

有关湖泊沉积 ^{137}Cs 深度分布资料解译的探讨

张信宝

- (1. 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所, 四川 成都 610041;
2. 中国科学院地球环境研究所黄土与第四纪地质国家重点实验室, 陕西 西安 710075)

摘 要: 讨论了国内有关湖泊沉积 ^{137}Cs 断代资料解译的一些问题。一些高寒地区的湖泊, 上世纪 60 年代主核爆期以后, 入湖泥沙的 ^{137}Cs 含量变化不大, 因此沉积剖面 ^{137}Cs 浓度达峰值后无明显降低趋势。一些浅水湖泊, 由于人类活动扰动湖底表层泥沙, 剖面表层泥沙的 ^{137}Cs 浓度比较均一。根据核尘埃沉降监测资料, 中国湖泊沉积应存在明显的 1963 年 ^{137}Cs 蓄积峰, 不应存在所谓的 1974 年 ^{137}Cs 次蓄积峰, 可能存在不很明显的 1986 年次蓄积峰。沉积剖面中 ^{137}Cs 浓度的深度变化, 不仅和 ^{137}Cs 大气沉降通量变化有关, 也和流域内近几十年来的环境变化有关, 1963 年以后的 ^{137}Cs 次蓄积峰的确定要慎重。黔中红枫湖沉积物 ^{137}Cs 面积活度高于滇西湖泊, 主要是由于石漠化严重的喀斯特山地, 裸岩面积大, 裸岩坡地几无土壤吸附 ^{137}Cs 尘埃, 核爆期间 ^{137}Cs 降尘随降雨径流直接流失进入湖泊比例高的缘故, 不是青藏高原的大气污染物散落屏蔽效应的结果。

关键词: 湖泊沉积; ^{137}Cs ; 深度分布; 解译

中图分类号: X125, P595

文献标识码: A

笔者一直从事侵蚀泥沙的 ^{137}Cs 等核示踪技术研究, 近来涉足小流域侵蚀产沙塘库沉积响应的研究, 查阅了国内有关湖泊沉积 ^{137}Cs 断代的一些文献, 受益菲浅。但也发现, 部分湖泊沉积剖面的 ^{137}Cs 深度分布资料有进一步解释的必要, 一些断代结果值得商榷。以下就部分湖泊沉积剖面中 ^{137}Cs 蓄积峰不明显, 是否存在除 1963 年蓄积峰外的次蓄积峰, 和黔中红枫湖沉积物 ^{137}Cs 面积活度高于滇西湖泊等三个问题, 谈谈本人的一些看法, 抛砖引玉, 以促进科学发展。不当之处, 敬请批评指正。

