秋季(1994 年 11 月 23 日采样)的渗透深度大于春季(1994 年 4 月 29 日); 但同样在春季, 当采样于雨后(1995 年 5 月 17 日采样), 则最大渗透深度也有明显增大。反映出由于降雨的影响, 导致表土层的侵蚀或堆积所产生的变化。与之相应, ⁷Be 在表土界面层的表观比活度也反映出侵蚀影响的季节性降水变化^[15]。

4 示踪实例

假设: (1)在同一地区、同一时段⁷Be 散落到地面的通量相同; (2)⁷Be 随降水散落后, 能有效地与土粒结合; (3)当土粒迁移时, 结合在土粒中的⁷Be 能随土粒同步迁移; (4)⁷Be 在同类表土层中的渗透能力相同。根据⁷Be 在表土中的蓄积和垂直分布特征, 可以选择累计值及侵蚀(堆积)速率作为土壤侵蚀示踪指标。

4.1 ⁷Be 在表土层中的累计值可作为土粒侵蚀(或堆积)的示踪参数

由式(1)可知, 表土层中⁷Be 的净输入量是自大气直接散落与侵蚀输入(或输出)平衡的结果。基于同一地区、同一时段⁷Be 散落通量相同的假设, 则同一地区、不同样点各土层中⁷Be 累计值的差异可能指示土粒的相对侵蚀或堆积。例如, 安顺两所屯石山上、中部(LS-1, LS-2)表土层中⁷Be 的累计值分别为 $154 \pm 11\text{Bq} / \text{m}^2$ 和 $198 \pm 11\text{Bq} / \text{m}^2$, 远小于下部(LS-3)的累计值($300 \pm 17\text{Bq} / \text{m}^2$)。反映出山坡上部土粒侵蚀、下部或低洼部位土粒堆积的短距离迁移特征^[14]。又如, 红枫湖台地七个采样点的地域范围小于 1km², 散落通量应趋一致。同一季节不同样点的⁷Be 比活度累计值的差异, 同样反映出侵蚀与堆积的变化。此外, 红枫湖流域年均降水量 1187mm, 主要集中在夏-秋季, 占全年降水量的 84%, 而春、冬季分别仅占 11% 和 5%。降水季节性变化明显。⁷Be 自大气散落到地表的通量与降水强度有关^[22]。⁷Be 主要随降水散落, 在雨季的散落通量大于旱季的散落通量。但一些样点土层中⁷Be 的累计值却呈现出经雨季或雨后较早季或雨前有明显降低现象。这就暗示降水强度增高和暴雨引起的侵蚀强度增大。而另一些样点,⁷Be 在秋季的累计值仍较春季略大。这说明⁷Be 示踪土粒侵蚀与堆积时, 应着重于同一季节的比较, 而不能机械地比较不同季节的累计值^[15]。

4.2 ⁷Be 示踪模式指示的土壤侵蚀速率

式(10)反映的土粒侵蚀(或堆积)速率是⁷Be 示踪的一个重要参数。当同一地区、同类表土在同一季节的⁷Be 渗透混合系数 D 一定, 则可根据每一样点⁷Be 比活度与深度指数关系拟合曲线的斜率 α , 按式(10)求得该点位的相对侵蚀或堆积速率。按此分析, 首先必须在研究区域选择一个侵蚀-堆积相对稳定的点位作为参照点, 计算其混合系数。

红枫湖生态站第六级台地(HF-2)是多级台地上部最大的平台。由于位置高、面积大、

地面平,相对于其它样点而言,属较稳定的部位。即山坡上的侵蚀对该点位影响小,而其自身的侵蚀也相对小。为比较分析,假设该点位土粒的侵蚀或堆积处于平衡状态,即其表土层中⁷Be的垂直分布主要由渗透混合作用影响。由式(7)计算出该样点春季雨前、雨后及秋季表土层的混合系数分别为 $D_{(春季-雨前)} = 1.2 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 / \text{a}$; $D_{(春季-雨后)} = 3.0 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 / \text{a}$; $D_{秋} = 5.6 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 / \text{a}$ 。三者比较可知,秋季的混合渗透能力约为春季雨前的4.5倍;春季雨后的混合渗透能力约为春季雨前的2.5倍。

