

张鑫, 范德江, 程鹏, 等. 长江口及邻近海域现代生物扰动构造定量表征及影响因素[J]. 海洋学报, 2023, 45(10): 70–86, doi:10.12284/hyxb2023141

Zhang Xin, Fan Dejiang, Cheng Peng, et al. Quantitative characterization and influencing factors of modern bioturbation structure in the Changjiang River Estuary and its adjacent areas[J]. Haiyang Xuebao, 2023, 45(10): 70–86, doi:10.12284/hyxb2023141

长江口及邻近海域现代生物扰动构造 定量表征及影响因素

张鑫¹, 范德江^{1,2*}, 程鹏¹, 刘晓航¹, 郑世雯^{2,3}

(1. 中国海洋大学 海洋地球科学学院, 山东 青岛 266100; 2. 中国海洋大学 海底科学与探测技术教育部重点实验室, 山东 青岛 266100; 3. 中国海洋大学 海洋环境与工程学院, 山东 青岛 266100)

摘要: 生物扰动构造是表征海底环境状态的重要指标, 是古沉积环境重建的主要依据, 且它影响沉积物早期成岩作用以及物质的再分配, 成为百年尺度沉积记录解读的干扰因素。本文基于长江口及其邻近海域的 21 个站位的沉积物岩心, 利用高分辨 X 射线计算机断层扫描技术, 通过 matlab 的数据处理, 定性和定量表征了该区生物扰动构造, 分析了影响生物扰动构造的主要因素。研究表明: 长江口及邻近海域生物扰动构造较为发育, 从功能上划分为生物扩散构造、运输构造、交换构造和廊道扩散构造 4 种类型, 运输构造和廊道扩散构造常见; 生物扰动构造在岩心中分布形式多样, 包括指数衰减型、波动衰减型、均匀分布型、脉冲分布型等垂向分布形式; 扰动深度深浅不一, 多数在 20 cm 以内, 但也有超过 40 cm 者; 生物扰动构造空间上不均一, 长江口及内陆架较发育, 扰动构造体积在 0~13 972 mm³ 之间, 而苏北沿岸、中陆架则较少, 扰动构造体积在 351~3 212 mm³ 之间, 从岸向外生物扰动构造有减少趋势。生物扰动构造发育程度主要受底质类型、沉积速率制约, 黏土质粉砂以及适宜的沉积速率 (0.52~1.34 cm/a) 有利于生物扰动构造发育和保存。

关键词: 长江口及邻近海域; 生物扰动构造; 三维重建; 空间分布; 影响因素

中图分类号: P736.21

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2023)10-0070-17

1 引言

生物扰动构造是底栖生物在沉积物的表面和内部生命活动过程中形成痕迹, 生物扰动构造类型、多样性、强度和空间分布与底栖生物群落息息相关, 沉积环境发生改变时, 底栖生物能够应对环境改变做出相应的调整^[1-3], 因此生物扰动的变化特征、强度和幅度是判断沉积环境变迁和事件沉积过程的有力依据^[4]。底栖生物在摄食或运输沉积物过程中对沉积物造成的混合作用, 导致沉积物中的污染组分(如重金属、持久性有机污染物)以及营养盐、有机物等的再

分配影响沉积物环境质量^[5-9], 同时还能改变沉积物物理化学特性而对早期成岩过程造成影响^[10]。人类活动排放的放射性核素²¹⁰Pb 和¹³⁷Cs 常用作百年尺度沉积物定年的主要手段^[11-12], 而生物扰动作用会导致该类组分的垂向均匀化, 进而造成了测年数据的偏年轻结果^[13]。因此, 如何定量表征生物扰动构造成为沉积学研究的重要方向。目前生物扰动对沉积物及海洋环境的影响在海洋研究中不断得到重视^[14], 而计算机 X 射线断层扫描技术(CT)的发展则为定量研究生物扰动构造提供了新的手段, 其能够对沉积物柱状样品进行非破坏性精细扫描, 从而获得生物洞穴的结构

收稿日期: 2023-02-16; 修订日期: 2023-05-12。

基金项目: 国家自然科学基金项目(42176077)。

作者简介: 张鑫(1997—), 男, 山东省潍坊市人, 主要从事海洋沉积学研究。E-mail: zhangxin8848@163.com

* 通信作者: 范德江, 博士生导师, 教授, 主要从事海洋沉积学和沉积地球化学研究。E-mail: djfan@ouc.edu.cn

信息^[15-16]。

长江口及邻近海域底栖生物众多^[17-18],前人研究发现在该处沉积物中生物扰动构造较为发育^[19],因而是研究现代生物扰动构造的理想海域。为此,本文选取长江口及其邻近海域纵横方向上的两个典型断面,尝试利用高分辨CT技术获取生物扰动构造信息并对其开展定量和定性分析,探索影响生物扰动的构造的可能影响因素,为该区沉积作用和底质环境评价提供参考。

2 研究区概况

研究区包括苏北沿岸、长江口、浙闽沿岸海域,由北向南经过长江水下三角洲、浙闽内陆架泥质沉积区和部分陆架沉积^[20-21]。整个区域的表层沉积物总体上偏细,以黏土质粉砂为主,少数站位由粉砂、砂构成。其中,长江水下三角洲发育三角洲前缘、前三三角洲等亚环境^[22-23];从海岸向海方向包括内陆架泥质沉积、过渡带和中陆架沉积^[24-25]。长江是影响该海域沉积作用的重要因素,其带来大量的入海淡

水和沉积物,同时带来丰富的营养物质^[26]。长江冲淡水、浙闽沿岸流、台湾暖流等构成了复杂的近海环流体系,在沉积物和营养物质交换和输送上起到重要作用^[27-28]。

长江口及浙闽沿岸的底栖生物主要为多毛类、甲壳类、棘皮类、软体动物,优势种为多毛类^[17-18, 29-30],各类底栖生物种类长江口最多,杭州湾最少^[29]。