1 问题一: 部分湖泊沉积剖面 ^{137}Cs 蓄积峰不明显

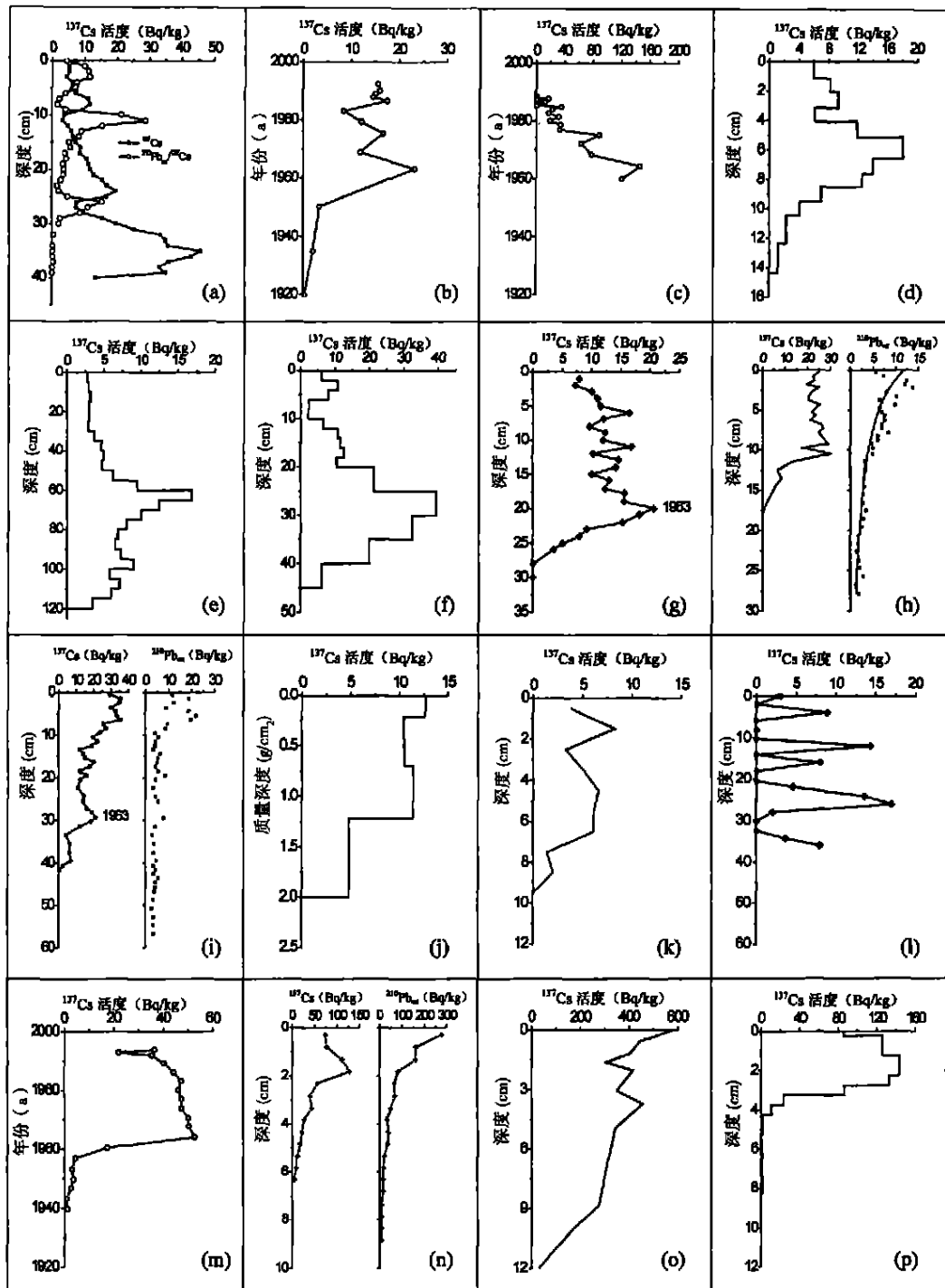
湖泊沉积典型剖面 ^{137}Cs 浓度的深度变化为, ^{137}Cs 开始出现于 1954 年左右的层位, ^{137}Cs 浓度急

剧增加至 1963 年层位后, 再迅速降低, 剖面中 1963 年 ^{137}Cs 蓄积峰明显, 是国内外公认的湖泊沉积 ^{137}Cs 断代标志。国内大部分湖泊沉积剖面 ^{137}Cs 浓度的深度变化同典型剖面, 如湖水较深的滇西的程海^[1]、洱海^[2]、滇中的滇池^[3]、黔中的红枫湖^[2], 沉积速率高的川中丘陵区武家沟等小流域塘库, 基本无人类活动干扰的青海达连海^[4], 和一些浅水湖泊的部分剖面, 如鄱阳湖的 BH01 和 BH04 剖面^[5] (图 1)。剖面中最表层泥沙的 ^{137}Cs 浓度和 1963 年峰值浓度的比值多介于 1/2~ 1/10 之间。尽管由于流域土壤、土地利用、侵蚀方式、泥沙来源、沉积速率和 ^{137}Cs 湖面沉降量所占比例等原因, 不同湖泊的 ^{137}Cs 剖面形态往往不尽相同, 但大多存在 1963 年蓄积峰。我们发现一些高寒地区的湖泊和人类干扰强烈的浅水湖泊, 沉积剖面中 ^{137}Cs 浓度达峰值后无明显降低趋势, 1963 年 ^{137}Cs 蓄积峰不明显。

收稿日期(Received date): 2004- 11- 20; 改回日期(Accepted): 2005- 02- 28。

基金项目(Foundation item): 国家自然科学基金委员会(40271015)、科技部(2003CB415202, 2004CB720200) 和国际原子能机构(12300/RO) 资助。[Supported by NNSF (40271015), MST (2003CB415202, 2004CB720200) and IAEA (12322/RO).]

