# 切尔诺贝利核事故泄漏<sup>137</sup>Cs 在苏 皖地区湖泊沉积物中的蓄积及时标意义\*

# 项 亮 王苏民 薛 滨

(中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 210008)

提要 通过对 1991 年 5 月— 1992 年 10 月间采自江苏固城湖和安徽女山湖的 3 个沉积孔 柱中人工放射性核素<sup>137</sup> Cs 比度垂直分布的分析研究,发现在该地区切尔诺贝利核事故泄漏 <sup>137</sup>Cs 有明显的蓄积,其峰值与核武器试验导致的 1963 年 <sup>137</sup>Cs 时标最大蓄积峰值相当,具 有同样的时标意义。因此,在苏皖地区这一<sup>137</sup> Cs 蓄积峰值对研究现代湖泊沉积、水土流失 和区域环境变化等都有重要价值。

关键词 切尔诺贝利核事故泄漏<sup>137</sup>Cs 湖泊沉积物 时标

近年来人工核素<sup>137</sup>Cs 作为重要环境示踪核素被广泛用于湖泊现代沉积、环境变迁 和流域侵蚀作用等方面的研究 (万国江等, 1990;项亮等, 1992)。自然环境中的<sup>137</sup>Cs 绝 大多数来源于大气层核武器试验后散落的放射性碎屑,但 1986 年 4 月前苏联切尔诺贝 利核事故泄漏的<sup>137</sup>Cs 向大气层的扩散确导致了唯一一次非核武器试验产生的<sup>137</sup>Cs 在 自然环境中的大量蓄积 (Appleby et al., 1990; Cambray et al., 1987)。作者对采 自江苏固城湖和安徽女山湖的 3 个沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs 比度的垂直分布进行了分析研究, 以便了解该事件散落的<sup>137</sup>Cs 在我国湖泊沉积物中的蓄积及分布特征,为探讨在我国湖 泊现代沉积作用和环境变迁及流域侵蚀、水土流失等研究中的应用提供科学依据。

#### 1 样品采集和实验方法

3 个沉积孔柱分别是用直径为 5cm 的日本重力式采样器于 1991 年 5 月和次年 10 月 在江苏固城湖 (31°16′N, 118°55′E)获取的 GL9103 和 GL9201 孔柱,以及 1991 年 11 月在安徽女山湖 (32°57′N, 118°01′E)获取的 NSL 9101 孔柱。柱样在现场 以 0.5 或 1 cm 的间隔分取样品,同时称重,经过预处理求出各层位的含水量、孔隙率 和干容重。

实验中使用 y 谱分析系统对样品进行无损坏直接测量,分析样品为 2 — 3g 研磨至 过 100 目筛的沉积物干样。分析仪器为美国 EG & G Ortec 公司的高纯锗井型探测器 (Ortec HPGe GWL)与 16K (16 × 1024)道多道分析器构成的低本底 y 谱分析系统。 实验中,用中国原子能科学院提供的与测量样品几何构形完全一致的标准体源标定 (项

<sup>\*</sup> 中国科学院"八五"重点项目,Z-011号;国家自然科学基金项目(49271068)给予部分资助。项亮,男、出生于1960年10月,副研究员。