3 样品采集和研究方法

3.1 样品采集

本研究样品采集于长江口及其邻近海域,分别由“润江1”号调查船在2019年7月、“蓝海101”号科考船在2019年10月、“向阳红18”号科考船在2020年10月3次科考航次中采集,总共获得21根插管样品。采样方式均为在箱式采样器从海底采完样品后,再利用PVC管进行插管采样,使用长度为50 cm、内径为7.5 cm的PVC材质的空心圆管进行采样,随后用脱脂棉和胶带密封,放入低温冷库保存。各站位分布见图1,站位信息见表1。

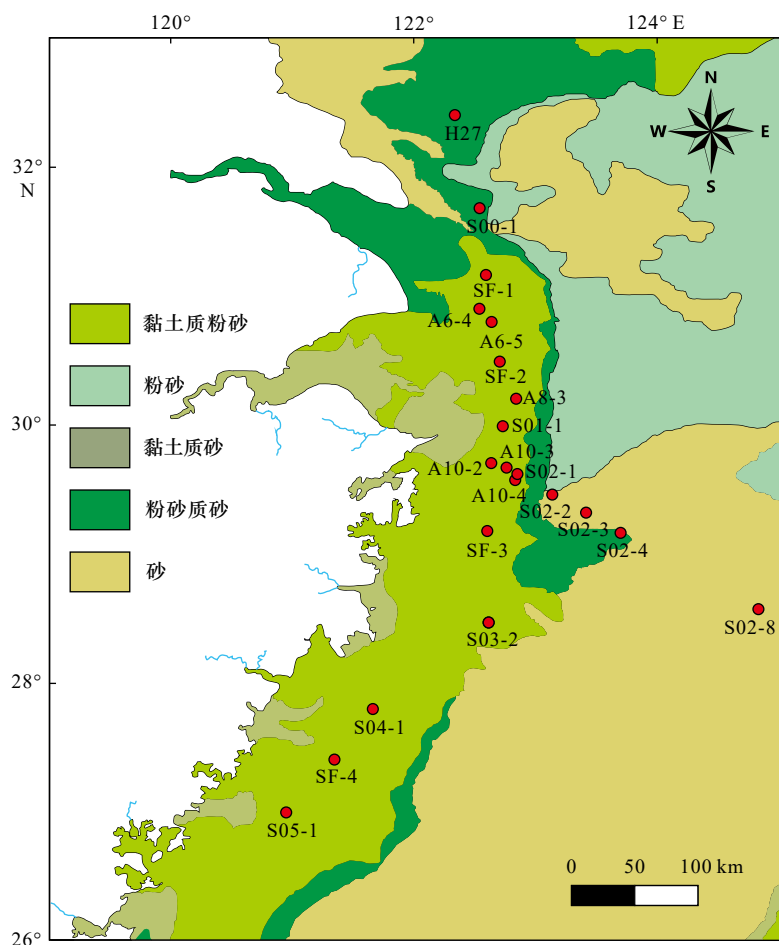


图1 长江口及邻近海域底质类型和采样站位

Fig. 1 The surface sediment type distribution and sampling sites in the Changjiang River Estuary and its adjacent areas

红色标识为采样站位,表层沉积物数据来源于文献^[31]

The red marks indicate sampling stations, and surface sediment distribution data were cited from reference^[31]

表 1 沉积物岩心站位信息
Table 1 Information for the sediment cores

站位	纬度	经度	科考船	岩心长度/cm	水深/m	取样时间
H27	32.40°N	122.30°E	“蓝海101”号	30	25	2019年10月
A6-4	30.90°N	122.50°E	“润江1”号	38	16.3	2019年7月
A6-5	30.80°N	122.60°E	“润江1”号	46	20.8	2019年7月
A8-3	30.20°N	122.80°E	“润江1”号	39	35.5	2019年7月
A10-2	29.70°N	122.60°E	“润江1”号	26	30.1	2019年7月
A10-3	29.67°N	122.73°E	“润江1”号	33.8	44.7	2019年7月
A10-4	29.60°N	122.80°E	“润江1”号	42	48	2019年7月
S00-1	31.69°N	122.50°E	“向阳红18”号	23.6	24.5	2020年10月
S01-1	29.99°N	122.69°E	“向阳红18”号	3.6	37	2020年10月
S02-1	29.62°N	122.81°E	“向阳红18”号	36.4	46.6	2020年10月
S02-2	29.47°N	123.09°E	“向阳红18”号	43	58.1	2020年10月
S02-3	29.32°N	123.37°E	“向阳红18”号	31	73.4	2020年10月
S02-4	29.17°N	123.65°E	“向阳红18”号	35.4	75.3	2020年10月
S02-8	28.57°N	124.78°E	“向阳红18”号	21.9	98.8	2020年10月
S03-2	28.47°N	122.58°E	“向阳红18”号	33	71.3	2020年10月
S04-1	27.80°N	121.63°E	“向阳红18”号	39.9	30.3	2020年10月
S05-1	27.00°N	120.93°E	“向阳红18”号	44.8	41.9	2020年10月
SF-1	31.17°N	122.56°E	“向阳红18”号	49	24.6	2020年10月
SF-2	30.49°N	122.67°E	“向阳红18”号	31	35	2020年10月
SF-3	29.17°N	122.57°E	“向阳红18”号	40.1	44.4	2020年10月
SF-4	27.41°N	121.32°E	“向阳红18”号	40.1	41.4	2020年10月

3.2 生物扰动构造三维重建和参数计算

航次结束后,及时把所采集的沉积物岩心进行计算机断层扫描。使用美国 GE 公司生产的 64 排 128 层螺旋 GE OPTIMA600CT 仪器进行 CT 扫描测试,工作环境为 120 kVp, 50 mA。扫描方式为平扫,扫描间隔为 0.625 mm。扫描完成后获取 DICOM 格式的 CT 数据,单位为亨斯菲尔德单位(Hounsfield, HU)。CT 数值是通过 X 射线在物质中的衰减系数计算所得^[32],计算公式如下:

$$HU = \left(\frac{\mu - \mu_{\text{water}}}{\mu_{\text{water}}} \right) \times 1000, \quad (1)$$