作者简介(Biography): 张信宝(1946-), 男, 汉, 江苏镇江人, 研究员, 博士生导师, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。Email: zxbao@imde. ac. cn [Zhang Xinbao (1946-), Male, Professor & Doctor adviser; Main research field: soil erosion and conservation.]



a, 滇西程海(Chenghai Lake in Yunnan)^[1]; b, 滇西洱海(Erhai Lake in Yunnan)^[2]; c, 黔中红枫湖(Hongfeng Lake in Guizhou)^[2]; d, 滇中滇池(Dianchi Lake in Yunnan)^[3]; e, 川中武家沟塘库(Wujiagou reservoir in Sichuan); f, 青海达连海(Dalianhai Lake in Qinghai)^[4]; g, 江西鄱阳湖(Panyang Lake in Jiangxi)^[5]; h, 西藏措厄湖(Cuoe Lake in Tibet)^[6]; i, 西藏南红山湖(South Hongshan Lake in Tibet)^[7]; j, 安徽固城湖(Gucheng Lake in Anhui)^[10]; k, 安徽女山湖(Nushan Lake in Anhui)^[11]; l, 湖南洞庭湖(Dongting Lake in Hunan)^[5]; m, 滇西北泸沽湖(Lugu Lake in Yunnan)^[2]; n, 吉林小龙湾湖(Xiaolongwan Lake in Jilin)^[12]; o, 北极(North Pole) Imbitavika lake^[8]; p, 南极(South Pole) Smobre Lake^[9]

图1 湖泊沉积的 ^{137}Cs 和 $^{210}\text{Pbex}$ 深度分布

Fig. 1 ^{137}Cs and $^{210}\text{Pbex}$ depth distribution of lake deposits

青藏高原地区的一些湖泊, 沉积剖面中 ^{137}Cs 的浓度变化往往不同于典型剖面^[6,7]。如西藏部那曲措厄湖剖面^[6], ^{137}Cs 浓度迅速升高至深度 10 cm 左右的层位后(1963 年左右), 向上 ^{137}Cs 浓度变化不大, 并未如同典型剖面迅速降低(见图 1)。这些湖泊沉积剖面的 ^{137}Cs 深度分布特点, 可能和域内冻融土流广泛发育有关(图 2)。冻融土流是一种蠕动+ 流动+ 滑动的坡地块体运动, 每年缓慢向下移动。土流表层草甸土下移速度较下伏砾石土层为快, 坡脚处常见草甸土堡滑落进入沟道。 ^{137}Cs 赋存于冻融土流表层的草甸土中, 其深度分布为表土层浓度最高, 向下呈指数衰减, 20 cm 以下土层基本不含 ^{137}Cs 。径流冲蚀滑入沟道的草甸土堡, 土堡所含的细泥沙及吸附的 ^{137}Cs 随径流进入湖泊。冻融土流坡地, 流水侵蚀极其轻微, 核爆期后草甸土中的 ^{137}Cs 含量及其深度分布应无明显变化。泥沙主要来源于土流草甸土的湖泊, 上世纪 60 年代主核爆期后, 入湖泥沙的 ^{137}Cs 含量应无甚变化(不计自然衰变), 因此, 沉积剖面中的 ^{137}Cs 浓度, 1963 年后也往往变化不大。另有一些湖泊, 如西昆仑山南红山湖, 沉积剖面中 ^{137}Cs 浓度一直呈持续增加的趋势^[7](见图 1), 这可能和气候变暖土流运动加速, 入湖泥沙中草甸土比例增加有关。

