

DOI: 10.16562/j.cnki.0256-1492.2017090501

辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 的分布特征及来源

张克新^{1,2,3}, 潘少明³, 刘志勇⁴, 李国胜⁵

1. 扬州大学环境科学与工程学院, 扬州 225127

2. 扬州红硕环境与生物工程研究有限公司, 扬州 225127

3. 南京大学地理与海洋科学学院海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京 210023

4. 苏州大学医学部医学与防护学院, 苏州 215123

5. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

摘要:选取辽河口海岸带沉积物作为研究对象,通过测定沉积物中 ^{137}Cs 比活度,来分析沉积物中 ^{137}Cs 比活度、蓄积总量的分布特征及影响因素,并基于 ^{137}Cs 的测年原理估算该区域的沉积速率。结果表明:辽河口海岸带表层沉积物中 ^{137}Cs 比活度的变化范围为 $(1.03 \pm 1.01) \sim (15.68 \pm 1.13) \text{Bq/kg}$,平均值为 $5.09 \pm 0.34 \text{Bq/kg}$ ($n=17$),变化幅度较大;在空间上呈现出由陆地向潮滩、由西向东逐渐降低的趋势。该区域沉积物柱样中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布主要呈现出单峰型、双峰型和不规则曲线的分布态势。采用 ^{137}Cs 起始层位法与最大峰值法计算辽河口海岸带沉积物的沉积速率,均发现辽河口海岸带沉积物的沉积速率呈现出从北到南(从陆地到海洋)逐渐增大的趋势。沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量范围为 $(980 \pm 46) \sim (6094 \pm 92) \text{Bq/m}^2$,平均值为 $2278 \pm 42 \text{Bq/m}^2$,高于研究区 ^{137}Cs 的全球大气沉降通量值 1310Bq/m^2 (衰变校正到2015年);全球大气沉降的 ^{137}Cs 约占该区域 ^{137}Cs 蓄积总量约57.5%,表明该区域沉积物中 ^{137}Cs 的主要来源是全球大气直接沉降。

关键词: ^{137}Cs 活度浓度;沉积物;分布特征;沉积速率;辽河口

中图分类号:P736.4

文献标识码:A

Distribution pattern and source of ^{137}Cs in the sediment cores from the Liao River Estuary

ZHANG Kexin^{1,2,3}, PAN Shaoming³, LIU Zhiyong⁴, LI Guosheng⁵

1. College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China

2. Yangzhou Hongshuo Environmental and Biological Engineering Research Co. Ltd., Yangzhou 225127, China

3. Key Laboratory of Coast and Island Development of Ministry of Education, Nanjing University, Nanjing 210023, China

4. School of Radiation Medicine and Protection, Soochow University, Suzhou 215123, China

5. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China

Abstract: ^{137}Cs activities are measured for the 17 sediment cores collected from the coastal zones of the Liao River in order to disclose the distribution patterns and geochemical behaviors of ^{137}Cs . It is found that ^{137}Cs activity concentrations in the surface sediments vary in a significant spatial range from 1.03 ± 1.01 to $15.68 \pm 1.13 \text{mBq/g}$ around an average of $6.727 \pm 0.251 \text{mBq/g}$ (1σ) attributing to the changes in vegetation types. Highest ^{137}Cs activity concentration ($15.686 \pm 1.131 \text{mBq/g}$) is observed in the sediment core of Z-9 where reeds predominate natural vegetation and human activity is rare. The vertical distribution pattern of ^{137}Cs activity concentrations falls into three categories, one-peak curve, two-peak curve and irregular curve. For the two-peak curves of ^{137}Cs activity concentration, there is a sub-peak of ^{137}Cs activity concentration in the sediment profiles except the maximum of ^{137}Cs . As to the irregular curves of ^{137}Cs (LH-15, LH-18), the ^{137}Cs activity concentrations decreases from the sub-layer to the bottom and part of the surface sediment was missing, or for another possibility bottom sediment was putting on the surface layer by anthropogenic activities. Sedimentation rates are calculated with the initial ^{137}Cs appearance value (1954) up to the maximum value (1963) of the sediment cores. The average value of sedimentation rates (0.48 to 1.63cm/a) deduced from ^{137}Cs maximum value seem to be lower than the rates (0.51 to 1.77cm/a) calculated from ^{137}Cs initial appearance. The ^{137}Cs inventories vary from 980 ± 46 to $6094 \pm 92 \text{Bq/m}^2$, with an average of

资助项目:国家自然科学基金项目“渤海钚(Pu)同位素的来源及其示踪应用研究”(41671466);江苏省自然科学基金项目“江苏海岸带多环境介质中Pu与 ^{137}Cs 的迁移路径与示踪研究”(BK20171292)

作者简介:张克新(1980—),男,博士,主要从事放射性核素的示踪应用和区域气候变化研究, E-mail: xbsdzkx2008@163.com

通讯作者:李国胜(1963—),男,教授,博士生导师,主要从事海岸带生态与环境演变研究, E-mail: ligs@ignsrr.ac.cn

收稿日期:2017-09-05; **改回日期:**2018-03-19. 周立君编辑

$2278 \pm 42 \text{ Bq/m}^2$. Furthermore, the average ^{137}Cs inventories of the study are higher than the global fallout flux 1310 Bq/m^2 (^{137}Cs activity was decay corrected to 2015). This result clearly indicates that the ^{137}Cs atmospheric precipitation is the main source of ^{137}Cs in the region of Liao River Estuary.