式中, μ 是 X 射线的线性衰减系数(单位: cm^{-1}); μ_{water} 是 X 射线在水中的衰减系数(单位: cm^{-1})^[33]; HU 为所测物质的 CT 值。根据式(1)可知水的 HU 值为 0,同时由于空气的衰减系数 μ 为 0,便得到空气的 CT 值为 -1 000。不同物质具有不同的 CT 值,进而可以区

分不同的物质和成分。

对获取的 CT 数据进行了处理和生物扰动构造重建。使用 imageJ 软件可以获取数据的扫描时间、扫描层数、扫描间隔、所需图像范围的坐标信息等数据;再通过 python 编程获取 .mat 矩阵数据,在 matlab 中进一步处理,除去沉积物岩心外的区域。随后对样品的信息进行阈值分割,获取生物扰动区域信息。将分割后的数据三维矩阵进行二值化处理(0 代表非生物扰动体素,1 代表生物扰动体素),获取三维二值矩阵。使用三维 26 邻域搜索算法进行连通域分析,删除体素数较少的连通域,获取更加准确的生物扰动构造三维信息。计算每一 CT 扫描层的生物扰动面积,公式如下:

$$S = \frac{m_{\text{bi}}}{M} \times a^2, \quad (2)$$

式中, S 为计算所得生物扰动面积; m_{bi} 为每层的生物扰动像素数; M 为圆形样品区域所在矩阵区域的总像素数; a 为样品区域所在矩阵区域的边长,边长为沉

积物柱状样品的直径(包含PVC外壳),为7.7 cm。由于CT扫描层(CT纵向分辨率)已知,依据积分的思想计算每一层生物扰动构造体积,可以获得整个沉积物样品的生物扰动构造体积,甚至将每个生物扰动构造分割出来可以计算每个生物扰动构造体积,进而可以获得生物扰动随深度的变化。体积计算公式如下:

$$V = S \times h = \frac{m_{BI}}{M} \times a^2 \times h, \quad (3)$$

式中, V 为计算所得每一层生物扰动构造体积,可利用扰动构造体积来代指扰动强度; h 为CT扫描的间隔。

3.3 沉积物粒度分析

选取10根沉积物岩心进行粒度测试,取样间隔为0.25 cm,共测试了1447个沉积物粒度样品。对沉积物进行前处理,将离心瓶用蒸馏水清洗干净,加入1 g左右的沉积物样品,为去除样品中的有机质,随后加入5 mL 30%的过氧化氢溶液,静置24 h直至不产生气泡;上机测试前加入3 mL 0.5 mol/L的六偏磷酸钠溶液并进行30 min超声,以使沉积物混合均匀。粒度测试仪器为Mastersizer3000(UK)型激光粒度分析仪,测量范围为0.01~2 000 μm ,测量误差在3%以内。沉积物粒度分级采用“伍登-温德华”标准,并使用矩阵法公式进行粒度参数计算。

为了解沉积物粒度与CT值之间的关系,将沉积物岩心的粒度数据和参数与对应层位的CT值数据进行相关分析,显示两者之间存在较好的对数关系(图2a),即

$$\text{HU} = 161.700 \ln(L) + 423.108, \quad (4)$$

式中, L 代表沉积物的平均粒径;HU代表对应粒度层位的平均CT值。相关系数(R^2)为0.48,相关性中等。方差分析显示 P 值小于0.01,表明在0.01的置信水平下回归模型显著。如图2所示,随着沉积物平均粒径的增大,平均CT值会以对数型上升,这与前人

得到的粒度与HU的关系相符^[16]。利用该公式,可以依据沉积物的HU值反推该层的沉积物粒度,即

$$L = 1.087e^{0.0003\text{HU}}. \quad (5)$$

通过公式反演完成粒径测试估算,图2b中显示实测粒径与反演粒径之间相关系数为0.50。图2c显示平均粒径大于20 μm 时,预测的沉积物粒径准确率明显降低,同时实测粒径中小于20 μm 的样本量为1 023,超过总样品量的70%。

4 研究结果

4.1 岩心沉积物粒度组成

长江口及邻近海域沉积物类型以黏土质粉砂为主,但也包含了砂质粉沙、粉砂质黏土等类型。为了方便描述,将沉积物粒级构成相同或者相似的岩心归成一组,共分成了3组,即粉砂-砂质沉积物为主的岩心组、粉砂质沉积物为主的岩心组和黏土质粉砂沉积物为主的岩心组。各组岩心的粒级特征描述如下:

(1)粉砂-砂质沉积物为主的岩心组:该组岩心以沉积物粒径较粗、砂粒级含量较高为特点。沉积物的砂含量在30%~50%之间,粉砂含量在30%~50%之间,黏土含量在16%~28%之间;该组岩心粒级组成在垂向上相对稳定,如站位S02-2、S02-3岩心,但也有垂向上出现粉砂质黏土的细颗粒沉积物夹层,如站位A10-4岩心(图3)。该类沉积物岩心出现于中陆架及内陆架、中陆架的过渡处。

(2)粉砂质沉积物为主的岩心组:该组岩心以沉积物粒径中等、粉砂粒级含量较高为特点。沉积物的砂含量为9%~20%之间,粉砂含量为62%~70%之间,黏土含量为14%~22%之间;该组岩心粒级组成在垂向上粒径变化较大,砂质含量存在波动,在深度5 cm处砂质沉积物含量逐渐开始升高(图4)。该