作为同一地区,假设土层结构相似,以第六级台地作为基准,由式(10)计算得各样点不同季节的 P 值(表2),指示出不同样点土粒的相对侵蚀(或堆积)速率。

表2 红枫湖生态站台地表层土壤侵蚀(或堆积)速率($\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$)

Table 2 Rates of soil erosion or accumulation on the tablelands at the Hongfeng Karst Ecosystem Experimental Station($\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$)²

采样日期 Sampling date	HF-1	HF-2	HF-3	HF-4	HF-5	HF-6	HF-7
1994.04.29(春季)	-0.17	0	0.02	0.06	0.08	0.24	0.18
1994.11.23(秋季)	-0.22	0	—	-0.46	—	-0.06	—

模式计算表明:生态站山坡林地,草灌稀疏,无论哪种降水条件下,其表土均处于被侵蚀状态。被侵蚀土粒在下移输送过程中,于各级台地残留堆积(春季雨前)。第二级台地(HF-6)系溶盆洼地,利于侵蚀土粒聚积。该样点在春季的堆积速率达 $0.24 \text{ g} / (\text{cm}^2 \cdot \text{a})$,较红枫湖沉积物堆积速率大^[22]。在春季(雨前),仅山坡林地为侵蚀区,而各级台地均存在⁷Be聚积(即土粒堆积区)。其堆积速率因各台地微地形差异而不同。除第二级台地堆积速率最大($0.24 \text{ g} / \text{cm}^2 \cdot \text{a}$)外,湖边第一级台地(HF-7)也是堆积速率较大地段($0.18 \text{ g} / \text{cm}^2 \cdot \text{a}$);而第三、四、五级台地仅略有堆积($< 0.1 \text{ g} / \text{cm}^2 \cdot \text{a}$)。在春季(雨后),虽有小雨,但土粒侵蚀仍不显著。第二级台地的堆积速率仍为 $0.24 \text{ g} / \text{cm}^2 \cdot \text{a}$ 。在秋季,因降雨量大、暴雨频率高,不仅山坡林地为侵蚀区,其它各级台也都呈现出侵蚀现象。即使第二级台地也略有侵蚀。这说明:降雨径流是土粒迁移的重要载体。秋季降雨使被侵蚀土粒的位移距离增大,可能进入到下游水体。这一结果对解释某些湖泊季节性水质恶化的物源关系具重要意义^[23]。

模式计算的侵蚀或堆积速率都是同一季节或降雨条件下相对于基准点的比较值。如考虑到基准点秋季较春季也存在着明显的土粒侵蚀,则模式计算出的秋季的堆积或侵蚀速率的数值将向负值方向(即侵蚀)校正。根据⁷Be在土层中的分布特征及模式计算,可以选择“堆积或侵蚀速率”并辅以“⁷Be累计值”指标来描述土粒的物理侵蚀状况。模式计算值是⁷Be在土层中渗透深度与土层界面表观比活度的复合指标。其前提是:在同一时段,一定区域内的⁷Be散落通量一致;⁷Be在土层内的渗透混合作用相似。因此,模式计算的堆积或侵蚀速率可供比较同一季节或降水条件下不同部位的堆积或侵蚀程度。⁷Be累计值一方面受季节性散落通量变化的控制;另一方面还受堆积或侵蚀作用影响。因此,⁷Be累计值可作为模式计算结果的校正指标,也可作为比较侵蚀与堆积作用的定性判据。