Key words: ^{137}Cs activity concentration; sedimentation rate; distribution characteristics; Liao River Estuary

河口是流域来源物质的归宿,它既是流域和海洋交互作用的主要交汇区,又是海洋的开始;而海岸是连接陆地和海洋的桥梁^[1]。由于在地表的海洋与陆地存在不连续性,使得海岸带成为陆地和海洋系统彼此连接、相互复合的地理单元,它也成为人类生存和发展关系最为密切的区域。然而,海岸带由于其自身范围的相对狭小,使其在接受陆地-海洋-大气耦合力的作用时,反应敏感性的表现十分强烈;同时海岸带也是典型的生态环境脆弱带,很容易受到人类活动和自然因素的干扰,任何物理、化学、生物因子的变化都会对海岸带生态环境带来影响^[1,2]。在过去的几十年里,在自然因素和人类活动等诸多因素的共同影响下,我国海岸带的空间结构发生了很大的变化。这不仅仅会引起河口及其附近海域的冲淤演变,还将对河口地区的自然环境、工程设施以及生态系统等产生严重影响^[3]。已有研究表明,海岸带是河流携带的陆源物质及海洋生物源物质堆积的重要场所,大约 75%~90% 的入海泥沙及化学物质归宿于海岸带^[1]。因此,海岸带的沉积特征可以反映区域沉积环境的变化,甚至可以作为气候变化以及海平面波动的重要指示器^[4]。

然而,要更加彻底地了解区域环境变化和环境污染的历史,就务必要以精确的年代学研究作为根本^[5]。环境中的人工放射性同位素(如: ^{90}Sr 、 ^{135}Cs 、 ^{137}Cs 、 $^{239,240}\text{Pu}$ 等),它们因具有不一样的特性和行为而被普遍应用于示踪近岸海域物质的水平输送、垂向输运以及沉积物的测年等^[4,6-9]。在大洋、近海以及河口等不同的海洋环境中,人工放射性同位素比活度的大小及其空间分布、悬浮颗粒物的物质来源判定及再悬浮作用、滞留时间的长短、沉积物的运移过程、河口的侵蚀和淤积过程、沉积物沉积速率的计算以及年代学定年等是地球化学主要的研究内容,已经得到广泛的应用^[7-21]。

基于上述背景,本文以辽河口海岸带沉积物作为研究对象,通过人工放射性核素 ^{137}Cs 在辽河口海岸带沉积物中的应用,探讨分析辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 比活度的分布特征及蓄积总量,并根据核素 ^{137}Cs 的测年原理,判定研究区的现代沉积速率,并对辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 的来源做了初步分析。这既可以了解它们在河口海岸带沉积环境中

的地球化学特征,进而反映出河口海岸带及其周围环境的状况,还可以从沉积速率角度所揭示的沉积过程来探讨流域对入海泥沙变化的响应;这对河口及近海生态环境的保护、合理开发河口及近海资源,以及人类活动对流域的响应机制等提供一定的理论科学依据。

1 研究区概况

辽河口位于辽宁省南部,范围遍布整个辽东湾湾顶,海岸线长 300km 左右,从岸线至-5m 的等深线处,面积大约为 2224.97 km^2 ,是我国七大河口之一^[22]。辽河多年平均流量为 $125.3 \text{ m}^3/\text{s}$,多年平均径流量为 $52.5 \times 10^8 \text{ m}^3$,入海水量主要集中在 7—9 月,为 $39.5 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ 。辽河含沙量与入海沙量的多年平均值分别为 0.98 kg/m^3 、 $1.002 \times 10^4 \text{ t}$,最大年输沙量为 $1.49 \times 10^4 \text{ t}$ ^[22]。由于 1965 年在西辽河支流老哈河中游修建的红山水库和 1966 年双台子河建闸,工程建设导致辽河的入海径流逐年减小,丰水期的冲刷作用也相对减弱。近年来,伴随着快速发展的社会经济和日益增加的人类活动,辽河口海岸带面临着入海泥沙锐减、污染物快速增加、湿地面积日趋缩小、海平面渐渐上升等资源和环境问题,这使得海岸带开发与保护两者之间的矛盾日益突出,环境资源的瓶颈效应也更加凸显。

2 材料与方法

2.1 样品采集

本文中所用的沉积物样品主要有两部分构成,一部分采集于 2012 年 10 月,采样地点在辽宁辽河口国家级自然保护区内,选择景观类型不同(翅碱蓬滩、芦苇沼泽、水稻田)的区域,用 GPS 记录采样坐标,采集 10 个沉积物柱样(图 1,表 1),采样深度为 40~80cm,以 2.5cm 或 5cm 间隔分样;另一部分采集于 2015 年 4 月,采样地点在辽河口东岸一带及河口门外潮滩,在河口东岸采集 5 个沉积物柱样,沉积物柱样的深度为 40~50cm,以 2.5cm 间隔分样;在辽河口门外潮滩使用外径为 7.5cm 的 PVC 管采集

沉积物柱状样 2 个,柱样长度分别为 125cm 和 140cm。将所采集的潮滩柱样带回实验室,将柱样从中间切开,从表层到深度 90cm 以上采用 2cm 间隔分样,深度 90cm 以下采用 5cm 间隔分样,而后将样品放入塑料自封袋中待测。

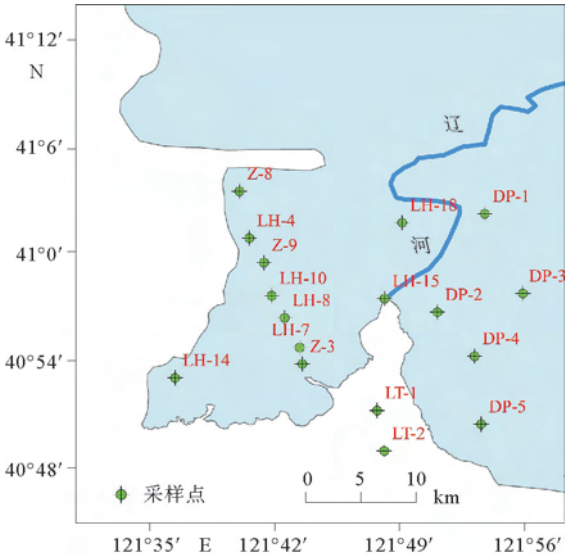


图 1 辽河口柱状样取样站位
Fig.1 Location map of the coring stations
in the Liao River Estuary

2.2 ¹³⁷Cs 比活度的测量及¹³⁷Cs 总量计算

取待测样品 30~70g,在 60℃低温下烘干,用玛瑙研钵磨细并搅拌均匀,随后用天平(其精度为 1/10000)称取 20~60g 的样品,放在专用的塑料杯中待测。¹³⁷Cs 可由 γ 能谱仪直接测量,测量仪器是 GMX30P-A 高纯 Ge 同轴探测器,该仪器是由美国 ORTEC 公司生产,将探测仪器放置在由老铅制成的铅室中。¹³⁷Cs 标准源物质(IAEA-327)是由加拿大贝德福海洋研究所制备的,仪器对¹³⁷Cs (661 keV)的探测效率为 86%;标准物质的质量为 65.4 g,测试时间为 72000s,标准物质¹³⁷Cs 比活度为 653.3Bq/kg(参考时间为 2015 年 12 月 10 日);而后用¹³⁷Cs 的 661.62keV γ 射线的全能峰面积来计算待测样品中¹³⁷Cs 的比活度。本文¹³⁷Cs 比活度的计算采用相对法^[18,20],其计算公式为:

$$Q_x = \frac{A_x}{A_0} \cdot \frac{m_0}{m_x} \cdot \frac{t_x}{t_0} \cdot Q_0$$
 (1)