收稿日期:1993年5月30日,接受日期:1993年9月21日。

亮等,1992)。

#### 2 结果与讨论

3个沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs放射性比度分析结果列于表1。

#### 表1 沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs比度分析结果

Tab.1 <sup>137</sup>Cs activity in sediment cores

| GL 9103 孔柱      |                                    | GL 9201 孔柱      |                                    | NSL 9101 孔柱     |                                    |
|-----------------|------------------------------------|-----------------|------------------------------------|-----------------|------------------------------------|
| 质量深度            | <sup>137</sup> Cs 比度 <sup>1)</sup> | 质量深度            | <sup>137</sup> Cs 比度 <sup>2)</sup> | 质量深度            | <sup>137</sup> Cs 比度 <sup>3)</sup> |
| $(g/cm^2)$      | (Bq/kg)                            | $(g/cm^2)$      | (Bq/kg)                            | $(g/cm^2)$      | (Bq/kg)                            |
| 0.110           | 12.6±1.4                           | 0.115           | 8.2±0.9                            | 0.208           | $3.8 \pm 0.4$                      |
| (0.000 - 0.220) |                                    | (0.000 - 0.229) |                                    | (0.000 - 0.415) |                                    |
| 0.456           | 10.4±1.2                           | 0.303           | 11.4±0.9                           | 0.614           | 8.3±1.1                            |
| (0.220 - 0.692) |                                    | (0.229 — 0.377) |                                    | (0.415 - 0.812) |                                    |
| 0.962           | $11.2 \pm 1.0$                     | 0.483           | $7.2 \pm 0.8$                      | 1.000           | $3.3 \pm 1.2$                      |
| (0.692 — 1.232) |                                    | (0.377 — 0.588) |                                    | (0.812 - 1.187) |                                    |
| 1.622           | 4.9±0.9                            | 0.681           | 8.1±1.0                            | 1.497           | 5.1±1.1                            |
| (1.232 - 2.012) |                                    | (0.588 - 0.773) |                                    | (1.187 — 1.806) |                                    |
| 2.504           | < 1                                | 0.848           | $6.3 \pm 0.8$                      | 2.096           | 6.6±0.9                            |
| (2.012 - 2.996) |                                    | (0.773 - 0.922) |                                    | (1.806 - 2.386) |                                    |
|                 |                                    | 1.071           | $5.1 \pm 0.6$                      | 2.668           | $6.2 \pm 0.8$                      |
|                 |                                    | (0.922 - 1.219) |                                    | (2.386 - 2.949) |                                    |
|                 |                                    | 1.325           | $10.3 \pm 1.3$                     | 3.194           | $6.1 \pm 0.9$                      |
|                 |                                    | (1.219 - 1.430) |                                    | (2.949 - 3.439) |                                    |
|                 |                                    | 1.532           | 7.1±0.9                            | 3.714           | 1.4±0.7                            |
|                 |                                    | (1.430 - 1.634) |                                    | (3.439 - 3.994) |                                    |
|                 |                                    | 1.763           | <1                                 | 4.302           | $2.0 \pm 1.0$                      |
| •               |                                    | (1.634 — 1.891) |                                    | (3.994 - 4.609) |                                    |
|                 |                                    | 2.023           | <1                                 | 4.825           | <1                                 |
|                 |                                    | (1.891 - 2.154) |                                    | (4.609 - 5.041) |                                    |
|                 |                                    | 1               |                                    |                 |                                    |

1) 1992 年 4 月测量; 2) 1992 年 11 月测量; 3) 1992 年 6 月测量。

在切尔诺贝利核事故发生以前,存在于自然环境中的<sup>137</sup>Cs 均来自核试验散落产物, 其在湖泊沉积物中的分布特征及示踪意义在近 20 年来得到广泛的研究。其中<sup>137</sup>Cs 在湖 泊沉积物中的蓄积效应与散落量分布时序的一致性已得到反复证明(Eakins et al., 1984; Pennington et al., 1973)。因而湖泊沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs 比度随深度的变化就反 映出该核素的沉降历史,所以当开始出现大规模核武器试验散落<sup>137</sup>Cs 沉降的 1954 年和 核试验导致<sup>137</sup>Cs 沉降高峰的 1963 年就成为研究湖泊沉积的两个重要<sup>137</sup>Cs 时标 (Pennington et al., 1973),而随大气层核试验的减少,湖泊沉积孔柱中相应层位蓄 积的<sup>137</sup>Cs 也逐步减少。因此沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs 比度随深度的分布应仅出现一个蓄积高 峰。但对所研究的 3 个沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs 比度的分析却明显发现,<sup>137</sup>Cs 比度随深度的变 化出现了两个强度相近的蓄积峰(图1),该现象无法用沉积物中<sup>137</sup>Cs 的迁移来解释, 而能与1963年<sup>137</sup>Cs沉降量相比拟的大量<sup>137</sup>Cs向自然环境中的释放仅有切尔诺贝利核 事故导致的核泄漏。为便于比较,图2绘出北半球<sup>137</sup>Cs年沉降量分布(Rowan et al., 1993)。其中1986年的高沉降量为切尔诺贝利核事故泄漏的结果。













切尔诺贝利核事故是世界核工业史上最重大的放射性核素泄漏事件,该事件导致了 全球自然环境中<sup>137</sup>Cs的总蓄积量增加了约5% (Cambray et al., 1987)。Cambray 等(1987)对切尔诺贝利核事故泄漏的<sup>137</sup> Cs 在全球范围土壤中的蓄积量作了研究,发现 其量大小因地域和当时气候环境的不同而有明显的差异,最高蓄积值出现在欧洲,达 23 000 Bq/m<sup>2</sup>,而在美国个别地区则仅达到检测水平。但在东亚地区切尔诺贝利核事 故泄漏的<sup>137</sup> Cs 对土壤中<sup>137</sup> Cs 含量的影响则是明显的,如 1986 年 5 月在香港土壤中蓄

积的 160 Bq /m<sup>2</sup> 的 <sup>137</sup> Cs 中有近 18% 来自切尔诺贝利核事故。而 1986 年 5 月 1 — 17 日仅半月多时间内、日本东京的 <sup>137</sup> Cs 沉降量就达 0.074 MBq /km<sup>2</sup>,相当于 1959 年 以来核试验散落量总和的 2% (Aoyama et al., 1986)。因此该事故泄漏的 <sup>137</sup>Cs 肯定 会在我国湖泊沉积中有所蓄积和记录。