4.3 流域侵蚀与湖泊沉积耦合示踪

流域侵蚀是山区湖泊(或水库)沉积的主要物质来源。其侵蚀强度不仅制约着下游水体沉积物的沉积速率,而且影响着上覆水体的水质变化。在认识贵州百花湖突发性水质恶化

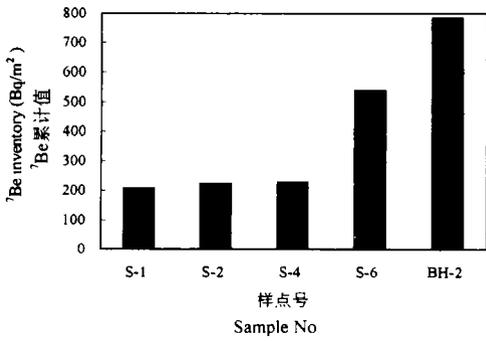


图3 百花湖沉积物与汇水区表土层中 ⁷Be 累计值比较

Fig.3 ⁷Be inventories in sediment core and soil profiles of Lake Baihua watershed

机理时^[23],通过汇水区土层与湖泊沉积物中⁷Be 累计值的对比,说明流域侵蚀的有机质可能进入湖泊沉积物中(图 3)。而有机质的生物氧化作用是导致百花湖水质恶化的重要原因。

⁷Be 作为宇宙线成因并散落于地表的短寿命核素,在示踪地表微粒季节性迁移的地球化学过程中具有独特的应用价值。通过对云贵高原山区表土层进行精细的采样分析,在 ⁷Be 地球化学相研究基础上,揭示出不同景观类型表土中⁷Be 的分布差异及土粒侵蚀特征,建立了示踪模型并对岩溶山区表土季节性侵蚀及其与湖泊沉积耦合关系进行了示踪。为进一步肯定⁷Be 对表土迁移的示踪价

值,我们将对⁷Be 随降水径流的运移特征开展进一步研究;为校正不同季节土粒侵蚀或堆积速率,我们将设计新的实验方案进行探讨。此外,⁷Be 是宇宙线成因散落到地表的放射性核素,因此,探讨⁷Be 变化所反映的宇宙线对大气层作用的季节性变化及揭示地外天体对地表环境系统的影响将有更深远的科学意义。

参 考 文 献

- 万国江,林文祝,黄荣贵等. 红枫湖沉积物¹³⁷Cs 垂直剖面的计年特征及侵蚀示踪. 科学通报,1990,35(19): 1487—1490
- 张信宝,李少龙,王成华等. 黄土高原小流域泥沙来源的¹³⁷Cs 法研究. 科学通报,1989,34(3): 210—213
- Brown R B, Cutshall N H, Kling G F. Agricultural erosion indicated by ¹³⁷Cs redistribution: I. Levels and distribution of ¹³⁷Cs activity in soils. Soil Science Soc. Am. J., 1981, 45: 1184—1190
- Ritchie J C, McHenry J R. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. J. Environ. Qual., 1990, 19: 215—233
- 万国江. 环境质量的地球化学原理. 北京:中国环境科学出版社,1988. 46—53
- Santschi P H. Radionuclides as tracers for sedimentation and remobilization processes in the ocean and in lakes. In: sly. PG ed. Sediments and Water Interactions. New York: Springer-Verlag, 1986. 437—449
- 万国江, Santschi P H, Sturm M. 等. 放射性核素和纹理计年对比研究瑞士格莱芬湖近代沉积速率. 地球化学,1986, (3): 259—270
- Canuel E A, Martens C S, Benninger L K. Seasonal variations of ⁷Be activity in the sediments of Cape Lookout Bight, North Carolina. Geochim. Cosmochim. Acta, 1990, 54: 237—245
- Robbins J A, Eadie B J. ⁷Be: A tracer of seasonal particle transport processes in Lake Michigan. EOS, 1982, 63(45): 957
- Schuler C, Wieland E, Santschi P H. et al. A multitracer study of radionuclides in Lake Zurich, Switzerland. I. Comparison of atmospheric and sedimentary flux of ⁷Be, ¹⁰Be, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po and ¹³⁷Cs. J. Geophys. Res., 1991, 96(C9): 17051—17065
- Wan G J, Santschi P H, Sturm M. et al. Natural (²¹⁰Pb, ⁷Be) and fallout (¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ⁹⁰Sr) radionuclides as geochemical tracers of sedimentation in Greifensee, Switzerland. Chemical Geology, 1987, 63: 181—196
- Wieland E, Santschi P H, Beer J. A multitracer study of radionuclides in Lake Zurich, Switzerland. 2. Residence times, removal processes and sediment focusing. J. Geophys. Res., 1991, 96: 17, 067—17, 080