式(1)中:Q₀、m₀、t₀、A₀ 分别为标样中¹³⁷Cs 比活度、标样质量、计数时间和全能峰面积;Q_x、m_x、t_x、A_x 分别为待测样品中¹³⁷Cs 比活度、样品质量、

计数时间和全能峰面积。

表 1 辽河口海岸带采样点站位的基本信息
Table 1 The basic information of sampling
sites in the Liao River Estuary

编号	采样位置	取样深度/cm	景观类型
Z-3	40.90°N, 121.72°E	0~40	翅碱蓬滩
Z-8	41.06°N, 121.67°E	0~40	水稻田
Z-9	40.99°N, 121.69°E	0~40	芦苇沼泽
LH-4	41.02°N, 121.68°E	0~45	芦苇沼泽
LH-7	40.92°N, 121.73°E	0~40	芦苇沼泽
LH-8	40.94°N, 121.71°E	0~40	芦苇沼泽
LH-10	40.96°N, 121.70°E	0~90	芦苇沼泽
LH-14	40.89°N, 121.61°E	0~40	獐茅/芦苇草甸
LH-15	40.96°N, 121.81°E	0~75	翅碱蓬
LH-18	41.03°N, 121.82°E	0~80	芦苇沼泽
* DP-1	41.04°N, 121.90°E	0~50	芦苇沼泽
* DP-2	40.95°N, 121.85°E	0~50	翅碱蓬滩
* DP-3	40.97°N, 121.93°E	0~45	翅碱蓬滩
* DP-4	40.91°N, 121.89°E	0~50	芦苇沼泽
* DP-5	40.85°N, 121.89°E	0~45	芦苇沼泽
* LT-1	40.86°N, 121.80°E	0~125	潮滩
* LT-2	40.82°N, 121.81°E	0~140	潮滩

注: * 表示采样年份是 2015 年 4 月,其他采集于 2012 年 10 月。

沉积物中¹³⁷Cs 的总量计算:将沉积物柱样按照一定的间隔分层以后,对每一个样品分别进行¹³⁷Cs 测试,之后计算出整个沉积物柱样中¹³⁷Cs 的总量^[21]。

$$T_s = \sum_{i=1}^n C_i \cdot B_i \cdot D_i$$
 (2)

式(2)中:T_s 为沉积柱样的¹³⁷Cs 的总量,i 为分层序号,n 为分层数,C_i 为第 i 层中¹³⁷Cs 的比活度(单位:Bq/kg),D_i 为第 i 层样品所在的厚度(单位:m),B_i 为第 i 层的土壤容重(单位:kg/m³)。

3 结果与讨论

3.1 ¹³⁷Cs 在表层沉积物中的空间分布特征

本文各表层沉积物的厚度均在 0~5cm 处的深度范围内。从图 2a 中可以看出,辽河口海岸带表层沉积物中¹³⁷Cs 比活度的变化范围为(1.03±1.01)~(15.68±1.13) Bq/kg,平均值为 5.09±0.34

Bq/kg($n=17$);柱样 Z-9 的表层沉积物 ^{137}Cs 的比活度较该研究区其他柱样高很多,达到 15.68Bq/kg,而柱样 Z-8 的表层沉积物 ^{137}Cs 的比活度是最低的,仅有 1.03Bq/kg。究其原因可能是它们的景观类型不同引起的,柱样 Z-9 的景观类型是以芦苇沼泽为主,受人类活动影响较小,或许也是沉积物的堆积区域;而柱样 Z-8 的景观类型却是以水稻田为主,受人类活动影响比较大,这使得柱样 Z-8 周围的区域沉积物中 ^{137}Cs 比活度较低。而对于潮滩沉积物柱样 LT-1 和 LT-2,其表层沉积物中 ^{137}Cs 比活度也仅有 2.36 和 3.16Bq/kg,低于研究区表层沉积物 ^{137}Cs 比活度的平均值。而从表层沉积物的空间分布(图 2b)可以看出,辽河口海岸带表层沉积物中 ^{137}Cs 比活度的空间差异显著,呈现出由东向西增加的趋势。 ^{137}Cs 比活度含量大小的空间分布差异性产生的原因可能是:一是它们的来源不同(流域输入、全球大气沉降等)所引起的;二是 ^{137}Cs 比活度含量的高低与沉积环境的稳定性有关,而海岸带的沉积环境自潮滩向陆地越来越稳定^[17,23];沉积环境越趋于稳定, ^{137}Cs 在表层沉积物的比活度就可能越高。有学者^[8]对江苏北部潮滩表层沉积物中 ^{137}Cs 的空间分布研究发现,由海至陆地方向, ^{137}Cs 比活度呈逐渐增加趋势,这和本文得出的结论是基本相似的。

3.2 ^{137}Cs 在辽河口海岸带沉积物中的垂直分布特征

由于辽河口地区沉积动力环境较为复杂,在理

想与实际沉积环境中,沉积物中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布均有一定差异性。为了能更加深入地分析辽河口海岸带各个柱样中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布情况(图 3),将本文研究区中所选用的 17 个柱样按照 ^{137}Cs 比活度的垂直分布曲线分成 3 类:(1)单峰型曲线:Z-3、Z-8、Z-9、LH-8、DP-1、DP-3;(2)双峰型曲线:LH-4、LH-7、LH-10、LH-14、DP-2、DP-4、DP-5、LT-1 和 LT-2;(3)不规则曲线:LH-15、LH-18。