本研究所用孔柱分别采自位于长江以南的固城湖和长江以北的女山湖,两湖相距约200 km,分属不同水系,因而沉积物源互无关联(表2)。但两湖中3个沉积孔柱内<sup>137</sup>Cs比度随深度分布的特征都与北半球<sup>137</sup>Cs的年沉降分布特征相似,因而应是大气中<sup>137</sup>Cs向该两湖流域沉降历史的反映。结合对两湖沉积环境和已进行的其它方法沉积速率的分析(项亮等,1994),可以断定3个孔柱中,距表层较近的<sup>137</sup>Cs蓄积峰完全是对切尔诺贝利核泄漏事故的记录。表3列出3个孔柱中<sup>137</sup>Cs蓄积量比较。从中可见,对固城湖,由于流域土壤中残留<sup>137</sup>Cs随侵蚀作用不断迁入湖泊,因而随采样时间向后推移,1986年蓄积峰以后沉积的<sup>137</sup>Cs在孔柱中的蓄积量在总蓄积量中所占份额也有所增加,所以该份额的大小似应能反映出流域侵蚀程度的差别。同时,两湖中纬度较高的女山湖1986年蓄积峰与1963年蓄积峰之比略大于纬度较低的固城湖(表3)。

|      |                    | Ta        | ab.2 Desc          | cription of | the study | lakes |     |         |  |
|------|--------------------|-----------|--------------------|-------------|-----------|-------|-----|---------|--|
| 湖泊名称 | 地                  | 理位置       | 面积                 | 湖长          | 湖宽        | (km)  | 水深  | 所属水系    |  |
|      | 北纬                 | 东经        | (km <sup>2</sup> ) | (km)        | 最大        | 平均    | (m) |         |  |
| 固城湖  | 31° 16′            | 118° 55 ′ | 24.5               | 9.5         | 4.9       | 2.6   | 6.5 | 水阳江、青戈江 |  |
| 女山湖  | $32\degree~57$ $'$ | 118°01′   | 97.0               | 34.8        | 6.2       | 2.8   | 3.0 | 淮河      |  |

表 2 采样湖泊位置、形态和性质比较

### 表3 沉积孔柱中<sup>137</sup>Cs 蓄积量对比

孔框 所属湖泊 总蓄积量 1986年后蓄积量 1986 年后蓄积量 1986 年蓄积峰值  $(Bq / cm^2)$  $(Bq / cm^2)$ 总蓄积量 1963 年蓄积峰值 GL 9103 固城湖 0.0173 0.0028 0.16 1.12 GL 9201 固城湖 0.0127 0.0036 0.28 1.11 女山湖 **NSL 9101** 0.0216 0.0049 0.23 1.26

Tab.3 Comparative inventories of <sup>137</sup>Cs in sediment cores

\* 总蓄积量为 $\int A(x) dx$ ,其中 x 为质量深度 (g /cm<sup>2</sup>); A(x)为x 深度 <sup>137</sup> Cs 比度 (Bq /g)。

通常<sup>137</sup>Cs 自大气沉降到湖底沉积物中蓄积需 6 — 13 个月的滞后期,因两湖较浅, 故设滞后期为半年,因而定两个峰值时标分别为 1986 — 1987 年和 1963 — 1964 年, 而出现<sup>137</sup>Cs 蓄积的沉积层位时标为 1954 — 1955 年。由以上时标计算出 3 个沉积孔柱 中沉积物堆积速率列入表 4。由表 4 中可见, 3 个时标给出的结果基本一致。

以上研究证明,切尔诺贝利核事故泄漏<sup>137</sup>Cs 在苏皖地区湖泊沉积物中有明显的蓄积。该事故泄漏<sup>137</sup>Cs 沉降时间短,一次性释放量大且集中。同时又是发生于美苏核大国停止大气层核试验 20 多年以后 (Carter et al., 1977), 与 1963 年 <sup>137</sup>Cs 最大年沉降