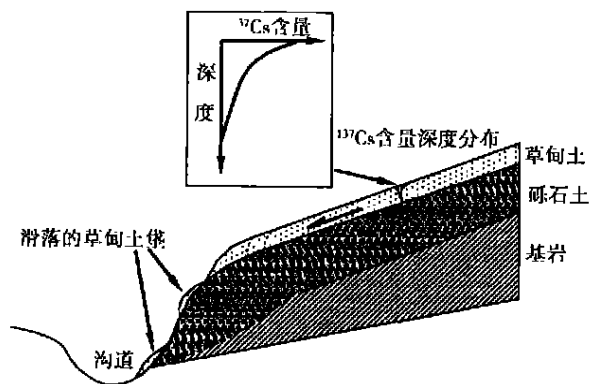


图 2 草甸土中 ^{137}Cs 的深度分布及冻融土流运动示意图

Fig. 2 A sketch map of freeze-thaw flow movements and ^{137}Cs depth distribution in meadow soils

国外冰川融水补给的湖泊, 如北极 Flaherty 岛的 Imityavika 湖^[8] 和南极 Signay 岛的 Sombre 湖^[9], 沉积剖面中 ^{137}Cs 浓度, 上世纪 60 年代中期达峰值后, 也无明显减少趋势(图 1)。冰川融水湖泊沉积剖面中, ^{137}Cs 浓度 1963 年后变化不大的机理类似于冻融土流(图 3): 上世纪 50~ 70 年代核爆期间, 历次核试验产生的 ^{137}Cs 尘埃伴随降雪和降水沉降

于冰川表面, 依次赋存于相应年代的基本平行于冰面的冰层中。冰川前进过程中, 冰舌部分的冰川呈“墙片”状融化, “墙片”中核爆期间形成的冰层所含的历次核试验产生的 ^{137}Cs 尘埃, 也随融水径流汇入湖泊, 转存于沉积物中。1963 年后, 每年融化的“墙片”均有核爆期间降雪形成的冰层, 融水径流输入湖泊的 ^{137}Cs 量年际变化不大, 因此沉积剖面中 ^{137}Cs 浓度变化往往也不大。

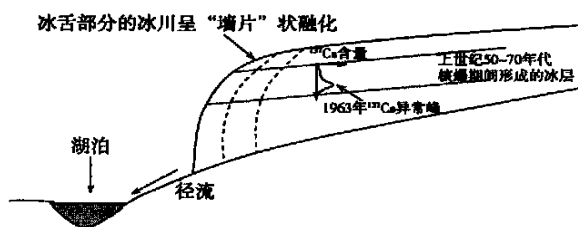


图 3 冰层中 ^{137}Cs 的深度分布及冰川融水补给湖泊示意图

Fig. 3 The mechanism for delivering of ^{137}Cs aerosols deposited in the ice layers of a glacier into a downstream lakes by meltwater runoff

一些浅水湖泊部分沉积剖面的 ^{137}Cs 浓度分布往往也不同于典型剖面, 如江苏固城湖和安徽女山湖^[10,11](见图 1)。含 ^{137}Cs 的剖面上部层位中, ^{137}Cs 浓度无随深度减少而降低的明显趋势, 这可能和湖泊内捕鱼、行船和采集水生植物等人类活动扰动湖底, 导致不同层位沉积物混合有关。还有一些湖泊剖面的 ^{137}Cs 浓度的深度变化无规律可寻, 如洞庭湖的 DTH01 和 DTH02 剖面^[5]。这可能和不同层位沉积物泥沙来源不同, 或湖底水流冲刷、搬运湖底表层沉积有关。

