

近60年来长江水下三角洲沉积地球化学记录及其对人类活动的响应

刘明, 范德江*

海洋科学与探测技术教育部重点实验室, 中国海洋大学海洋地球科学学院, 青岛 266100

* 联系人, E-mail: djfan@ouc.edu.cn

2010-02-22 收稿, 2010-09-27 接受

国家自然科学基金(40976020)和国家重点基础研究发展计划(2005CB422304)资助项目

摘要 通过对长江水下三角洲柱状沉积物地球化学元素的系统研究, 结合沉积物岩芯 ^{210}Pb , ^{137}Cs 核素的年代测定, 建立了该站沉积物的元素记录曲线, 探讨了人类活动对沉积记录的影响. 研究表明, 该柱状沉积物形成年代为 1945 年至今, 物质成分较为均一, 以粉砂和黏土粒级沉积物为主. 元素含量变化的波动不大, 但 S, Nb 在整个岩芯中的含量逐渐增加, 它们和重金属元素在表层和近表层(即 20 世纪 90 年代以来)的含量较高, 增加幅度明显. 相关性分析和因子分析表明, 受人类活动影响的公因子(F4)以及 S, As, Nb 可作为反映人类活动强弱的替代性指标. 各指标自 1945 年以来在整体上是逐渐增加的, 尤其是近 20 年来增加的趋势非常迅速. 据此, 以 185 cm (1955 年)、97 cm (1978 年)、47 cm (1992 年)和 7 cm (2003 年)为界划分为 5 个阶段, 分别对应我国解放战争前夕到计划经济的初期阶段、计划经济的实施阶段、改革开放阶段、市场经济的建立阶段和 2003 年以来的环境治理和保护阶段.

关键词

长江水下三角洲
地球化学记录
人类活动
替代性指标
响应

河口三角洲是陆地和海洋之间物质和能量交换最强烈的地带, 这里发生着复杂的物理、化学、生物、地质过程, 是研究陆海相互作用的理想区域. 有关河口三角洲的研究已经成为当今海洋地质科学的前沿领域之一^[1,2]. 另一方面, 大河流域和三角洲是人类活动最为频繁、强度最大的区域, 人类活动产生的大量污染物质进入河口三角洲和邻近海域, 引起该区域环境的恶化乃至底质环境的改变^[3-9]. 三角洲通常具有很高的沉积速率, 所以无论是自然过程还是人文过程, 都会在三角洲沉积体中留下高分辨的记录. 换言之, 通过对三角洲沉积体中沉积记录的研究, 不仅可以揭示三角洲的沉积过程, 还可以揭示人类活动对河口三角洲的影响.

长江是世界第三大河流, 流域面积达 $1.80 \times 10^6 \text{ km}^2$, 年均输沙量达 $4.86 \times 10^8 \text{ t}$, 年均径流量达 9.28

$\times 10^{11} \text{ m}^3$, 在其入海口处形成了规模巨大的现代三角洲沉积体系^[10,11]. 长江三角洲经济圈是我国经济最发达的地区之一. 几十年来, 由于社会经济的高速发展, 人类活动排放的污染物质逐年增加, 导致了河口和近海生态环境的恶化. 一些学者^[5,9]研究了长江口及其邻近海域地球化学的沉积特征以及重金属、营养盐和有机污染物的含量、分布及其变化, 研究表明该区域沉积物中的重金属含量已经受到人类的显著影响, 应加以控制. 近年来, 长江入海泥沙虽然明显减少, 但是 N, P 等营养盐的输入逐年增多, 导致长江口附近的海域赤潮频发^[3,6-8]. 最近有研究发现^[4,12], 长江口附近海域的岩芯中有机污染物和 Pb 含量的变化对经济发展的响应良好. 相比而言, 对长江三角洲的高分辨沉积记录(特别是人类活动记录)的研究还相当欠缺.

英文版见: Liu M, Fan D J. Geochemical records in the subaqueous Yangtze River delta and their responses to human activities in the past 60 years. Chinese Sci Bull, 2011, 56, doi: 10.1007/s11434-010-4256-3

本文通过对长江水下三角洲柱状沉积物常量元素、微量元素以及粒度特征的系统研究,结合沉积物岩芯 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 核素的年代测定,建立了研究区 1945 年以来沉积物的粒度以及元素记录的曲线,探讨了人类活动对沉积记录的影响,为深入了解大河三角洲沉积作用和评价人类活动对河口三角洲的影响提供了参考.

1 实验

1.1 样品采集

2006 年 6 月,中国海洋大学“东方红 2 号”海洋科学考察船在长江水下三角洲(18 站: $122^{\circ}37.132'\text{E}$, $31^{\circ}00.990'\text{N}$)使用重力取样器,采集沉积物岩芯.岩芯长度为 226 cm. 该站水深为 20.4 m,属于长江水下三角洲的前缘亚环境^[13],具体位置见图 1.

样品取回后,以 5 cm 为间隔分样进行年代测定,共获得 45 个样品;以 0.25 cm 为间隔分样进行粒度测定,共获得 906 个样品;以 3 cm 左右为间隔分样进行地球化学元素测试,共获得 76 个样品.

1.2 样品分析

(i) 粒度分析. 在中国海洋大学海底科学与探测技术教育部重点实验室完成. 所用仪器为 Master-sizer2000 型激光粒度分布测量仪(英国 Malvern 公司). 采集粒级的间隔为 $\Phi/4$, 重复测试的相对误差为 $<2\%$.