从图 3 可以看出,在 ^{137}Cs 比活度垂直分布呈单峰型曲线的柱样中,都有一个明显的 ^{137}Cs 最大峰值存在。 ^{137}Cs 最大蓄积峰值的范围为 $(3.17 \pm 0.84) \sim (19.37 \pm 1.02)$ Bq/kg,且其出现的深度为 25~30cm;从表层到最大峰值出现的深度之间, ^{137}Cs 比活度随深度的变化具有一定程度的相似性,其变化范围较小。有研究表明,在典型的 ^{137}Cs 比活度垂直分布曲线中, ^{137}Cs 最大峰值所对应的时标为 1963 年,且 1963 年沉积层位中 ^{137}Cs 比活度的峰值也最为明显,是国内外学者公认的定年时标^[13-15,24,25]。而对于 ^{137}Cs 比活度垂直分布呈双峰型曲线的柱样,虽然 ^{137}Cs 在各个柱样中也存在一个最大蓄积峰值,但在最大峰值以上的深度范围内却又出现一个次级峰值(图 3),该次级峰值出现的深度范围为 5~54cm,深度变化的幅度相对较大。 ^{137}Cs 次级峰值产生的原因:一是该区域可能受到 1986 年切尔诺贝利核事故的影响,使得该区域沉积物中出现 ^{137}Cs 的次级峰值。有学者对切尔诺贝利核事故后苏州的环境介质样品中放射性铯含量做了检测,发现雪水中的

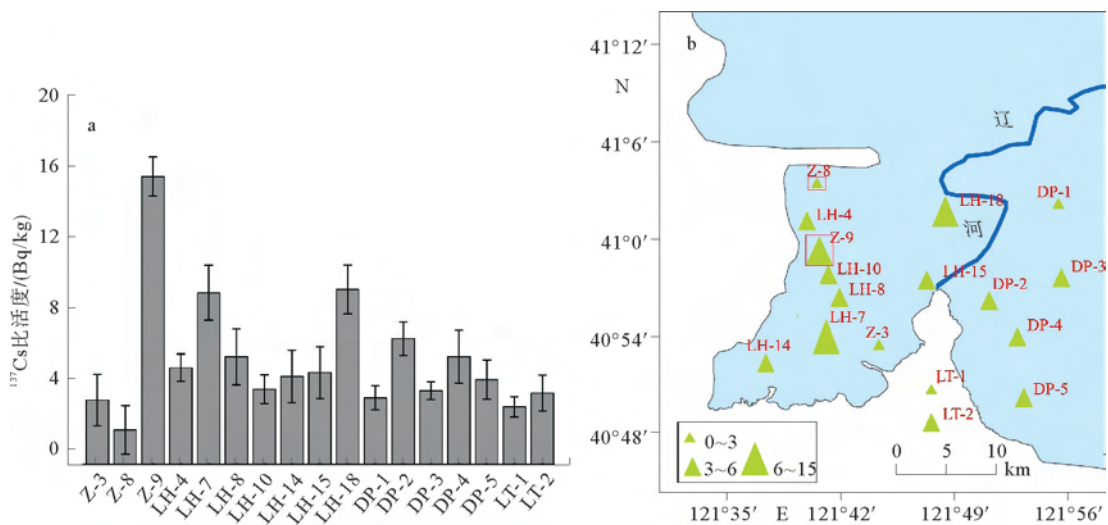
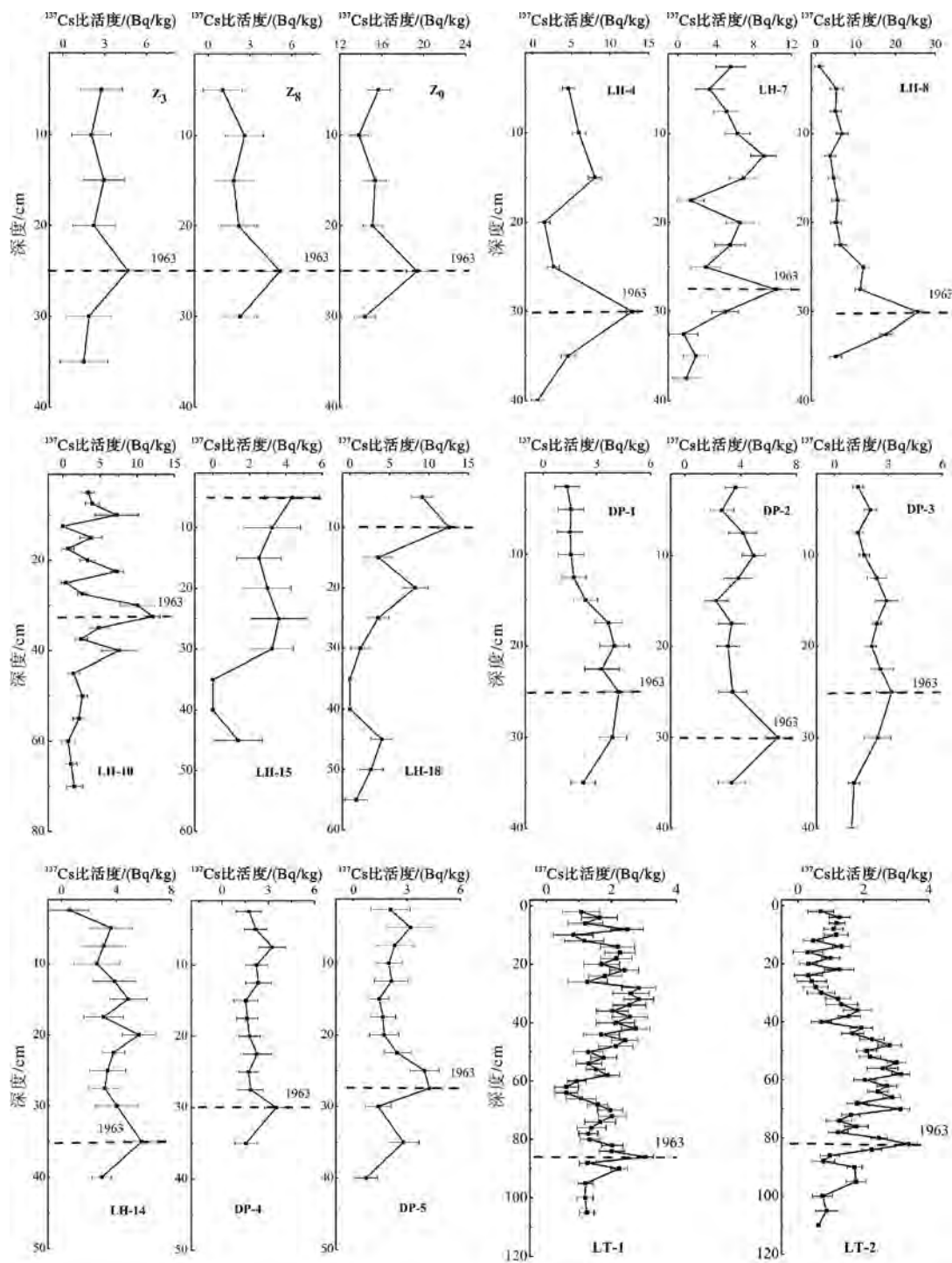