2 问题二: 其他年份 ^{137}Cs 次蓄积峰

万国江等认为西南地区的一些湖泊沉积剖面, 除标记 1963 年的 ^{137}Cs 主蓄积峰外, 还存在 1974 年和 1986 年两个次蓄积峰, 如云南的洱海、程海、泸沽湖和贵州的红枫湖等^[1,2]; 朱立平等认为西昆仑山南红山湖沉积剖面中, 也存在这三个蓄积峰^[7]; 项亮等认为苏皖地区湖泊沉积剖面中, 存在 1964 年和 1986 年两个 ^{137}Cs 蓄积峰^[10]; 夏威夷等认为, 吉林小龙湾湖只存在 1986 年的 ^{137}Cs 蓄积峰^[12](见图 1)。据日本东京核尘埃沉降监测资料, 1954~ 1970 年是 ^{137}Cs 的主沉降期, 其中 1963 年的沉降量最大, 约占总沉降量的 20%, 1974 年左右并无沉降异常, 1986

年前苏联切尔诺贝利核事故有沉降异常显示, 但该年的 ^{137}Cs 沉降量远低于核爆期间的年沉降量^[13] (图 4)。据此, 湖泊沉积剖面中不应存在 1974 年左右的 ^{137}Cs 次蓄积峰, 可能存在不很明显的 1986 年次蓄积峰。笔者认真分析了程海沉积剖面中 ^{137}Cs 和 210 Pbex 含量变化的对应关系^[1], 发现剖面中深度 10~12 cm 和 25~28 cm 的两个 210 Pbex/ ^{137}Cs 异常峰, 分别位于 ^{137}Cs 两个次蓄积峰的下方, 深度分别为 24 cm (1974 年) 和 9 cm 左右 (1986 年)。这表明, 剖面中 210 Pbex 的两个 210 Pbex/ ^{137}Cs 异常峰分别对应于 ^{137}Cs 的两个蓄积谷。结合降水资料和流域侵蚀产沙特征分析, 笔者认为 1972 年为当地干旱年, 洪水少、流量小, 入湖沙量少, 沉积速率低, 210 Pbex 大气沉降通量年际变化不大, 因此该年沉积泥沙的 210 Pbex 含量必然高; 由于大暴雨少, 坡面侵蚀不强烈, ^{137}Cs 含量较高的林草地和农地表层土壤对入湖泥沙的产沙贡献小于常年, 基本不含 ^{137}Cs 的沟岸侵蚀土体的贡献大于常年, 因此该年沉积泥沙的 ^{137}Cs 含量低。程海沉积剖面中的 1974 年 ^{137}Cs “蓄积峰”, 很可能不是该年 ^{137}Cs 大气沉降量异常增加的结果, 而是 1972 年沉积泥沙 ^{137}Cs 含量低形成的“蓄积谷”的映象。1972 年为云南区域性干旱年, 因此云南湖泊的沉积剖面中, 往往出现与 1972 年 ^{137}Cs “蓄积谷”对应的 1975 年 ^{137}Cs “蓄积峰”。夏威夷认为吉林小龙湾湖沉积剖面不存在 1963 年 ^{137}Cs 主蓄积峰, 剖面中深度 1.8 cm 处的 ^{137}Cs 蓄积峰, 与 1986 年前苏联切尔诺贝利核泄漏有关^[10]。笔者分析了该文所附的 ^{137}Cs 和 210 Pbex 深度分布剖面图, 剖面中表层泥沙的 210 Pbex 浓度约为 275 Bq/kg, 所谓“1986 年”层位 (深度 1.8 cm) 泥沙的 210 Pbex 浓度约为 80 Bq/kg, 210 Pb 的半衰期为 22.2 a。根据这两层泥沙的 210 Pbex 浓度比值和 210 Pbex 半衰期, 求得两层位时间间隔为 40.5 年。假定最表层泥沙为 2001 年沉积, 所谓的“1986 年”层位应为 1961 年的沉积, 因此剖面中的 ^{137}Cs 峰应为 1963 主蓄积峰。