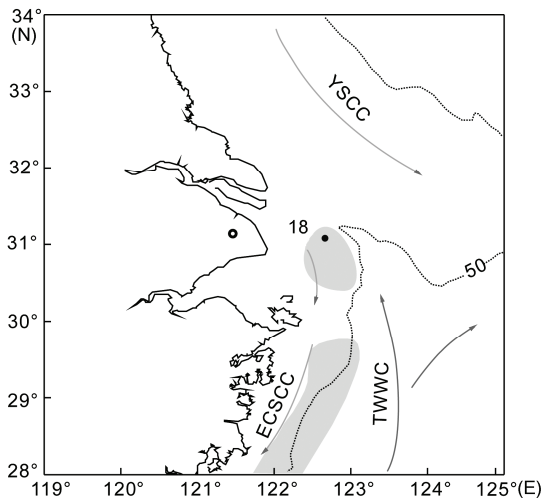


图 1 采样站位、研究区水深以及流系分布
底图据参考文献[14,15]重绘. TWWC, 台湾暖流; YSCC, 黄海沿岸流;
ECSCC, 浙闽沿岸流; 阴影区, 泥质沉积体

粒度参数的计算采用 Folk 和 Ward 的公式^[16].

(ii) ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 测年. 在中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊沉积与环境重点实验室完成. 分析仪器为 γ 谱分析系统(美国 EG&G ORTEC 公司), 由高纯锗井型探测器(ORTEC HPCe GWL), ORTEC 919 型谱控制器和 IBM 微机构成的 16k 道多道分析器组成. ^{137}Cs 和 ^{226}Ra 标准样品由中国原子能研究院提供. ^{210}Pb 标准样品在英国利物浦大学作对比标准^[17].

(iii) 元素地球化学测试. 在中国海洋大学海底科学与探测技术教育部重点实验室完成. 所用仪器为能量色散型台式偏振 X 荧光光谱仪(XRF)(德国 SPECTRO 公司). 采用 TurboQuant-Geo 测试方法^[18], 该方法经过多次测试, 较为成熟. 应用水系沉积物国家标准 GSMS-2 和平行样进行质量控制. 每次分析 10 个样品, 其中含有 1 个标样. 除了标样 As 的相对标准偏差(9.93%)较大, 其他大多数标样经多次连续测试的相对标准偏差 $<2\%$, 表明仪器的精确度较高.

2 结果

2.1 岩芯年代模式

本站岩芯沉积物的颜色多为灰黄色或土黄色. 砂、粉砂、黏土的含量分别在 0~12.56%, 31.32%~88.39% 以及 3.9%~60.23% 之间, 以粉砂和黏土为主. 沉积物垂向上, 粉砂和黏土粒级沉积物呈互层或夹层出现, 表现出较好的韵律性; 发育水平层理, 且保存完好; 未见侵蚀间断面(见图 2).

18 站岩芯中过剩 ^{210}Pb 的活度和 ^{137}Cs 的含量如图 2 所示, 过剩 ^{210}Pb 与深度线性拟合后, 计算出的平均沉积速率为 2.6 cm/a, 相关性仅为 0.27, 且与其他学者在本区的研究结果相差较大^[19,20]. 这可能是由于该站近年来风暴潮等自然灾害频繁发生, 以及潮流等水动力作用的影响, 使其自身粒度及沉积速率在垂向上存在差异, 加之测试后没有进行物理及化学校正, 使 ^{210}Pb 测年数据不太可靠^[21], 故而过剩 ^{210}Pb 活度不可用.

本次研究中 ^{137}Cs 有 2 个较为明显的峰值, 其层位分别对应于 1986 年(切尔诺贝利核事故峰)和 1963 年(对应于 60 年代初大量的核试验)^[22-26](见图 2). 根据其他学者的研究^[19,20], 长江口沉积物对 1963 年 ^{137}Cs 的峰值较为敏感, 而对 1986 年峰值的报道较少. 根据上述 2 个年代的标定, 可以计算出 1986 年之前

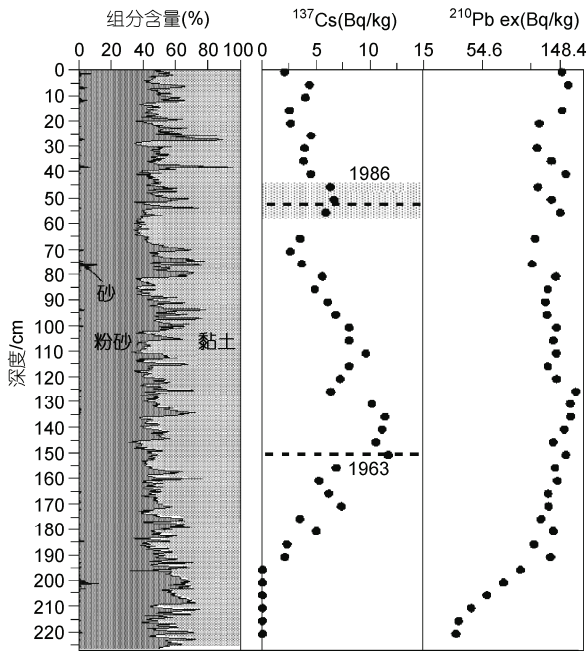


图2 18站岩芯年代模式

平均沉积速率为 4.35 cm/a, 而 1986 年至今的平均沉积速率为 2.50 cm/a, 整段的平均沉积速率为 3.70 cm/a, 这与其他学者^[19,20]在该区的研究结果基本一致. 而平均沉积速率的降低, 是由于近几十年来人类活动的影响造成的. 根据计算, 该段岩芯形成于 1945 年以来.