|                     |                                       | GL 9103 孔柱            | ·                      |
|---------------------|---------------------------------------|-----------------------|------------------------|
| 时标年代                | <br>沉积时间                              | 质量深度                  | 平均沉积堆积速率               |
|                     | (a)                                   | (g /cm <sup>2</sup> ) | $[g / (cm^2 \cdot a)]$ |
| 1986 1987           | 4.5                                   | 0.110±0.110           | $0.024 \pm 0.024$      |
| 1963 — 1964         | 27.5                                  | $0.962 \pm 0.270$     | $0.035 \pm 0.010$      |
| 1 <b>954</b> — 1955 | 36.5                                  | 1.622±0.390           | $0.044 \pm 0.011$      |
| 平均速率                |                                       |                       | $0.034 \pm 0.028$      |
| 采样时间                |                                       | 1991 年 5 月            |                        |
|                     |                                       | GL 9201 孔柱            |                        |
| 时标年代                | 沉积时间                                  | 质量深度                  | 平均沉积堆积速率               |
|                     | (a)                                   | $(g / cm^2)$          | $[g / (cm^2 \cdot a)]$ |
| 1986 1987           | 6.0                                   | 0.303±0.074           | 0.050±0.012            |
| 1963 - 1964         | 29.0                                  | $1.325 \pm 0.106$     | $0.046 \pm 0.004$      |
| 1954 — 1955         | 38.0                                  | $1.532 \pm 0.102$     | 0.040±0.003            |
| 平均速率                |                                       |                       | 0.045±0.013            |
| 采样时间                | · · · · · · · · · · · · · · · · · · · | 1992 年 10 月           |                        |
|                     |                                       | NSL 9101 孔柱           |                        |
| 时标年代                | 沉积时间                                  | 质量深度                  | 平均沉积堆积速率               |
|                     | (a)                                   | $(g / cm^2)$          | $[g / (cm^2 \cdot a)]$ |
| 1986 — 1987         | 5.0                                   | 0.614±0.198           | 0.123±0.040            |
| 1963 — 1964         | 28.0                                  | $2.623 \pm 0.816$     | $0.094 \pm 0.029$      |
| 1954 — 1955         | 37.0                                  | $4.302 \pm 0.308$     | $0.116 \pm 0.008$      |
| 平均速率                |                                       |                       | 0.105±0.050            |
| 采样时间                | <u> </u>                              |                       | <u> </u>               |

表 4 <sup>137</sup>Cs 时标计算的沉积物堆积速率

137 -

量发生时间相隔达23年之久,而在所研究的3个孔柱中蓄积峰值也相当,所以在大多 数苏皖地区湖泊沉积孔柱中两峰应较易分辨,因而其计年时标作用和流域侵蚀程度示踪 意义均十分明显,在对我国现代湖泊沉积作用、环境变迁和流域侵蚀作用的研究中将起 到重要作用。

此外,由于切尔诺贝利核事故泄漏<sup>137</sup>Cs 沉降量大小有明显的区域性特征,因而我们 将进一步研究该事件泄漏<sup>137</sup>Cs在我国其它地理区域的沉降特征及其在湖泊沉积作用和 流域侵蚀作用研究中的示踪意义。

#### 文 献 考 劵

万国江等, 1990, 科学通报, 35(19): 1487-1490。

项亮、王苏民, 1992、江苏首届青年学术年会论文集(理科分部),中国科学技术出版社(北京), 340 - 346.

项亮、王苏民、1994,中国科学院南京地理与湖泊研究所集刊,第10号,科学出版社(北京),70-82。

Aoyama, M. et al., 1986, Nature, 321:819-820.

Appleby, P.G. et al., 1990, Phil. R. Soc. Lond. (B), 327:233-238.

- Cambray, R.S. et al., 1987, Nuclear Energy, 26:77-101.
- Carter, M.W. et al., 1977, Health Physics, 33:55-71.
- Eakins, J.D et al., 1984, Lake Sediments and Environmental History, Leicester University Press (Leicester), pp. 125-145.

Pennington, W. et al., 1973, Nature, 242: 324 - 326.

Rowan, J.S. et al., 1993, Geomorphology and Sedimentology of Lakes and Reservoirs, John Wiley & Sons Ltd (Chichester), pp.55 - 71.

# ACCUMULATION AND TIME MARKER SIGNIFICANCE OF CHERNOBYL – DERIVED <sup>137</sup>Cs IN LAKE SEDIMENTS FROM JIANGSU – ANHUI

Xiang Liang, Wang Sumin, Xue Bin

(Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008)

Abstract The <sup>137</sup>Cs from the Chernobyl accident in Pre-Sovit Union is the only widespread source of <sup>137</sup>Cs which is not fallout from atomspheric testing of nuclear weapons in natural environment. So it is likely to play an important role as tracer in studying on natural environments. According to the study on the profile distribution patterns of <sup>137</sup>Cs in three sediment cores which were collected from Guchenghu Lake, Jiangsu, and Nüshanhu Lake, Anhui, from May, 1991 to Oct., 1992, the characteristics of Chernobyl-derived <sup>137</sup>Cs are discussed in this paper. The high peak fallout of Chernobyl-derived <sup>137</sup>Cs is similar to that from the atmospheric testing of nuclear weapons during 1963 in this area, so the peak fallout of <sup>137</sup>Cs from the Chernobyl accident provides a distinct chronological marker which is a useful tracer in Jiangsu-anhui area for indicating recent sediment record, substantial increase in accumulation rate and local environments respectively.

Key words Chernobyl-derived <sup>137</sup>Cs Lake sediment Time marker