3 问题三: 青藏高原的大气污染核事故屏蔽效应

万国江等主要根据 1986 年以前的黔中红枫湖沉积物 ^{137}Cs 面积活度 ($3\,704\text{ Bq/m}^2$) 远高于滇西洱

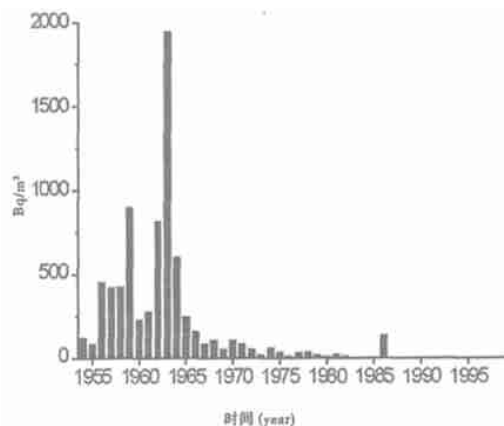


图 4 日本东京 1954~1999 年期间 ^{137}Cs 年沉降量
(Fig. 4 The annual ^{137}Cs deposition flux record for Tokyo, Japan)

滇西地区因青藏高原的影响, 受印度洋西南季风的控制, 全球大气物质传送有别于黔中地区。 ^{137}Cs 散落的地区差异反映出气流输送过程中海 (519 Bq/m^2), 认为被屏蔽的现象, 青藏隆起对滇西地区存在着全球性扩散大气污染物散落的屏蔽效应^[14]。我们开展的长江上游土壤侵蚀 ^{137}Cs 法的研究也表明, 地处印度洋季风区的滇西牟定 ^{137}Cs 本底值为 919.8 Bq/m^2 , 低于地处太平洋季风区的滇东彝良 $1\,510.4\text{ Bq/m}^2$, 并认为, 这主要是由于来源于赤道印度洋水汽中的 ^{137}Cs 含量低于来源于太平洋水汽的缘故^[15]。 ^{137}Cs 本底值的差异可能是黔中红枫湖沉积物 ^{137}Cs 面积活度高于滇西洱海的原因之一, 但喀斯特山地土壤分布及 ^{137}Cs 流失特点可能是更重要的原因。图 1 中, 除土壤侵蚀极其轻微的吉林小龙湾玛珥湖外, 只有红枫湖 1963 年沉积物 ^{137}Cs 峰值浓度高于 100 Bq/kg , 其余湖泊的 ^{137}Cs 峰值浓度均介于 $5\sim 50\text{ Bq/kg}$ 之间。此外, 1963 年以后红枫湖沉积物 ^{137}Cs 浓度的衰减也远快于其余湖泊 (见图 1)。显然, 这主要是由于红枫湖流域主要为喀斯特山地, 石漠化严重, 核爆期间随降水沉降到地面的 ^{137}Cs 尘埃基本不被裸岩地面吸附, 随降雨径流直接流失进入湖泊的 ^{137}Cs 量占 ^{137}Cs 沉降量的比例高于其他湖泊, 因此核爆期间湖泊沉积物的 ^{137}Cs 浓度往往高于其他湖泊。

4 结语

湖泊沉积泥沙所含的 ^{137}Cs 核尘埃, 不仅来源于湖面直接沉降, 也来源于入湖径流泥沙。沉积剖面中的 ^{137}Cs 浓度的深度变化, 不仅和 ^{137}Cs 大气沉降

通量变化有关,而且也 and 流域内土地利用、泥沙来源、降雨条件、入湖沙量(沉积速率)的变化有关。此外,人类活动和湖底水流扰动湖底表层泥沙也可改变沉积剖面的 ^{137}Cs 浓度的原始分布。湖泊沉积剖面中1963年以后的 ^{137}Cs 次蓄积峰的确定要慎重,湖泊、塘库沉积剖面中 ^{137}Cs 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 等核素浓度的深度变化,不仅与这些核素大气沉降通量的变化有关,而且往往受到流域内近期环境变化的影响。如气温变化对冰川融化及其冰川湖泊的 ^{137}Cs 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 等核素入湖量的影响;降水和土地利用的变化对流域侵蚀产沙及其泥沙和 ^{137}Cs 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 等核素入湖量的影响。