2.2 元素地球化学记录

(i) 常量元素记录. 常量元素的含量变化如图 3

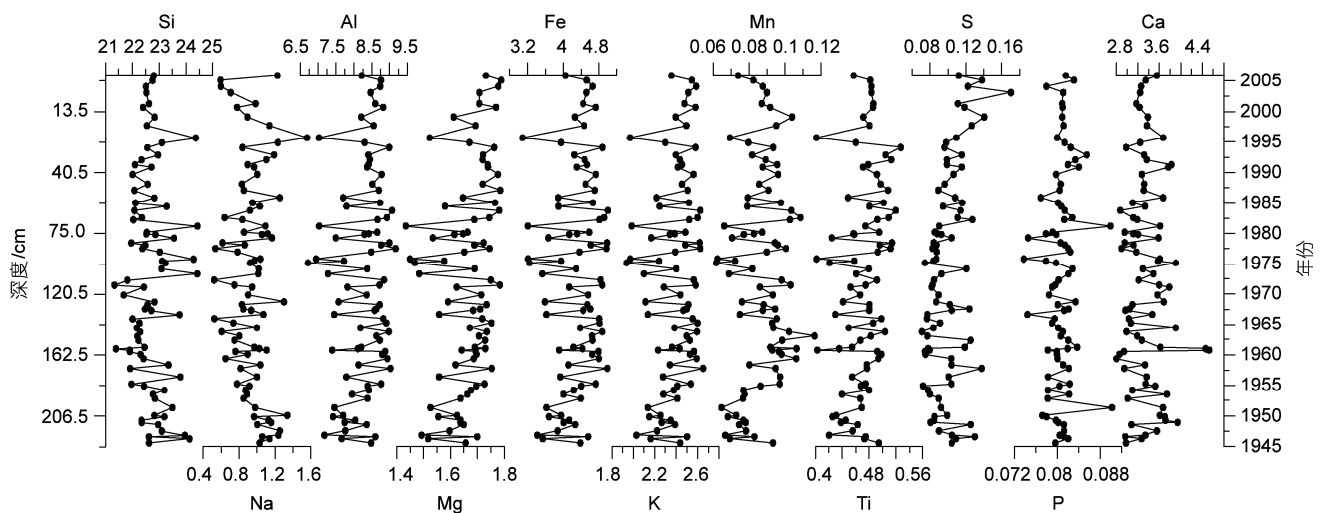


图3 18站常量元素含量变化(%)

所示, 各元素含量的波动不是太明显. 可以 110 cm 为界(1972 年左右)将整个岩芯分为上下 2 段. 根据变化趋势的不同, 我们将常量元素分为 4 类: (1) Si 和 Na 的变化较为相似, 在下部是逐渐减小的, 在 185~170 cm (1955~1958 年左右)之间的波动较大, 在 110 cm 处突然增加, 之后在相对高位震荡变化, 在 110~70 cm (1972~1981 年)之间的波动较大, 在 26 cm (1996 年)处出现较大值. (2) Al, Mg, Fe, K, Mn, Ti 等元素在下段先增加后减少, 在 160 cm (1960 年左右)处达到最大值, 在 185~170 cm (1955~1958 年左右)和 140~110 cm (1965~1972 年左右)的波动相对较大, 在上段震荡增加, 在 110~70 cm (1972~1981 年左右)的波动较大, 70 cm 之上的波动相对较小, 只是在 26 cm (1996 年)处出现较小值. (3) Ca, P 含量呈现高低值交替出现的变化. Ca 在 160 cm (1960 年)出现最大值, 含量达到 4.5%, 其他层位波动较小; P 在 200 cm (1951 年)和 70 cm (1981 年)出现最大值, 含量为 0.09%左右, 而在 130, 90 和 80 cm 出现了较小值, 低于 0.075%, 在 30 cm 之上的含量较底层偏高. (4) S 的变化较为独特, 在整个沉积物中的含量先减小后逐渐增加, 波动不如上述元素大. 在 210 cm 以下含量较高, 在 210~180 cm (1949~1958 年左右)逐渐减小, 之后开始逐渐增加, 在 180~165 cm (1956~1959 年左右)的值较大, 最高达到 0.14%, 在 110 cm (1972 年)的含量也较高. 值得注意的是, S 的含量在 80 cm 之上(即 20 世纪 80 年代以来)增加的较为明显, 由当时的 0.09%左右迅速增大, 在 10 cm (2002 年左右)处

达到最大值 0.17%。

(ii) 微量元素记录. 图 4 所示为微量元素含量变化. 同样以 110 cm 为界分为上下二段, 微量元素也可以分为 4 类: (1) 所有的重金属元素和 Rb, Ga, Th 的含量变化类似, 与 Al 含量的变化较为一致, 在下半段先增加后减小, 同样在 160 cm (1960 年左右) 处达到最大值, 在上半段处于相对高位震荡, 在 95, 70, 22 cm 左右出现了较低值, 大部分的重金属元素 30 cm 以上(20 世纪 90 年代以来) 呈现较为明显的增加趋势. (2) Sr, Ba 和 Zr 等元素与 Si 的含量变化较为一致. Sr 在下半段先减小后增大, 在 160 cm 左右达到最小值 130×10^{-6} , 而在 165 cm 左右出现了较大值, 达到 170×10^{-6} 左右, 在上半段含量波动增大. Ba 的含量变化不大, 下段的含量较低. Zr 的下段逐渐减小, 110 cm 突然增大, 在上段含量较大, 略有波动. (3) Y 的

变化不大, 整段基本没有变化, 在 200 cm (1951 年) 和 70 cm (1981 年) 出现最大值, 为 30×10^{-6} 左右, 而在 190 cm 出现了较小值, 为 22×10^{-6} 左右. (4) Nb 元素含量在整段岩芯是逐渐增加的, 但也有不少的波动, 在下段先减小后增大, 195 cm (1952 年左右) 处的含量较高, 为 21.5×10^{-6} , 在 155 cm (1961 年左右) 处含量最低, 为 15×10^{-6} , 在上段 110 cm 处开始有所减小, 但在 90~60 cm (1976~1983 年左右) 含量较大, 到 60 cm 处又有所减小, 在 30 cm 以上(20 世纪 90 年代以来) 呈现较为明显的增加趋势, 最大值达到 25×10^{-6} .