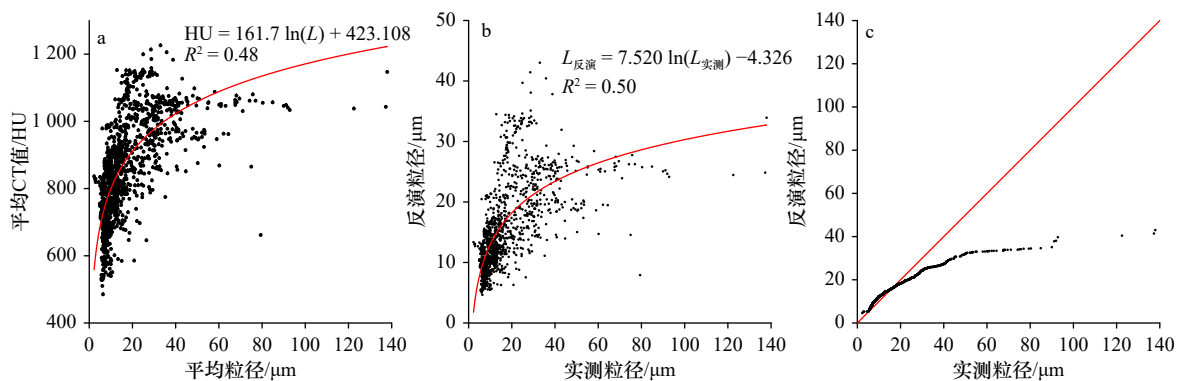


图2 平均粒径与CT的相关性(a)、实测粒径与反演粒径的相关性(b)和实测粒径和反演粒径的Q-Q图(c)

Fig. 2 Correlation diagram between average particle size and CT (a), correlation diagram between measured particle size and inverted particle size (b), and Q-Q diagram between measured particle size and inverted particle size (c)

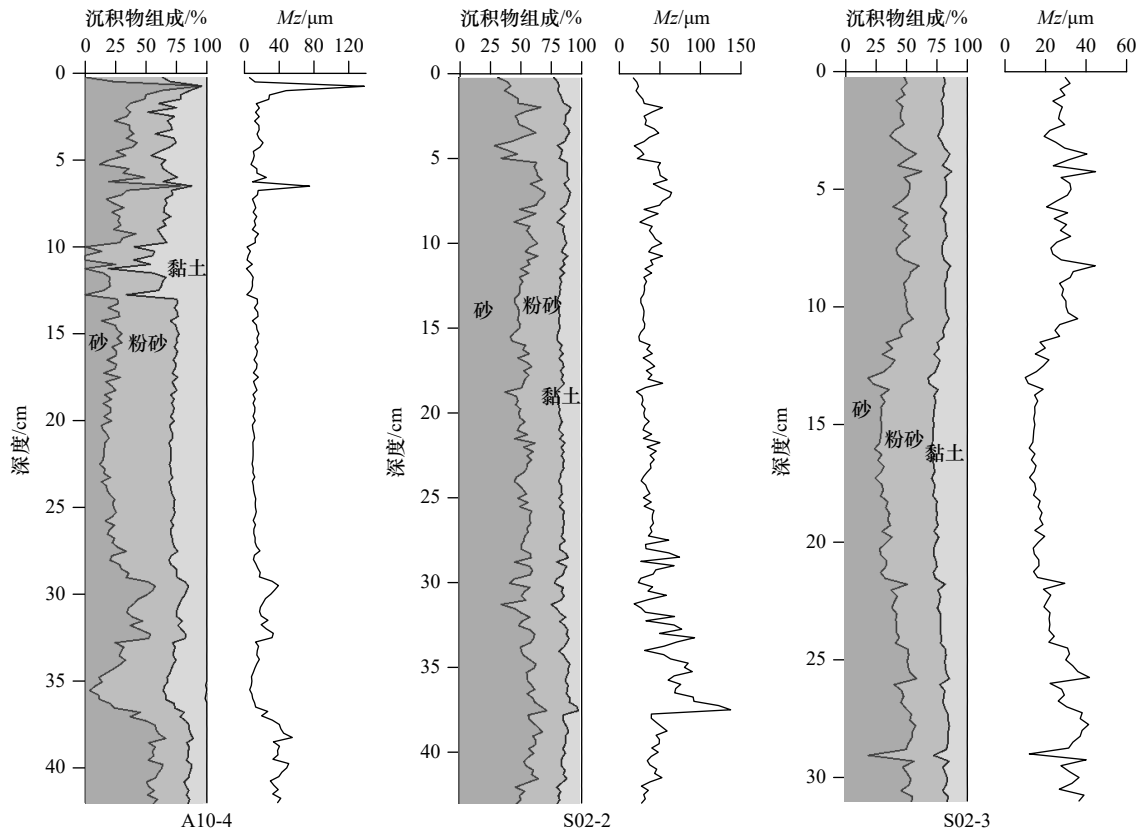


图3 粉砂-砂质沉积物为主的岩心粒级组成

Fig. 3 Composition of grain size of the cores mainly composed by silty-sandy sediments