致谢:感谢中国科学院南京湖泊与地理研究所夏威夷同志提供部分文献。

参考文献(References):

- [1] Wan G, Chen J, Xu S, *et al.*. Using sudden increases in ^{210}Pb sediment flux to investigate changes in lake productivity: the case of Chenghai lake, Yunnan, China[J]. *Science in China (Series D)*, 2004, **34**(2): 154~ 162. [万国江, 陈敬安, 胥思勤, 等. ^{210}Pb 沉积通量突发增大对湖泊生产力的指示—以程海为例[J]. 中国科学(D 辑), 2004, **34**(2): 154~ 162.]
- [2] Bai Z G, Wan G J, Huang R G, *et al.*. A comparison on the accumulation characteristics of ^{7}Be and ^{137}Cs in lake sediments and surface soils in western Yunnan and central Guizhou, China[J]. *Catena*, 2002, **49**: 253~ 270.
- [3] Ren T, Zhang S. Determination of sedimentation rates in lake using ^{210}Pb and ^{137}Cs [J]. *Atomic energy sciences and technology*, 1993, **27**(6): 504~ 511. [任天山, 章申. ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 计年在湖泊沉积物年代学研究中的应用[J]. 原子能科学技术, 1993, **27**(6): 504~ 511.]
- [4] Yan P, Dong G. ^{137}Cs tracing of lacustrine sediments from Dalianhai Lake, Qinghai Province, China[J]. *Geochimica*, 2000, **29**(5): 469~ 474. [严平, 董光荣. 青海共和盆地达连海湖沉积物 ^{137}Cs 示踪的初步结果[J]. 地球化学, 2000, **29**(5): 469~ 474.]
- [5] Xiang L, Lu X X, Higgitt D L, *et al.*. Recent lake sedimentation in the middle and lower Yangtze basin inferred from ^{137}Cs and ^{210}Pb measurements[J]. *Journal of Asian Earth Sciences*, 2002, **21**: 71~ 86.
- [6] Wu Yanhong, Wang Sumin, Xia Weilan, *et al.*. Environmental variation in central Tibetan Plateau in the last 200 years[J]. *Science in China (Series D)*, 2001, **44**(Supp): 332~ 337.
- [7] Zhu L, Chen L, Li B, *et al.*. Environmental changes reflected by the lake sediments of the South Hongshang lake, northwest Tibet[J]. *Science in China (series D)*, 2002, **45**(5): 430~ 439. [朱立平, 陈玲, 李炳元, 等. 西昆仑山南红山湖沉积反映的过去150年湖区环境变化[J]. 中国科学(D 辑), 2001, **31**(7): 601~ 607.]
- [8] Mark H. ^{210}Pb and ^{137}Cs chronology of sediments from small, shallow Arctic lakes[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1990 (54): 1443~ 1451.
- [9] Appleby P G, Jones V J, Ellis Evans J C. Radiometric dating of lake sediments from Singy Island (maritime Antarctic): evidence of recent climatic change[J]. *Journal of Paleolimnology*, 1995(13): 179~ 191.
- [10] Xiang L, Wang S, Xue B. Accumulation and time marker significance of Chernobyl-derived ^{137}Cs in lake sediments from Jiangsu Anhui[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1996, **27**(2): 132~ 137. [项亮, 王苏民, 薛滨. 切尔诺贝利核事故泄漏 ^{137}Cs 在苏皖地区湖泊沉积物中的蓄积及时标意义[J]. 海洋与湖沼, 1996, **27**(2): 132~ 137.]
- [11] Xia W, Wang Y Pan H. Modern sedimentation rate dating and its environmental implication for Nushan lake[J]. *Lake Science*, 1995: 7(4): 314~ 320. [夏威岚, 王云飞, 潘红玺. 女山湖现代沉积速率和环境解释[J]. 湖泊科学, 1995, 7(4): 314~ 320.]
- [12] Xia W, Xue B. The ^{210}Pb and ^{137}Cs chronological measurement on sedimentation rate of Xiaolongwan, Jilin[J]. *Quaternary Sciences*, 2004, **24**(1): 124~ 125. [夏威岚, 薛滨. 吉林小龙湾沉积速率的 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 年代学方法测定[J]. 第四纪研究, 2004, **24**(1): 124~ 125.]
- [13] Japan Meteorological Agency. Bulletin of the Radioactivity vol. 83 [R]. Tokyo: JMA, 2001: 21.
- [14] Wan G, Bai Z Liu T. The differential fallout of ^{137}Cs between western Yunnan and central Guizhou: Implications for the barrier effect of the Qinghai Xizang uplift on global atmospheric pollutants in the Yunnan Guizhou plateau[J]. *Quaternary Sciences*, 2001, **21**(5): 407~ 415. [万国江, 白占国, 刘东生, 等. ^{137}Cs 在滇西与黔中地区散落的差异——青藏高原对滇西地区全球性扩散大气污染物散落屏蔽效应的推断[J]. 第四纪研究, 2001, **21**(5): 407~ 415.]
- [15] Zhang X, Zhang Y, Wen A, *et al.*. Soil loss evaluation by using ^{137}Cs technique in the Upper Yangtze River Basin, China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2003, **69**: 99~ 106.