3 讨论

本文试图通过对研究区元素地球化学的研究, 探讨沉积记录对人类活动(尤其是污染物质排放)的

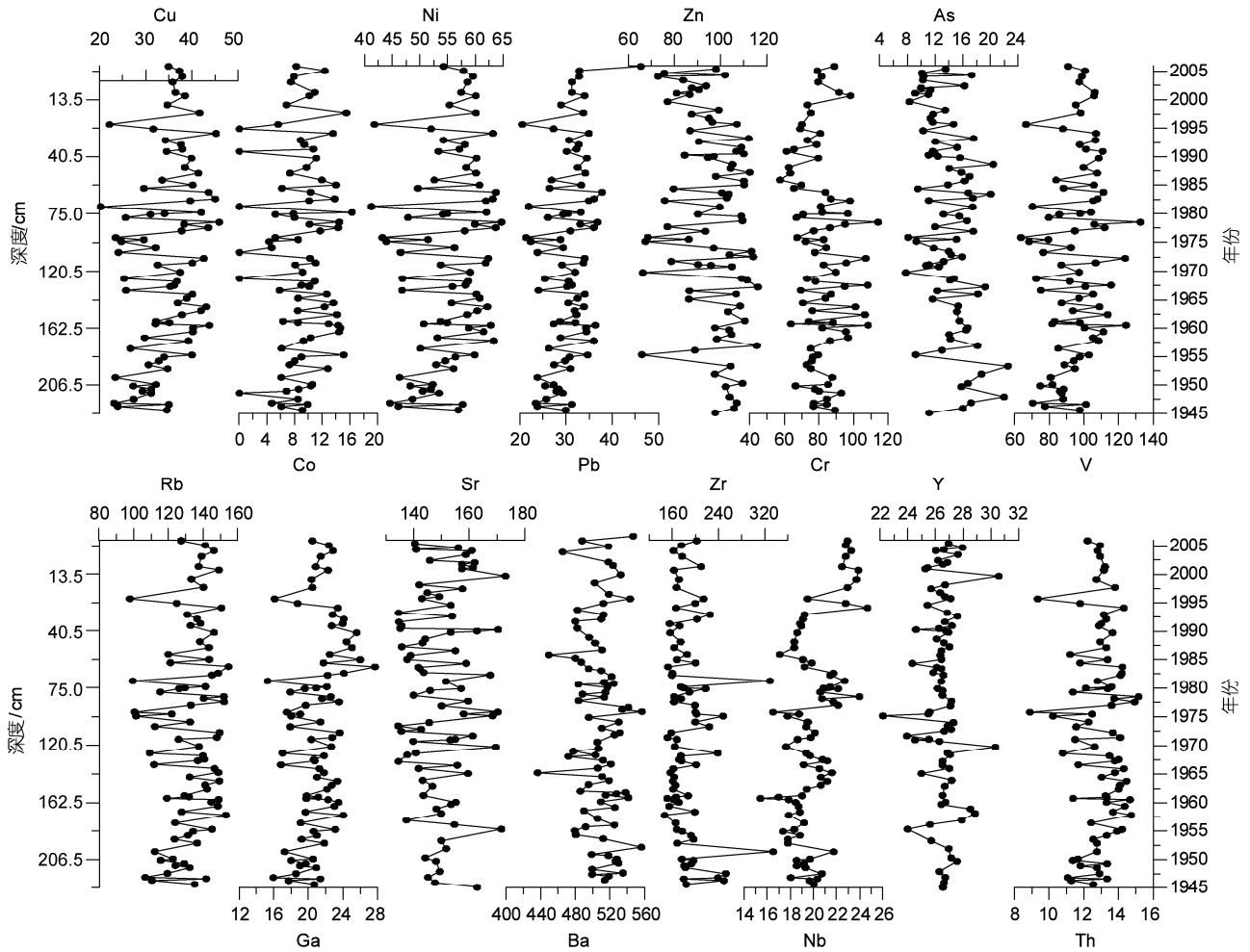


图 4 18 站微量元素含量变化($\times 10^{-6}$)

响应. 因此, 反映人类活动影响的替代指标的选择尤为重要. 传统意义上认为, 河口沉积物中的重金属元素蕴含许多有价值的地质和环境信息, 能较好地显示该地区的污染情况, 是开展地球化学研究和进行环境评价的基础资料^[5], 常作为反映人类活动影响的重要指标, 但它们主要以吸附态存在, 被各种黏土矿物及氧化物吸附, 受到粒级的显著制约. 通过与 Al 的比值计算, 可以大致消除粒度的影响, 因此本文将重金属与 Al 的比值变化作为参考指标进行研究.

为了进一步确定反映人类活动影响的元素组合, 探讨沉积记录对人类活动的响应, 本文进行了元素的相关性分析和因子分析.

3.1 元素相关性分析

本文对岩芯中常量、微量元素及平均粒径进行了相关性分析. 分析表明, P, S 和 Nb 与平均粒径的相关系数分别为-0.07, 0.01 和-0.04, 基本不存在相关性; Si, Na, Ca, Sr, Ba 和 Zr 之间具有较好的正相关, 且与平均粒径成明显的正相关, 相关系数多在 0.5 左右; 其余的元素之间都存在较好的正相关, 并与平均粒径成明显负相关, 大部分的相关系数在-0.45~-0.61 之间.

相关性分析显示大部分元素满足“粒度控制律”^[27], 表明它们受自然作用的影响更为显著. P, S 和 Nb 的含量受粒度的影响微小, 它们常与农业生产、燃烧过程^[28,29]和工业化工有关, 其含量常受到人类活动的显著影响.

3.2 R 型正交旋转因子分析

海洋沉积物元素含量变化的控制因素较多, 单一元素的含量变化具有多解性, 然而一定的元素组合却具有成因专属性, 因此具有物源或者沉积环境的指示意义. R 型因子分析是确定元素组合的一种有效方法, 可以更加直观、有效地将元素进行成因分类, 也便于讨论其整体变化特征.

在进行分析之前, 为了缩小常微量元素之间大小或者单位的差别, 减小分析误差, 对数据进行了正规化处理, 将所有的数据转化为 0~1 之间. 分析得到 4 个公因子, 方差总贡献为 81.732%, 基本上代表了沉积物的主要信息(表 1).

F1 的方差贡献率为 60.358%, 是影响元素含量变化的主导因素, 主要由 Si, Al, Fe, Mg, Mn, Na, K, Ti, V, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Sr, Ga, Rb, Th 和 Zr 等元素组成. 由前面的相关性分析可知, 这些元素均与平均粒径成明显的正相关或负相关, 因此 F1 因子反映了沉积物粒度大小的影响.