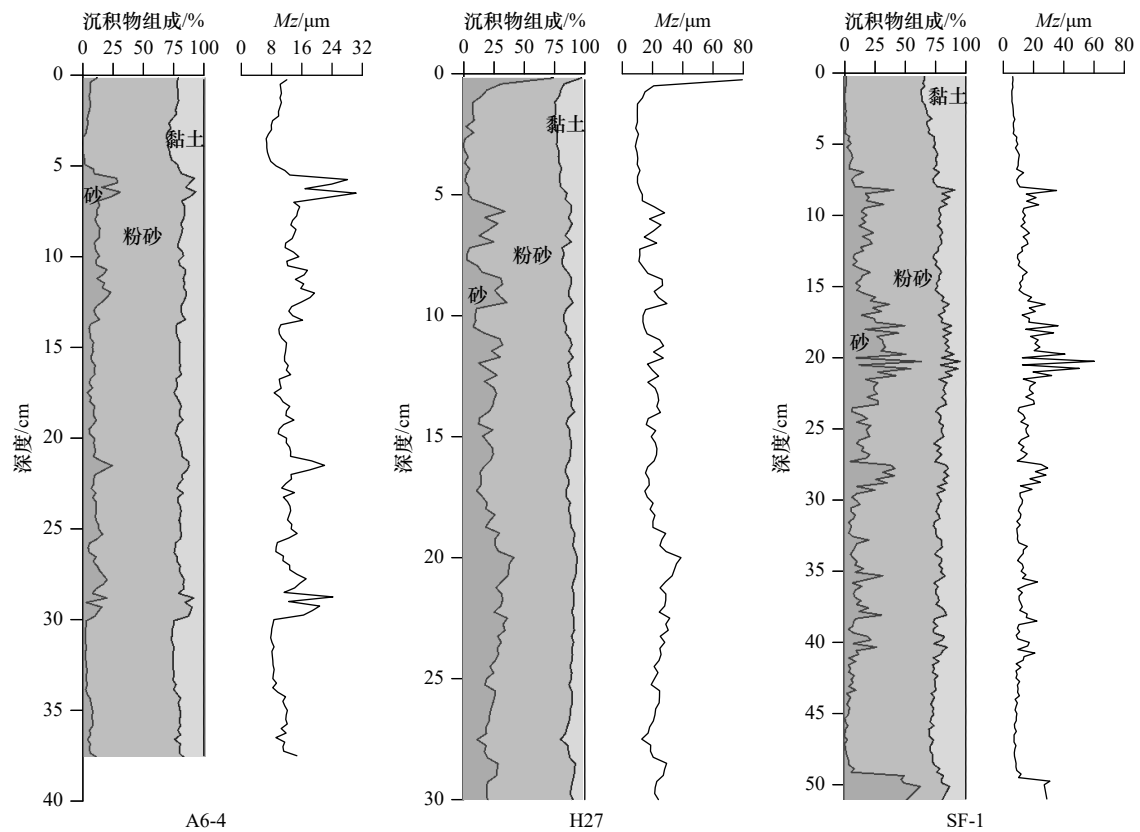


图4 粉砂质沉积物为主的岩心粒级组成

Fig. 4 Composition of grain size of the cores mainly composed by silty sediment

类沉积物岩心主要见于长江水下三角洲。

(3)黏土质粉砂沉积物为主的岩心组:该组岩心以沉积物粒径最细、黏土粒级含量较高,几乎不含砂质沉积物为特点。沉积物的砂含量在0.02%~3%之间,粉砂含量在62%~74%之间,黏土含量在22%~34%之间;该组岩心粒级组成在垂向上各类型沉积物相较于前两类岩心组更加稳定,砂、粉砂、黏土3类沉积物之间的相对含量变化不大,但也有垂向上出现砂质粗颗粒沉积物夹层,如站位A8-3、SF-2岩心(图5)。该类沉积物岩心主要分布在长江口泥质区、内陆架泥质区。

(4)根据平均CT值与平均粒径之间的回归关系预测沉积物的平均粒径,随后根据沉积粒径划分3组:平均粒径大于20 μm 的岩心,该类岩心粒径较大,均位于泥质沉积区之外;平均粒径介于10~20 μm 的岩心,该类岩心均位于泥质沉积区内,沉积物平均粒径较为中等,如站位A6-5岩心位于长江口南部,站位A10-3、S01-1、S02-1岩心位于浙江沿岸北部;平均粒径小于10 μm 的岩心,该类岩心的沉积物粒径较细,且均位于浙闽泥质沉积区之内(图6)。

图2c显示当真实粒径大于20 μm 时,预测的沉积物粒径准确性降低,说明CT值较高(即沉积物密度较大)预测粒径时准确率较低,对沉积物粒径突变的反应灵敏度较小。

4.2 生物扰动构造特征

4.2.1 长江口及邻近海域生物扰动构造分类和主要类型

按照生物扰动对底层环境的利用和对沉积物的作用将生物扰动划分为不同的功能组,可以反映底栖生物与沉积物的混合模式^[34-38]。按照前人的研究,可将功能群划分为5种,包括生物扩散群(biodiffusers group)、运输群(conveyors group)、反向运输群(inverse conveyors group)、交换群(regenerator group)和廊道扩散群(gallery-diffuser group)^[38],所对应的生物扰动构造分别为生物扩散构造、运输构造、反向运输构造、交换构造和廊道扩散构造(图7)。生物扩散群能够对沉积物进行随机方式的运输,包括双壳类和端足类,在三维图像上表现为体积较大的单个洞穴为主,例如站位A6-5、S03-2岩心中的横向分布的生物扩散群;运输群在沉积物中头部朝下,躯干垂直,通过生物的内脏把沉积物从下层运输到上层,典型生物为多毛类的沙蚕;反向运输群头部朝上,躯干垂直,通过内脏把沉积物上层运输到下层;交换群的洞穴较大,且分布于沉积层顶部,它们将大量沉积物运输到沉积物水界面以上,能够造成较强的生物扩散,洞穴被遗弃后可能会被外来沉积物所充填,典型物种为蟹;廊道扩散群的洞穴通常在沉积层顶部组成复杂连通的洞穴网络,能够进行生物灌溉等作用,典型生物为多毛类沙蚕。