图 2 辽河口海岸带表层沉积物中 ^{137}Cs 比活度(a)及其空间分布(b)

Fig.2 The activity concentration of ^{137}Cs (a) and spatial distribution of ^{137}Cs (b) in surface sediment of the Liao River coastal zone

图 3 辽河口海岸带沉积物柱样中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布Fig.3 Vertical distribution of ^{137}Cs activity concentrations of the sediment cores

^{137}Cs 明显高于同年雨水和地表水,而核事故发生三年和五年后雪水分别约为雨水的 17 倍和 7 倍,因此可以看出切尔诺贝利核事故造成的影响是全球性的^[26]。还有部分学者对其他地区(东海、云南洱海、渤海等)的沉积物研究发现,沉积物柱样中 ^{137}Cs 次级峰值产生的原因也与 1986 年的切尔诺贝利核事故有关^[5,13-15]。二是该区域的沉积环境较为稳定,

有大量的陆源物质供给,而供给的陆源物质中也含有 ^{137}Cs ,这会导致沉积物中 ^{137}Cs 次级峰值的产生。三是河口地区水动力环境条件较为复杂,当 ^{137}Cs 最大峰值出现时,其表层沉积物在一定深度范围内可能会发生侵蚀或者混合作用(新老沉积物发生混合作用),导致 ^{137}Cs 也在一定范围内产生迁移扩散,从而形成了一个 ^{137}Cs 次级峰值。

对于 ^{137}Cs 比活度垂直分布呈不规则曲线的柱样 LH-15 和 LH-18,其 ^{137}Cs 最大峰值出现在表层和次表层。有研究表明:在河口、盐沼等区域,若沉积物中有机质含量较高时, ^{137}Cs 就有可能富集在有机质中^[27,28],这会极大地增加沉积物中 ^{137}Cs 的蓄积峰向表层迁移的可能性。也有可能是 ^{137}Cs 最大峰值所在层位深度以上的部分被侵蚀了或者自 1960s 以来的沉积速率极低,这都会造成表层或者次表层 ^{137}Cs 的蓄积峰值较大。再者,辽河口地区正在大面积的开发中,人工修建的养鱼养蟹池,挖掘出的深层沉积物堆积于河口沿岸表层,这也是表层出现 ^{137}Cs 蓄积峰值的原因之一。在我国海岸带的其他地区(渤海独流减河堤后盐沼、长江口外侧海区等)也有这类 ^{137}Cs 的分布曲线出现^[17,29]。此外,沉积物柱样 LH-15 和 LH-18 中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布在深度 35~40cm 处出现断层,这表明在这两个沉积物柱样的附近区域,其沉积过程是不连续的。这可能是因为在该区域的沉积过程中,流域内物源供给、气候条件及水动力环境的改变使得该区域发生侵蚀,从而使得该柱样中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布在 35~40cm 处出现断层;也可能是受到其他物理、化学过程或者生物扰动作用的影响,使得 ^{137}Cs 在沉积物中发生迁移后出现断层。

3.3 辽河口海岸带沉积物沉积速率的计算

本文采用 ^{137}Cs 时标定年法计算该区域的沉积速率时,对 ^{137}Cs 在水体中的停留时间以及扰动层的厚度忽略不计。本文采用不同时标(1954 年的起始层位,1963 年的最大峰值层位和采样时间 2012 (2015))来计算该区域的沉积速率(表 2)。由表 2 可以看出辽河口海岸带沉积物的沉积速率按照

^{137}Cs 起始层位法(1954—2012、1954—2015)计算得到的沉积速率范围为 0.56~1.77 cm/a,平均值约为 0.80cm/a;而采用 ^{137}Cs 最大峰值法(1963—2012、1963—2015)计算所得结果范围为 0.48~1.63cm/a,平均值约为 0.70cm/a。除柱样 LH-14、DP-4 外,其余柱样采用 ^{137}Cs 起始层位法得到的沉积速率均大于 ^{137}Cs 最大峰值法所得的结果。这主要是因为: ^{137}Cs 比活度在实验室测量时,由于 ^{137}Cs 最大峰值层位的放射性比活度比较大,很容易测出 ^{137}Cs 最大峰值层位;而起始层位 ^{137}Cs 的放射性比活度相对较低,要准确地测出 ^{137}Cs 的起始层位有一定的难度,且起始层位的误差也比最大峰值的层位要大;其次, ^{137}Cs 在海水中绝大多数是以离子态的形式存在,具有一定的溶解度;由于潮流和波浪扰动作用的存在, ^{137}Cs 解吸作用也较为明显,这会导致 ^{137}Cs 的重新分布和再迁移,这必然会引起沉积物中的 ^{137}Cs 出现在比预期深度更深的层位中^[27,28,30];但也有研究发现这种影响只是会稍微加宽沉积物柱样中 ^{137}Cs 比活度的最大蓄积峰的形状,而 ^{137}Cs 蓄积峰值的最大层位深度却不会改变^[12-15]。另外,海岸带沉积环境复杂,除受水动力作用及生物扰动作用外,也受到自然因素(如台风、风暴潮等)和人类活动(如围填海、修建大坝、开垦油田等)的共同影响,这使得河口沿岸的产沙环境发生明显变化,从而改变了原有的自然沉积环境。由于自然与人类活动的双重影响,导致区域沉积环境发生变化,这也可能是该区域沉积速率存在差异的一个原因。本文沉积速率的研究结果与宋云香等^[31]采用 ^{210}Pb 估算辽河口北部的现代沉积速率(0.75~2.4cm/a)的结果较为一致;李建芬等^[29]采用 $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ 、 ^{137}Cs 的放射性强度及蓄积总量等对渤海湾西岸潮间带上部与堤后盐沼区