F2 的方差贡献率为 9.761%, 主要由 Ca, Sr 等元素组成. Ca 主要以碳酸盐的形式存在, 生物碎屑是其来源之一; Sr 主要存在于生物成因的碳酸盐物质中, 陆源成因中 Sr 的含量不足 20%^[30]; Ca, Sr 具有非常相似的地球化学行为. 因此 F2 反映了海洋生物过程的影响.

F3 的方差贡献率为 6.304%, 由 Zr, P 和 Y 组成, 这三者大都赋存于重矿物中而以碎屑态搬运, 在粗

表 1 18 站各元素的 R 型正交旋转因子载荷矩阵表

元素	因子载荷				元素	因子载荷			
	F1	F2	F3	F4		F1	F2	F3	F4
Si	-0.921	0.242	0.012	0.084	As	0.646	0.070	-0.015	0.621
Al	0.894	0.375	0.104	0.143	Sr	-0.781	-0.580	0.013	-0.045
Fe	0.959	0.235	0.059	0.088	Ga	0.878	0.131	0.029	0.020
Mg	0.926	0.019	0.072	0.173	Rb	0.944	0.274	0.043	0.120
Mn	0.862	0.006	0.027	0.047	Zr	-0.795	0.028	0.536	-0.078
Na	-0.639	-0.266	-0.059	0.008	Th	0.790	0.315	0.348	-0.002
K	0.937	0.260	0.067	0.168	Ca	-0.344	-0.900	-0.014	-0.140
Ti	0.649	0.545	0.436	0.069	P	0.010	-0.053	0.939	0.171
V	0.863	0.283	0.153	0.072	Y	0.143	0.126	0.940	-0.005
Cu	0.944	0.219	0.007	0.037	S	0.071	0.032	0.068	0.914
Ni	0.945	0.271	0.023	0.093	Nb	0.084	0.407	0.291	0.548
Pb	0.873	0.165	0.071	0.098	Ba	-0.283	-0.162	-0.044	-0.219
Zn	0.950	0.255	0.066	0.131	Cr	0.402	0.296	0.137	0.085

粒级中的质量分数要高于黏土粒级, 因而它们的分布受到水动力大小的影响. 另外 Zr, P, Y 分别主要赋存在锆石、磷灰石和磷钇矿中, 而长江中上游多发育与中酸性岩相关的各种矿产以及稀土矿床. 因而, 该因子反映了水动力和源区地质背景的综合影响.

F4 的方差贡献率为 5.309%, 由 S, As 和 Nb 组成. 我国主要的 SO₂ 污染源可归纳为硫酸厂尾气中排放的 SO₂、有色金属冶炼过程排放的 SO₂、燃煤烟气中的 SO₂ 等 3 个方面. 其中燃煤烟气中的 SO₂ 仍是污染的主要来源, 约占总量的 85%~90%^[28,29]. 人为活动是 As 的一个主要排放源. 在硫化物矿石的开采和冶炼、以及化工和燃煤的过程中, 均会产生大量的含 As 废水、废气和废渣. 大气中的 As 主要来源于煤的燃烧与矿石

的冶炼. 农业生产使用污水灌溉、工业污泥及含 As 肥料、农药等对 As 的排放也有较大贡献^[31]. As 作为常见的重金属元素, 已经引起人们的高度重视. Nb 常以铌酸盐的形式存在. 纯金属 Nb 在电子管中用来去除残留气体, 并广泛应用于冶金、钢铁等行业中, 还用于制造高温金属陶瓷. 因而 F4 反映了人类活动的影响.

为了进一步分析各因子在整个沉积过程中的变化情况及其对该站沉积过程的影响, 本文计算了 4 个因子的得分, 如图 5 所示. 前 3 个因子的得分存在着一定的波动, 但是总体上没有明显的增大和减小, 说明研究区近 60 年来自然过程的影响基本稳定; 但是因子 4 的得分增加的趋势非常明显, 表明人类活动的影响日益加剧.