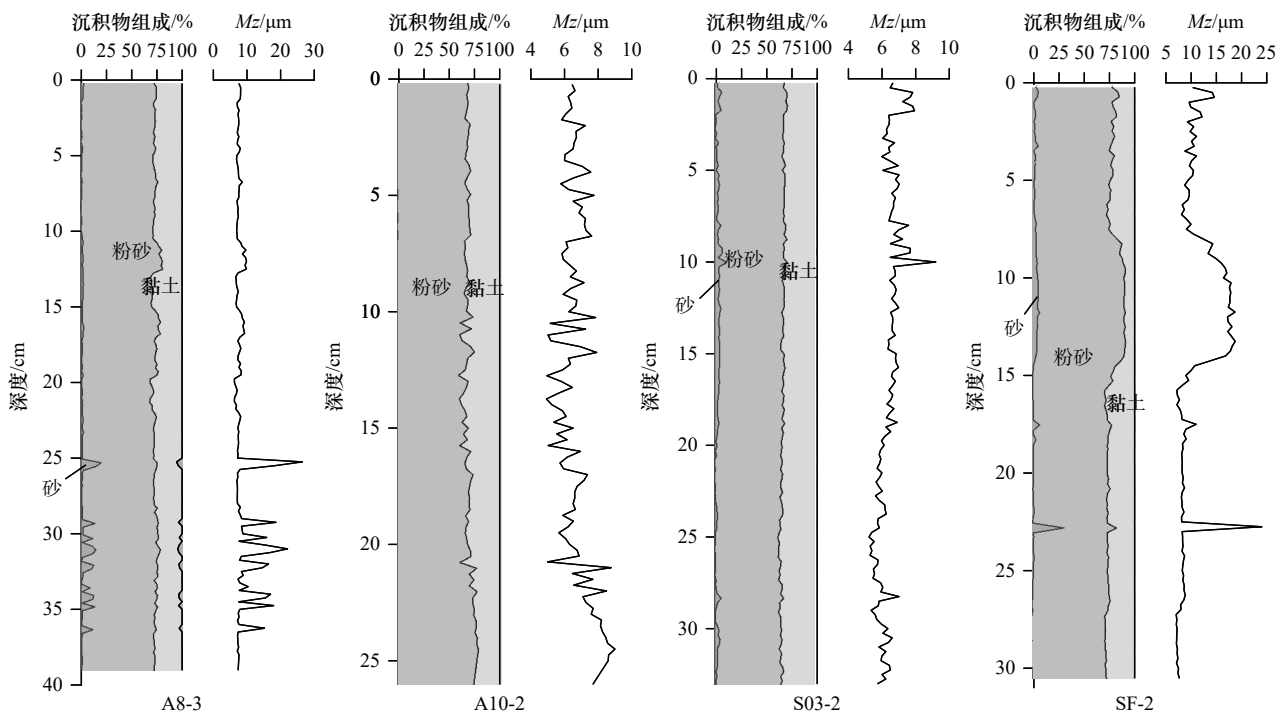


图5 黏土质粉砂沉积物为主的岩心粒级组成

Fig. 5 Composition of grain size of the cores mainly composed by clayey siltstone