表 2 选用 ^{137}Cs 的不同时标得到的沉积速率(单位:cm/a)

Table 2 The sedimentation rates derived from 1954 and 1963 marker horizons in the sediment cores

柱样名称	起始层位法 (1954—2012)	最大峰值法 (1963—2012)	柱样名称	起始层位法 (1954—2012)	最大峰值法 (1963—2012)
Z-3	0.59	0.5	DP-1 *	0.56	0.48
Z-8	0.51	0.5	DP-2 *	0.56	0.58
Z-9	0.51	0.5	DP-3 *	0.65	0.48
LH-4	0.68	0.6	DP-4 *	0.56	0.58
LH-7	0.64	0.55	DP-5 *	0.65	0.53
LH-8	0.59	0.6	LT-1 *	1.69	1.63
LH-10	1.19	0.65	LT-2 *	1.77	1.59
LH-14	0.68	0.7			

注: * 表示该柱样的采样时间是 2015 年。

现代沉积速率做了研究,也发现渤海湾西岸的现代沉积速率从东向西(由海向陆)呈现出逐渐减小的趋势。此外,辽河口淤积的沉积物主要是辽河水系携带的泥沙通过沿岸流输运而来,进入河口的泥沙随着流速的逐渐降低,一部分堆积在河口浅滩外,其余均在沿岸流的搬运下,由东向西运移,这也会增加辽东湾顶西部的泥沙浓度^[17,32]。这再次证明了本文采用 ^{137}Cs 计算辽河口海岸带沉积物沉积速率结果(从南到北,由潮滩向浅水区沉积速率由大变小)的正确性。

3.4 辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量的分布特征及 ^{137}Cs 来源分析

从图 4a 可以看出,辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量范围为 $(980 \pm 46) \sim (6094 \pm 92) \text{Bq/m}^2$,平均值为 $2278 \pm 42 \text{Bq/m}^2$,高于辽东湾地区 ^{137}Cs 大气沉降值 1310Bq/m^2 (衰变校正到 2015 年)^[33]。从图 4a 还可以看出,4 个柱样 Z-3、Z-8、DP-3 和 DP-5 的 ^{137}Cs 蓄积总量低于大气直接沉降通量值,这可能是该区域周围发生侵蚀造成的,或者是流域带来的物质中不含 ^{137}Cs ;而其余柱样的 ^{137}Cs 蓄积总量均高于大气沉降通量值,说明流域携带的物质在此处发生堆积,并且携带的物质中很有可能含有 ^{137}Cs 。从

该区域沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量的空间分布图(图 4b)上可以看出,研究区沉积物中 ^{137}Cs 的蓄积总量最大、最小值分别出现在柱样 Z-9、Z-8 的附近区域,这主要是因为这两个区域的景观类型不同,Z-9 是以芦苇沼泽为主,人类活动较少;而 Z-8 却是以水稻田为主,主要是受人类活动影响比较大而导致的。总体上,该区域 ^{137}Cs 的蓄积总量呈现出从北向南(图 4b)、从东到西的增加趋势,这和该区域的沉积速率呈现出相同的变化趋势。由于辽河口西部沉积条件优于东部,且辽河水系携带的泥沙又受到潮波的影响主要沉积在大凌河与双台子河之间^[32],这使得辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 的蓄积总量也呈现出从东向西逐渐增加的趋势。从图 4b 中还可以看出,辽河口西岸与潮滩的 ^{137}Cs 蓄积总量大于辽河口东岸的 ^{137}Cs 蓄积总量,而该区域的沉积速率却是潮滩远大于河口两岸的沉积速率。该区域 ^{137}Cs 蓄积总量的这种空间差异性主要是由于受到潮波的影响,使得河口西岸的 ^{137}Cs 蓄积总量远大于河口东岸;再者,有研究表明近 30 年来辽河口地区耕地面积增加的区域主要集中在东岸^[34],这说明人类活动对东岸的影响程度要大于西岸。自然因素和人类活动共同影响了该区域沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量及其沉积速率的空间变化趋势。

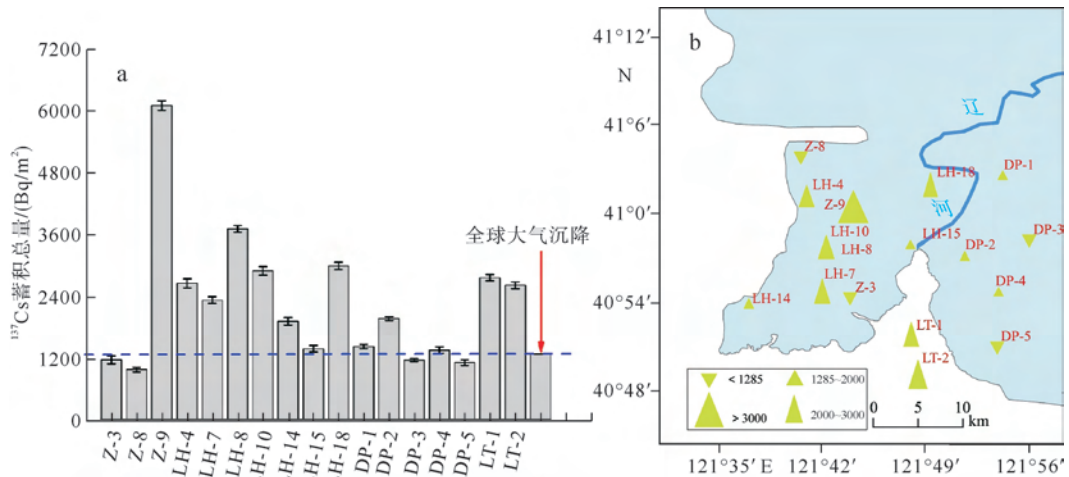


图 4 辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量(a)及其空间分布趋势(b)(单位: Bq/m^2)

Fig.4 ^{137}Cs inventories (a) and spatial distribution of the ^{137}Cs inventories (b) in the Liao River Estuary

由于该区域沉积物中 ^{137}Cs 的蓄积总量(平均值为 $2278 \pm 42 \text{Bq/m}^2$)高于全球大气直接沉降值(1310Bq/m^2);全球大气沉降来源的 ^{137}Cs 约占该区域 ^{137}Cs 蓄积总量的 57.5%,这表明该区域沉积物中放射性同位素 ^{137}Cs 的主要来源是全球大气直接沉降,此外还有流域输入带来的一部分。另外,该区域