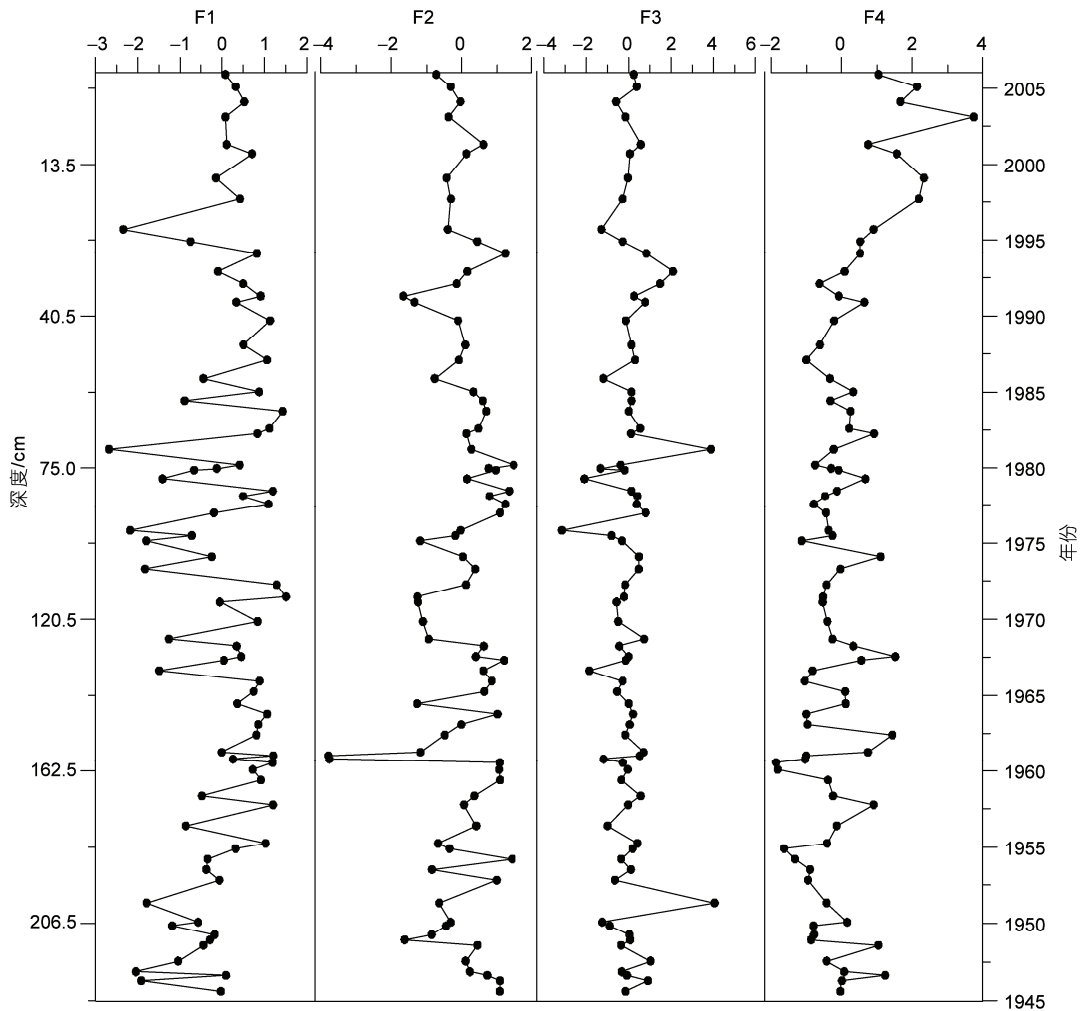


图 5 各因子得分变化

3.3 元素记录对人类活动的响应

通过相关性分析,可以得出研究区 S, P, Nb 等元素的含量变化受粒度影响较小,可能反映了人类活动的影响.而因子分析表明,P元素主要受到源区地质背景的影响,S, As, Nb 等元素组成的 F4 因子反映了人类活动的影响,其得分变化可以反映人类活动的强弱.因此本文综合相关性分析和因子分析的结果,以 F4 得分、S 和 Nb 含量、As(与 Al 的比值)的变化为主要参数,并将它们作为反映该区域人类活动影响程度的替代指标,同时参考了其余重金属元素的含量变化.

国内生产总值(GDP)常被公认为衡量国家经济状况的最佳指标,是人类活动改造自然和社会的定量化参数.近60年来我国经济建设取得了巨大的成就,GDP 整体上是增长的趋势.尤其是20世纪80,90年代以来 GDP 增长得尤为迅速.同时,经济的发展并不是一帆风顺的,中间有很多的波折,从各年的 GDP 增长率就能看出^[32].

将人类活动影响替代指标的变化与我国 GDP 的增长相比较,发现它们之间有较好的响应,各指标变化尤其是 F4 因子得分的变化与 GDP 增长率的变化非常吻合(见图 6).根据它们的波动情况,我们将其分为 5 个阶段:

(1) 第一阶段在 185 cm 之下(即 1955 年以前),各指标是逐渐减小的. F4 因子的得分在 1946 和 1948 年的分值在 1 左右,到了 1955 年则减小到了 -1.6. S, As 与 F4 因子得分的变化非常相似. Nb 在 1951 年达到最大值,之后开始减小.重金属元素在 1947 年之前的含量均较高,之后开始减小,并有一定的波动.

1945~1955 年处于全面的解放战争前夕到新中国成立后计划经济初步实施的阶段.战争使得工业生产逐渐趋于瘫痪乃至走向了崩溃.到了 1949 年,轻工业的生产比战前减少了 30%,重工业减少了 70%^[32].直到建国后,短期内工业经济仍较为落后,国家处于百废待兴的阶段,因此人类活动排放的污染物质也比较少. F4 因子得分和各指标在前期较高,1948 年后开始逐渐减小,与经济的发展和较为吻合.

(2) 第二阶段在 185~97 cm(即 1955~1975 年),各指标的值均较前期有所增大,但是波动较大. F4 因子的得分分别在 1957, 1962, 1967 和 1974 年前后出现较高值,分别为 0.9, 1.43, 1.5 和 1.1,而在 1960 年达到了最小值 -1.86. F4 的得分在 1963, 1965 和 1975 年前后

的值也较低,在 -1 左右. S 和 As 的变化与 F4 较为相似. Nb 的波动相对较小,但均在 1961 和 1969 年出现了较小值.重金属元素的波动较大,规律不是太明显,但多在 1957, 1961 和 1968 年前后出现较高值.

1955~1975 年处于新中国成立后计划经济实施的阶段,国民经济有了较好的发展但也经历了不少的挫折和冲击.在我国的“一五”期间,国家的经济得到了恢复和发展.到 1957 年工业总产值为 783.9 亿元,比 1953 年增长了 128.3%^[32].但之后,1958 年大跃进运动的兴起和 3 年严重的自然灾害导致了 20 世纪 60 年代初期国民经济陷入严重困难.到 1965 年,国民经济经过调整略微恢复后,又经历了“文化大革命”的 10 年浩劫,国民经济严重恶化^[32,33].这段时期内各指标的变化与经济发展的波动较为吻合,几乎所有的指标,尤其是 F4 因子的得分与我国 GDP 增长率的变化非常一致.

(3) 第三阶段在 97~47 cm(即 1975~1987 年),各指标的值波动较小,但整体上缓慢增大. F4 得分自 1976 年开始回升;到 1979 和 1982 年回升到 0.66 和 1 左右之后略有减小,但都大于 0;1986~1987 年减小到 -1 左右. S, As 的变化较为相似,且与 F4 因子的得分变化较一致. Nb 在 1977~1982 年的含量较高,最高值在 1978 年左右,1982 年开始逐渐降低,1987 年达到最低值.各种金属元素的含量也多在 1981 年出现较大值,之后开始有所减小.

这段时期对应于我国实行改革开放的时期,自党的十一届三中全会以来,我国经济的发展迎来了新的春天, GDP 开始逐年增长,污染物质的排放也不断增加,各指标在 1982 年出现了较大值.但在 20 世纪 80 年代中后期经历了加工业发展过快的新问题,使得经济发展又有所减缓.1985~1989 年 GDP 增长率不断降低,直到 1991 年经济经过调整才回到正常轨道^[32,33].加之当时长江中上游水土保持工作的开展,使得污染物质的输入随之减少,各指标在 1982~1987 年不断减小,在 1987 年达到最小值.