Discussion on Interpretations of ^{137}Cs Depth Distribution Profiles of Lake Deposits

ZHANG Xinfao^{1,2}

(1. Chengdu institute of Mountain Hazards and Environment, CAS, Chengdu, 610041, China;

2. State Key Laboratory of Loess and Quaternary Geology, Earth Environment Institute, CAS, Xian 710075, China)

Abstract: Caesium-137 (^{137}Cs) is a man-made fallout radionuclide with a half-life of 30.2 years that is present in the global environment, primarily as a result of the atmospheric nuclear weapons in the late 1950s and early 1960s. ^{137}Cs aerosols produced by weapons testing were transferred into the stratosphere and the associated fallout was globally distributed. The temporal pattern of annual fallout was broadly similar across the globe and closely related to the intensity of weapons testing. Significant fallout was first recorded in the mid 1950s, maximum fallout occurred in the early 1960s, and fallout declined rapidly through the mid and late 1960s and early 1970s as a result of the nuclear test ban treaty imposed in 1963. The expected ^{137}Cs depth profile, characterized by a single well-defined peak in ^{137}Cs activity for 1963, has been documented for many lakes in China. However, non-standard ^{137}Cs depth distribution profiles with no single peak have been reported for several lakes in China. Those non-standard ^{137}Cs depth distribution profiles are discussed in this paper. In the lakes of high and cold regions ^{137}Cs is evenly distributed in the upper layer of deposit profiles, because ^{137}Cs concentrations of delivering sediment into the lakes have had little changes since the nuclear weapon testing period in the middle of 1960s. ^{137}Cs even depth distribution shapes in profiles also occur in some shallow lakes, where the mud layers on the lake bottom are often disturbed by human activities. According to the monitoring data on ^{137}Cs precipitation in Tokyo, the 1963's ^{137}Cs peak should be clear and the so-called "1974's ^{137}Cs peak" should not exist in the profiles of some lakes. ^{137}Cs concentration changes in lake deposits are related not only to ^{137}Cs deposition flux fluctuations from the atmosphere, but also to the changes of ^{137}Cs concentrations and activities delivering into the lake with sediments and runoffs. The higher ^{137}Cs inventory occurring in the Hongfeng Lake of the middle Guizhou than those in the lakes of the western Yunnan is not caused by the shelter effects of Tibet Plateau on movement and precipitation of atmosphere aerosols. There is little soil exist to adsorb the precipitated ^{137}Cs fallout on the bare limestone slopes, which occupies most of the Hongfeng Lake catchment, so the proportion of ^{137}Cs amount delivering into the lake from the catchment to the total precipitated ^{137}Cs within the catchment is much higher than the lakes in the western Yunnan, the catchments of which are not located in limestone regions.

Key words: ^{137}Cs ; lake deposit; depth distribution; interpretation