的现代沉积作用比较活跃,且现代沉积作用的沉积物来源是以流域输沙水平搬运为主。

4 结论

(1) 辽河口海岸带表层沉积物(0~5cm)中 ^{137}Cs

比活度的变化范围为 $(1.03 \pm 1.01) \sim (15.68 \pm 1.13) \text{Bq/kg}$, 平均值为 $5.09 \pm 0.34 \text{Bq/kg}$ ($n=17$); 研究区表层沉积物中 ^{137}Cs 比活度总体上呈现出由潮滩向陆、由东向西逐渐增加的趋势。

(2) 在辽河口海岸带沉积物中 ^{137}Cs 比活度的垂直分布呈现出单峰型曲线的柱样中, 均存在一个明显的 ^{137}Cs 最大峰值; 而对于 ^{137}Cs 比活度的垂直分布呈双峰型曲线的柱样, 虽然 ^{137}Cs 比活度在柱样中也存在一个最大峰值, 但在 ^{137}Cs 最大峰值以上的深度处却又出现一个次级峰值, 该次级峰值的出现可能是受到 1986 年切尔诺贝利核事故的影响。

(3) 按照 ^{137}Cs 起始层位法计算辽河口海岸带沉积物的沉积速率, 所得结果的平均值约为 0.80cm/a ; 采用 ^{137}Cs 最大峰值法所得结果的平均值约为 0.70cm/a ; 该区域大部分沉积物柱样采用 ^{137}Cs 起始层位法测出的沉积速率都大于使用 ^{137}Cs 最大峰值法计算得到的结果。该区域沉积物的沉积速率总体上呈现出从北到南, 也就是从陆地到海洋逐渐增加的趋势。

(4) 沉积物中 ^{137}Cs 蓄积总量范围为 $(980 \pm 46) \sim (6094 \pm 92) \text{Bq/m}^2$, 平均值为 $2278 \pm 42 \text{Bq/m}^2$; 而本区域 ^{137}Cs 大气直接沉降值为 1310Bq/m^2 (衰变校正到 2015 年), ^{137}Cs 大气直接沉降通量占该区域 ^{137}Cs 蓄积总量的 57.5% 左右, 这说明研究区沉积物中 ^{137}Cs 的来源是以全球大气直接沉降为主。

参考文献 (References)

- [1] 陈吉余, 陈沈良. 中国河口海岸面临的挑战[J]. 海洋地质动态, 2002(1): 1-5. [CHEN Jiyu, CHEN Shenliang. Estuarine and coastal challenges in China [J]. Marine Geology Letters, 2002(1): 1-5.]
- [2] 刘存岐. 河口潮滩湿地沉积物中胞外酶研究[D]. 华东师范大学, 2003. [LIU Congqi. Study on extracellular enzymes in sediments of estuarine tidal flats [D]. East China Normal University, 2003.]
- [3] 陈军, 付军, 盛辉, 等. 海岸带环境遥感原理与应用[M]. 海洋出版社, 2013. [CHEN Jun, FU Jun, SHENG Hui, et al. Remote Sensing Principle and Application of Coastal Zone Environment [M]. Beijing: Ocean Press, 2013.]
- [4] Abdi M R, Hassanzadeh S, Kamali M, et al. ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs activity concentrations along the southern coast of the Caspian Sea, Iran [J]. Marine Pollution Bulletin, 2009, 58(5): 658-662.
- [5] 万国江. 现代沉积年分辨的 ^{137}Cs 计年——以云南洱海和贵州红枫湖为例[J]. 第四纪研究, 1999, 19(1): 73-80. [WANG Guojiang. ^{137}Cs dating by annual distinguish for recent sedimentation; samples from Erhai Lake and Hongfeng Lake [J]. Quaternary Sciences, 1999, 19(1): 73-80.]
- [6] Chen J Y, Li D, Chen S. Progress of estuarine in China over 50 years [J]. Science in China, 2001, 44(S1): 1-9.
- [7] Baskaran M, Naidu A S. ^{210}Pb -derived chronology and the fluxes of ^{210}Pb and ^{137}Cs isotopes into continental shelf sediments, east Chukchi Sea, Alaskan Arctic [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1995, 59(21): 4435-4448.
- [8] Liu Z Y, Pan S M, Liu X Y, et al. Distribution of ^{137}Cs and ^{210}Pb in sediments of tidal flats in north Jiangsu province [J]. Journal of Geographical Sciences, 2010, 20(1): 91-108.
- [9] Pan S M, Tims S G, Liu X Y, et al. ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations and the $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratio in a sediment core from the sub-aqueous delta of Yangtze River estuary [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2011, 102: 930-936.
- [10] Robbins J A, Edgington D N. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1975, 39: 285-304.
- [11] Smith J N, Walton A. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the Pb-210 dating method [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1980, 44(2): 225-240.
- [12] DeMaster D J, McKee B A, Nittrouer C A, et al. Rates of sediment reworking at the Hebble site based on measurements of ^{234}Th , ^{137}Cs and ^{210}Pb [J]. Marine Geology, 1985, 66: 133-148.
- [13] 万国江, 林文祝, 黄荣贵, 等. 红枫湖沉积物 ^{137}Cs 垂直剖面的计年特征及侵蚀示踪[J]. 科学通报, 1990, 19: 1487-1490. [WANG Guojiang, LIN WenZhu, HUANG Ronggui, et al. Distribution characteristics and source of ^{137}Cs in the sediment cores from the Liao river estuary [J]. Chinese Science Bulletin, 1990, 19: 1487-1490.]
- [14] 潘少明, 朱大奎, 李炎, 等. 河口港湾沉积物中的 ^{137}Cs 剖面及其沉积学意义[J]. 沉积学报, 1997, 15(4): 67-71. [PAN Shaoming, ZHU Dakui, LI Yan, et al. ^{137}Cs profile in sediments in estuaries and its application in sedimentology [J]. Acta Sedimentologica Sinica, 1997, 15(4): 67-71.]
- [15] Zheng J, Wu F C, Yamada M, et al. Global fallout Pu recorded in lacustrine sediments in Lake Hongfeng, SW China [J]. Environmental Pollution, 2008, 152: 314-321.
- [16] 张瑞. 利用 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 分析近五十年来长江口水下三角洲现代沉积过程对入海泥沙变化的响应[D]. 南京大学, 2009. [ZHANG Rui. The response of modern sediment process of Changjiang estuary subaqueous delta to variation of Changjiang River sediment fluxes elucidated from nuclides ^{210}Pb and ^{137}Cs [D]. Nanjing University, 2009.]
- [17] 王福, 王宏, 李建芬, 等. 渤海地区 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs 同位素测年的研究现状[J]. 地质论评, 2006, 52(2): 244-250. [WANG Fu, WANG Hong, LI Jianfen, et al. Current study of ^{210}Pb and ^{137}Cs geochronology in the Circum-Bohai Sea region [J]. Geological Review, 2006, 52(2): 244-250.]
- [18] 刘志勇. 长江口及苏北潮滩沉积物中放射性核素钷的分布特征与环境意义[D]. 南京大学, 2011. [LIU Zhiyong. Pu and ^{137}Cs in the Yangtze River estuary sediments: distribution