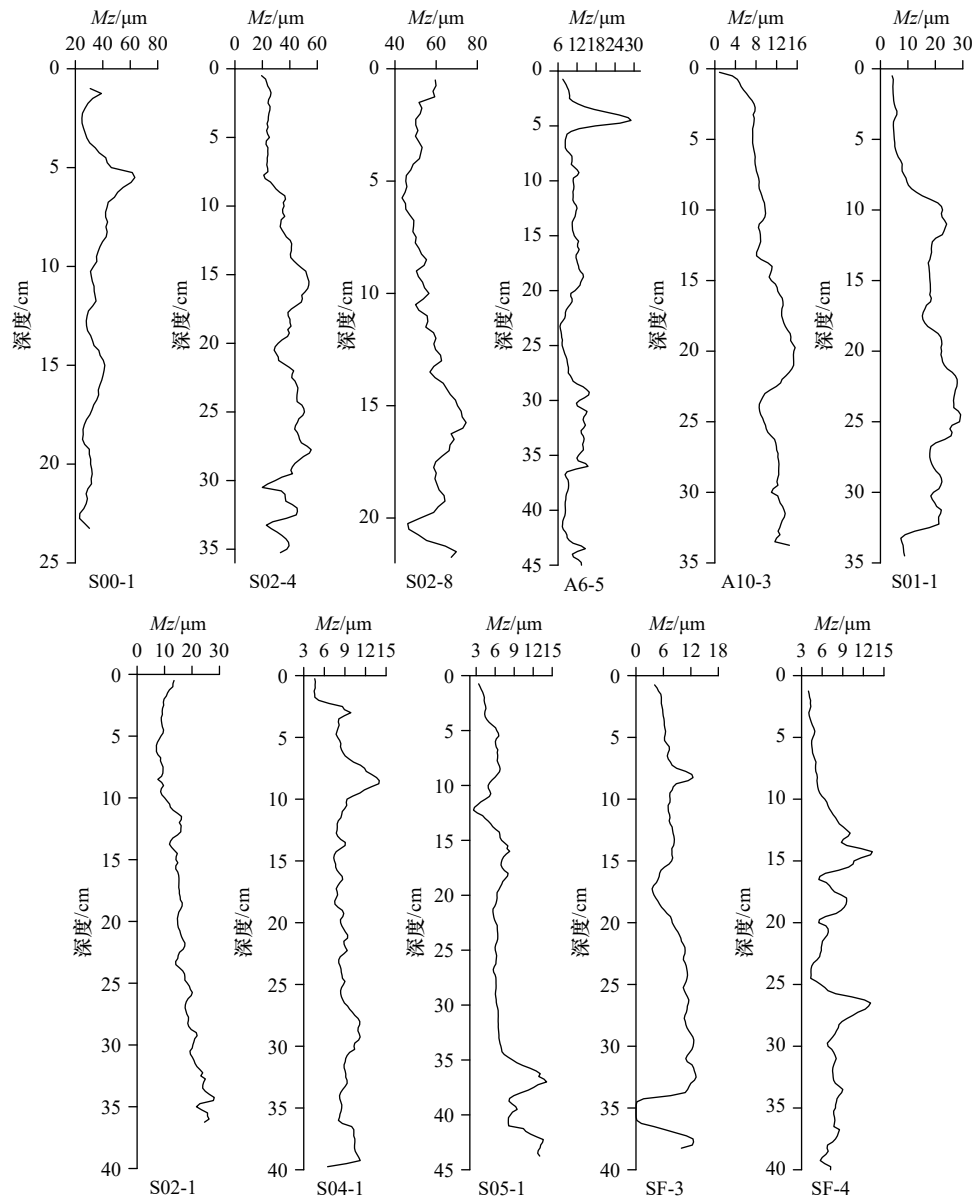


图 6 预测的沉积物岩心粒径特征

Fig. 6 The predicted grain sizes of the sediment cores

站位 S00-1、S02-4、S02-8 岩心沉积物平均粒径大于 $20\ \mu\text{m}$ ；站位 A6-5、A10-3、S01-1、S02-1 岩心沉积物平均粒径介于 $10\text{--}20\ \mu\text{m}$ 之间；站位

S04-1、S05-1、SF-3、SF-4 岩心沉积物平均粒径小于 $10\ \mu\text{m}$

The cores with mean grain sizes larger than $20\ \mu\text{m}$ include S00-1, S02-4, and S02-8; the cores with mean grain sizes from $10\ \mu\text{m}$ to $20\ \mu\text{m}$ include A6-5, A10-3,

S01-1, and S02-1; the cores with mean grain sizes less than $10\ \mu\text{m}$ include S04-1, S05-1, SF-3, and SF-4

海洋中最常见的穴居动物类型是多毛类、双壳类、甲壳类，每种生物扰动的功能群在物种上没有明确的区分，由于沉积环境条件的差异，同种物种可能形成不同的洞穴类型^[39]，因此同种生物可能组成了不同的功能组。例如多毛纲中的沙蚕，活动能力弱时可能组成运输群，活动能力强时可能形成洞穴系统，组成廊道扩散群。而运输群与反向运输群的形态相似，在三维图像上不能准确区分，故本文将这两类归为一类进行分析。不同功能生物扰动构造在大小、形态

和沉积物中的分布不同，见表 2。

4.2.2 长江口及邻近海域生物扰动构造垂向分布特征

根据岩心生物扰动三维成像，不同岩心之间存在不同的生物扰动分布特征，根据生物扰动随深度增加的变化可将垂向分布进行分组，其中，站位 A10-2 岩心无生物扰动发育，其他岩心均有生物扰动分布，可分为指数衰减型、波动衰减型、均匀分布型和脉冲分布型等垂向发育和分布形式。

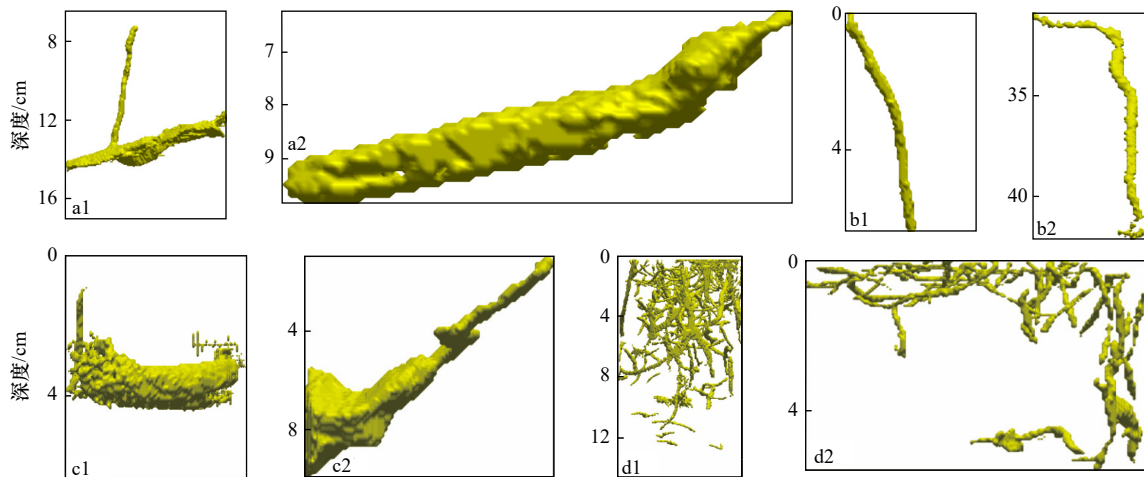


图7 典型生物扰动类型

Fig. 7 Typical bioturbation types

a. 生物扩散构造; b. 运输构造; c. 交换构造; d. 廊道扩散构造

a. Biodiffusor structure; b. conveyor structure; c. regenerator structure; d. gallery-diffusor structure

表2 各类型生物扰动构造特征

Table 2 Characteristics of various types of bioturbation structures

生物扰动	最大长度/cm	最大直径/cm	形态	分布粒径/ μm	分布深度/cm
生物扩散构造	10.00	1.75	长柱状、短柱状	9.10~18.70	0~13.00
运输构造	10.00	1.00	I型、螺旋型	7.40~25.80	0~43.50
交换构造	5.70	1.52	短柱状、U型	5.70~22.80	0~4.50
廊道扩散构造	17.50	1.25	根系状、Y型、8字型	7.30~39.50	0~18.80

(1) 指数衰减型: 该类岩心生物扰动构造主要分布于上部 10 cm 以上的沉积物中, 并随着深度的增加, 生物扰动呈现似指数型减少至消失。该类岩心的生物扰动主要由发育在顶部的根系状廊道扩散构造组成, 随深度增加, 生物扰动发育体积迅速减小, 典型岩心的三维成像和垂向分布如图 8 所示。该分布形式整体的生物扰动构造体积介于 $2\ 147 \sim 13\ 298\ \text{mm}^3$ 之间。