(4) 第四阶段在 47~7 cm(即 1987~2003 年),这段时间内各指标虽然有一些波动,但整体上都是快速增大的. F4 的得分由 -1 增加到 3.5; S 和 As 的变化与 F4 得分的变化一致; Nb 的含量在 1995 年之后增加的更为迅速;大部分的重金属元素的含量在这段时间内也均迅速增大.

这段时间是我国改革开放进一步深入、建立市场

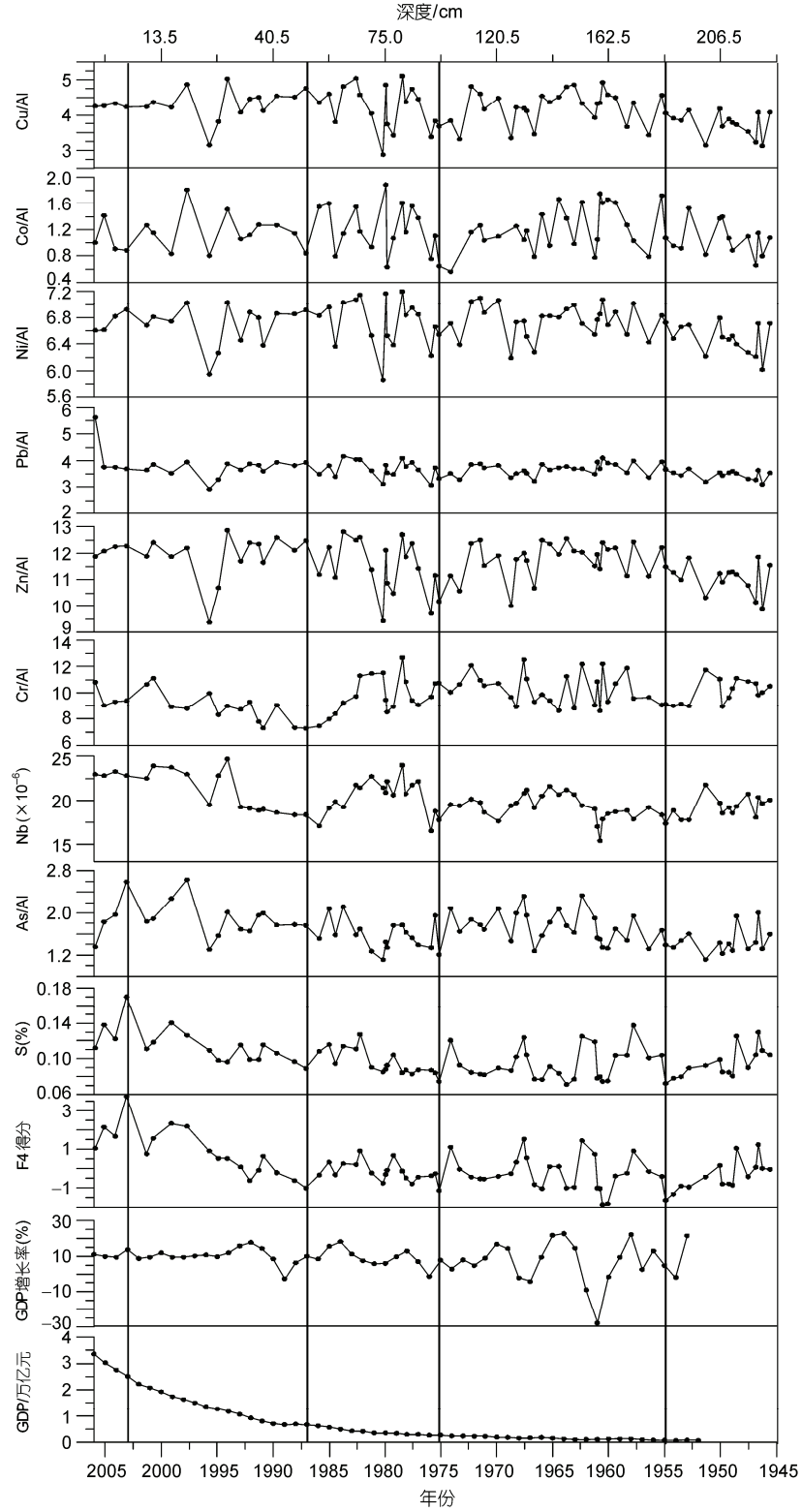


图6 受人类活动影响的各指标变化及其对我国 GDP 增长的响应
GDP 以 1950 年价格计算^[32]

经济的时期, 我国的经济建设在这段时间内取得了举世瞩目的成就, GDP 迅猛增长. 同时有机燃料大量燃烧, 工业废弃物大量排放, 使得人类生活迅速改善的同时环境也得到了急剧的恶化. 长江口地区也成为重金属元素的汇集区和赤潮灾害的频发区^[5-8], 各指标在这段时间内也迅速增大.

(5) 第五阶段在 7 cm 以上(即 2003~2006 年), F4 得分和 S, As 的含量开始有所减小. F4 的得分由 3.5 下降到 1 左右; Nb 的变化不是太明显; Zn, Ni 和 Cr 等重金属的含量也有所减小; 其余的重金属变化不大, 或增加, 或变缓.

近年来我国政府包括全世界都认识到环境恶化带来的严重后果, 不断出台措施控制污染物质的排放, 加强对环境的治理和保护, 使得近年污染物质的排放相对减少.

4 结论

(1) 元素含量的相关性分析和因子分析表明, 研究区沉积物中的 S, As, Nb 的含量及主因子 F4 受控于人类活动. 各指标尤其是 F4 因子得分的变化与我国 GDP 增长率的变化较为吻合, 体现了它们对人类活动的良好响应. 各指标可以联合作为替代指标, 反映人类活动强度在高沉积速率的河口沉积记录.