- and source identification [D]. Nanjing University. Nanjing, 2011.]
- [19] Hancock G J, Leslie C, Everett S E, et al. Plutonium as a chronometer in Australian and New Zealand sediments: a comparison with ^{137}Cs [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2011, 102: 919-929.
- [20] 曹立国, 潘少明, 刘旭英, 等. 长江口水下三角洲 $^{239+240}\text{Pu}$ 和 ^{137}Cs 的分布特征及环境意义[J]. *地理科学*, 2014, 34(1): 97-102. [CAO Ligu, PAN Shaoming, LIU Xuying, et al. Distribution characteristics of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in subaqueous delta at the Changjiang River Estuary and the environmental significance [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2014, 34(1): 97-102.]
- [21] Sutherland R A, De Jong E. Estimation of sediment redistribution within agricultural fields using Caesium-137, Crystal Springs, Saskatchewan, Canada [J]. *Applied Geography*, 1990, 10(3): 205-221.
- [22] 王颖, 朱大奎. 中国的潮滩[J]. *第四纪研究*, 1990, 10(4): 291-300. [WANG Ying, ZHU Dakui. Tidal flats of China [J]. *Quaternary Sciences*, 1990, 10(4): 291-300.]
- [23] Ritchie J C, McHenry J R. A comparison of three methods for measuring recent rates of sediment accumulation [J]. *Water Resources Bulletin*, 1985, 21(1): 99-103.
- [24] 张信宝, 曾奕, 龙翼. ^{137}Cs 质量平衡法测算青海湖现代沉积速率的尝试[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(6): 827-833. [ZHANG Xinbao, ZENG Yi, LONG Yi. An attempt to use the ^{137}Cs mass balance model for assessment of recent deposition rates in Lake Qinghai, China [J]. *Journal Lake Science*, 2009, 21(6): 827-833.]
- [25] 项亮. ^{137}Cs 湖泊沉积年代学方法应用的局限—Crawford湖为例[J]. *湖泊科学*, 1995, 7(4): 307-313. [XIANG Liang. Limitations of the application of ^{137}Cs limnology: A case study of ^{137}Cs profile in Crawford lake sediment [J]. *Journal Lake Science*, 1995, 7(4): 307-313.]
- [26] 符荣初, 王惠玉. 切尔诺贝利核电站事故后苏州市环境介质中 $^{134,137}\text{Cs}$ 含量变化和剂量评价[J]. *中国核科技报告*, 1994(4): 263-265. [FURongchu, WANG Huiyu. Changes of and dose $^{134,137}\text{Cs}$ evaluation in environmental media in Suzhou after Chernobyl [J]. *Nuclear Technology Report in China*, 1994(4): 263-265.]
- [27] Huh C A, Su C C. Sedimentation dynamics in the East China Sea elucidated from ^{210}Pb , ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ [J]. *Marine Geology*, 1999, 160(1): 183-196.
- [28] Su C C, Huh C A. ^{210}Pb , ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in East China Sea sediments: sources, pathways and budgets of sediments and radionuclides [J]. *Marine Geology*, 2002, 183(s1-4): 163-178.
- [29] 李建芬, 王宏, 夏威夷, 等. 渤海湾西岸 $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ 、 ^{137}Cs 测年与现代沉积速率[J]. *地质调查与研究*, 2003, 26(2): 114-128. [LI Jianfen, WANG Hong, XIA Weilan, et al. $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ and ^{137}Cs dating and modern sedimentation rate on the western coast of Bohai Bay [J]. *Geological Survey and Research*, 2003, 26(2): 114-128.]
- [30] Schaffner L C, Diaz R J, Olsen C R, et al. Faunal characteristics and sediment accumulation processes in the James River estuary, Virginia [J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 1987, 25(2): 211-226.
- [31] 宋云香, 战秀文, 王玉广. 辽东湾北部河口区现代沉积特征[J]. *海洋学报*, 1997(5): 145-149. [SONG Yunxiang, ZHAN Xiwen, WANG Yuguang. The mineral character and substance sources of coastal sediment in the Liaodong Bay [J]. *Marine Science Bulletin*, 1997(5): 145-149.]
- [32] 杨松林, 刘国贤, 杜瑞芝, 等. 用 ^{210}Pb 年代学方法对辽东湾现代沉积速率的研究[J]. *沉积学报*, 1993, 11(1): 128-135. [YANG Songlin, LIU Guoxian, DU Ruizhi, et al. Study on the modern sedimentation rate through ^{210}Pb age dating, Liaodong Bay [J]. *Acta Sedimentologica Sinica*, 1993, 11(1): 128-135.]
- [33] 曹立国, 潘少明, 何坚, 等. 辽东湾地区 ^{137}Cs 大气沉降研究[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(1): 80-86. [CAO Ligu, PAN Shaoming, HE Jian, et al. ^{137}Cs atmospheric deposition in the Liaodong Bay [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 25(1): 80-86.]
- [34] 刘晓曼, 王桥, 庄大方, 等. 湿地变化对双台河口自然保护区服务功能的影响[J]. *中国环境科学*, 2013, 12: 2208-2214. [LIU Xiaoman, WANG Qiao, ZHUANG Dafang, et al. Impacts of wetland change on ecosystem services value of Shuangtaihekou Nature Reserve [J]. *China Environmental Science*, 2013, 12: 2208-2214.]