13. Krishnaswami S, Lal D. Radionuclide Limnology. In: Lerman A. ed. Lakes—Chemistry, Geology, Physics. 1978. 153—177
14. 白占国,万国江. 碳酸盐岩区域侵蚀的地球化学. 碳酸盐岩与环境. (卷一). 北京:地震出版社,1995. 16—40
15. 白占国,万国江,王长生等. 黔中岩溶山区表土层中⁷Be的分布特征及其侵蚀示踪研究. 自然科学进展,1997, 7(1): 66—74
16. Bai Zhanguo, Wan Guojiang, Wang Changsheng et al. ⁷Be: A geochemical tracer for seasonal erosion of surface soil in Watershed of Lake Hongfeng, Guizhou, China. Pedosphere, 1996, 6(1): 23—26
17. Turekian K K, Benninger L K, Dion E P. ⁷Be and ²¹⁰Pb total deposition fluxes at New Haven, Conn. and at Bermuda. J. Geophys. Res., 1983, 88(C9): 5411—5415
18. KUeR (Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) Bericht. 25 Jahre Radioaktivität Überwachung in der Schweiz. Phys. Inst., Univ. of Freiburg, Freiburg. 1982.
19. Baskaran M, Coleman Ch, Santschi P H. Atmospheric depositional fluxes of ⁷Be and ²¹⁰Pb at Galveston and college station, Texas. J. Geophys. Res., 1993, 98(D11): 20,555—20,571
20. Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 1979, 51: 844—851
21. Baskaran M. A search for the seasonal variability on the depositional fluxes of ⁷Be and ²¹⁰Pb. J. Geophys. Res., 1995, 100: 2833—2840
22. 万国江,黄荣贵,王长生等. 红枫湖沉积物顶部²¹⁰Po_{ex}垂直剖面的变异. 科学通报, 1990, 35(8): 621—624
23. 白占国,吴丰昌,邹申清等. 百花湖水水质恶化机理研究. 重庆环境科学,1995, (3): 10—14

DISTRIBUTION OF COSMOGENIC ⁷Be IN SURFACE SOILS OF MOUNTAIN REGION AND THE PRINCIPLES FOR EROSION TRACE

Bai Zhan-guo

(Institute of Soil and Fertilizer, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081)

Wan Guo-jiang

(State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Academia Sinica, Guiyang 550002)

P.H.Santschi M.Baskaran

(Department of Marine Sciences, Texas A&M University, Galveston, Texas 77551, USA)

Summary

Beryllium-7, a cosmogenic nuclide, has stable sources in origin and half-life of 53.3 days, which provide essential conditions as a geochemical tracer for seasonal particle transport in the environment. A major portion of ⁷Be (about 95%) in the soils is bound to organic, Fe-Mn oxides and residual fractions. It can be removed with soil particle transport and be used to trace soil erosion. The characteristics of ⁷Be vertical distribution in the soil profiles provide sufficient evidence for trace of seasonal particle transport. ⁷Be inventory, apparent activity and maximum penetrative depth in soil cores as well as relative erosion or accumulation rate can be taken as trace parameters for soil erosion.

Key words ⁷Be, Distribution in soils, Geochemical speciation, Seasonal surface soil erosion, Trace model