(2) 近 60 年来, 反映人类活动影响的各指标在整体上是逐渐增加的, 尤其是最近 20 年来增加的非常迅速. 以 185 cm (1955 年)、97 cm (1978 年)、47 cm (1992 年)和 7 cm (2003 年)为界可以将其变化分为 5 个阶段, 分别对应我国解放战争前夕到计划经济的初期阶段、计划经济的实施阶段、改革开放阶段、市场经济的建立阶段和 2003 年以来环境治理保护阶段.

参考文献

- Hori K, Saito Y, Zhao Q H, et al. Sedimentary facies and Holocene progradation rates of the Changjiang (Yangtze) delta, China. *Geomorphology*, 2001, 41: 233—248
- 赵华云, 戴仕宝, 杨世伦, 等. 流域人类活动对三角洲演变影响研究进展. *海洋科学*, 2007, 31: 83—87
- Gao S, Wang Y P. Changes in material fluxes from the Changjiang River and their implications on the adjoining continental shelf ecosystem. *Cont Shelf Res*, 2008, 28: 1490—1500
- Hao Y C, Guo Z G, Yang Z S, et al. Tracking historical lead pollution in the coastal area adjacent to the Yangtze River Estuary using lead isotopic compositions. *Environ Pollu*, 2008, 156: 1325—1331
- 孟翔, 刘苍宇, 程江. 长江口沉积物重金属元素地球化学特征及其底质环境评价. *海洋地质与第四纪地质*, 2003, 23: 37—43
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊, 等. 长江口区营养盐的分布特征及三峡工程对其影响. *海洋科学集刊*, 1992, 33: 107—129
- 叶仙森, 张勇, 项有堂, 等. 长江口海域营养盐的分布特征及其成因. *海洋通报*, 2000, 19: 89—92
- 叶属峰, 纪焕红, 曹恋, 等. 长江口海域赤潮成因及其防治对策. *海洋科学*, 2004, 28: 26—32
- 盛菊江, 范德江, 杨东方, 等. 长江口及其邻近海域沉积物重金属分布特征和环境质量评价. *环境科学*, 2008, 29: 2405—2412
- Milliman J D, Meade R H. World-wide delivery of river sediments to the ocean. *J Geol*, 1983, 91: 1—21
- Yang Z S, Wang H J, Saito Y, et al. Dam impacts on the Changjiang (Yangtze) River sediment discharge to the sea: The past 55 years and after the Three Gorges Dam. *Water Resour Res*, 2006, 42, doi: 10.1029/2005WR003970
- Guo Z G, Lin T, Zhang G. The sedimentary fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Yangtze River Estuary coastal sea for the past century. *Sci Total Environ*, 2007, 386: 33—41
- Chen Z, Song B, Wang Z, et al. Late Quaternary evolution of the subaqueous Yangtze Delta, China: Sedimentation, stratigraphy, paleontology and deformation. *Mar Geol*, 2000, 162: 423—441
- Su J L. Circulation dynamics of the China seas north of ¹⁸N coastal segment. In: Robinson A R, Brink K H, eds. *The Sea*. New York: John Wiley & Sons Inc, 1998. 483—505
- 范德江, 齐红艳, 徐琳. 长江水下三角洲浅表沉积层中的生物扰动构造. *海洋与湖沼*, 2008, 39: 577—584
- Folk R L, Ward W C. Brazos river bar: A study of significance of grain size parameters. *J Sediment Res*, 1957, 27: 3—26
- 夏威岚, 薛滨. 吉林小龙湾沉积速率的 ²¹⁰Pb 和 ¹³⁷Cs 年代学方法测定. *第四纪研究*, 2004, 24: 124—125
- 刘明, 范德江. 台式偏振 X 射线荧光光谱仪在海洋沉积物元素分析中的应用. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2009, 39(增刊 II): 421—427
- DeMaster D J, Mckee B A, Nittrouer C A, et al. Rates of sediment accumulation and particle reworking based on radiochemical measurements from continental shelf deposits in the East China Sea. *Cont Shelf Res*, 1985, 4: 143—158
- Huh C A, Su C C. Sedimentation dynamics in the East China Sea elucidated from ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs, and ^{239, 240}Pu. *Mar Geol*, 1999, 160: 183—196

- 21 范德江, 杨作升, 郭志刚. 中国陆架 ^{210}Pb 测年应用现状与思考. 地球科学进展, 2000, 15: 297—302
- 22 Robbins J A, Edgington D N. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs . *Geochim Cosmochim Acta*, 1975, 39: 285—304
- 23 Smith J N, Ellis K M. Transport mechanism for ^{210}Pb , ^{137}Cs and Pu fallout radionuclides through fluvial marine systems. *Geochim Cosmochim Acta*, 1984, 46: 941—954
- 24 夏小明, 谢钦春, 李炎, 等. 东海沿岸海底沉积物中的 $^{137}\text{Cs}/^{210}\text{Pb}$ 分布及其沉积环境解释. 东海海洋, 1999, 17: 20—27
- 25 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. 第四纪研究, 1999, 1: 73—79
- 26 万国江. ^{137}Cs 及 ^{210}Pb 方法湖泊沉积物计年研究新进展. 地球科学进展, 1995, 10: 188—192
- 27 赵一阳. 中国海大陆架沉积物地球化学的若干模式. 地质科学, 1983: 307—314
- 28 湛天兵, 武建军, 韩甲业. 燃煤污染现状及其治理技术综述. 煤, 2006, 15: 1—4
- 29 陈建平, 于向东. 煤炭燃烧产生 SO_x 的控制技术. 辽宁工程技术大学学报, 2003, 22: 60—61
- 30 赵一阳, 鄢明才. 中国浅海沉积物地球化学. 北京: 科学出版社, 1994
- 31 胡省英, 冉伟彦. 土壤环境中砷元素的生态效应. 物探与化探, 2006, 30: 83—86
- 32 萧国亮, 隋福民, 王花蕾. 中华人民共和国经济史. 北京: 华文出版社, 2004. 6
- 33 王询, 于秋华. 中国近现代经济史. 大连: 东北财经大学出版社, 2004. 11