(2) 波动衰减型: 该类岩心生物扰动在较大深度范围内均有分布, 从顶部向下呈波动式缓慢衰减状态。生物扰动构造出现了廊道扩散构造、生物扩散构造、运输构造等类型, 相对于指数衰减型岩心, 生物扩散构造和运输构造明显增加(图 9)。整体的生物扰动构造体积介于 $1\ 138 \sim 12\ 509\ \text{mm}^3$ 之间, 稍低于指数衰减型。

(3) 脉冲分布型: 该类岩心的生物扰动构造出现层位不固定, 廊道扩散构造出现在顶部, 运输构造在整个岩心区域随机出现, 而且运输构造成为主导, 造成生物扰动构造体积曲线呈现脉冲式分布(图 10)。生物扰动强度不均匀, 整体的生物扰动构造体积介

于 $350 \sim 10\ 765\ \text{mm}^3$ 之间。

(4) 均匀分布型: 该类岩心的生物扰动构造在岩心中虽然有波动, 但是在整个岩心深度范围内都可见, 随深度变化未见明显的差别(图 11)。该类岩心的生物扰动构造多为运输构造, 整体的生物扰动构造体积介于 $4\ 370 \sim 13\ 972\ \text{mm}^3$ 之间, 稍高于指数衰减型。

4.2.3 沿岸断面生物扰动构造发育特征

沿岸断面的扰动构造发育差别较大, 各站位的生物扰动构造体积和扰动深度不尽相同, 同时生物扰动类型也各具特征。苏北-长江口-浙闽沿岸断面的生物扰动构造见图 12, 依据该断面上生物扰动构造发育程度、垂向分布特征等的差异, 分成 3 个区域: 苏北沿岸、长江口水下三角洲、浙闽泥质区。

苏北沿岸流发育的海域, 包括 H27 和 S00-1 两个站位, 生物扰动构造发育弱, 垂向上呈现脉冲式分布, 生物扰动构造发育深度通常小于 20 cm。生物扰动类型主要为廊道扩散构造、生物运输构造, 前者主要见于岩心顶部, 而后者则见于岩心中间。

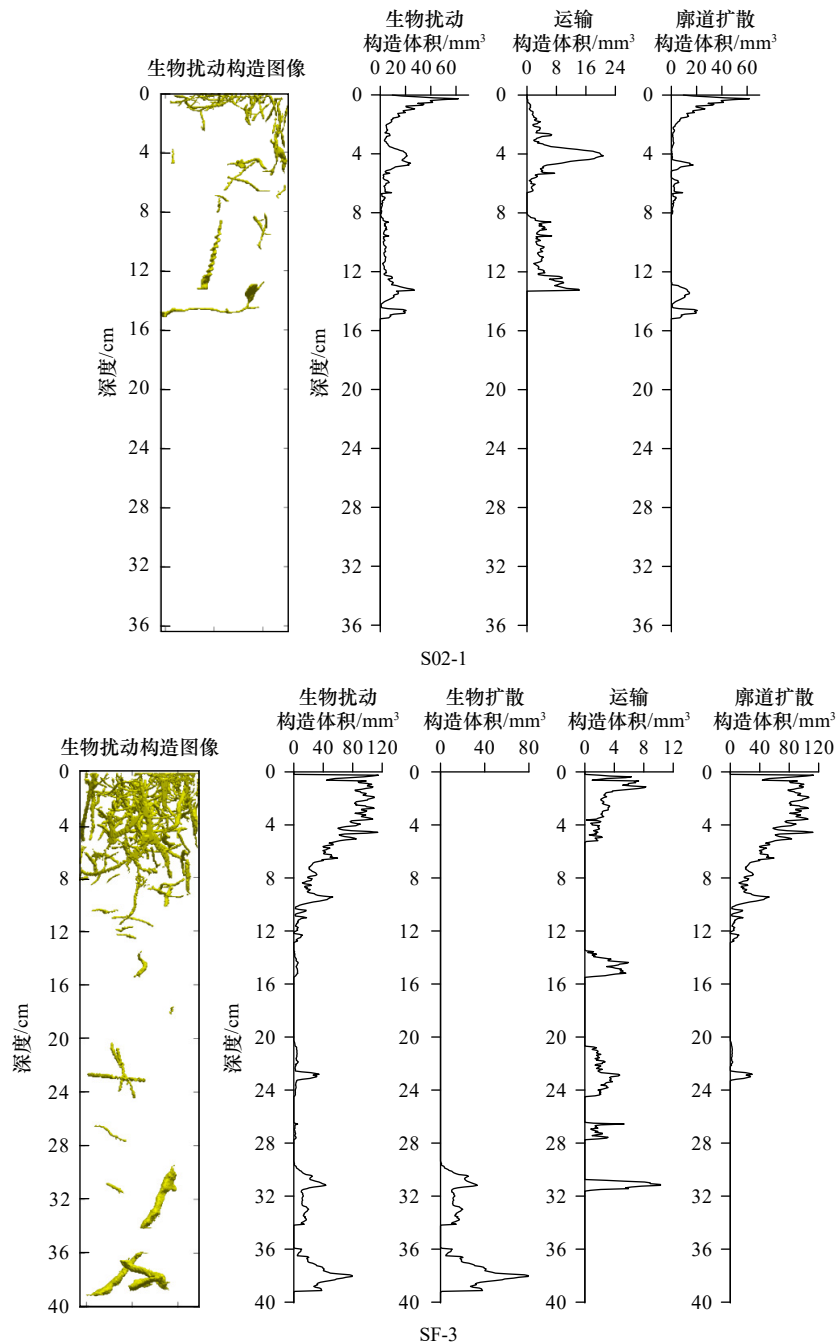


图 8 指数衰减型生物扰动构造三维成像与垂向分布

Fig. 8 Three-dimensional images and vertical distribution of exponential attenuation bioturbation structures

长江口水下三角洲大致从长江口至钱塘江口, 包括 SF-1、A6-4、A6-5、SF-2、A8-3 等站位。生物扰动强度较高, 以运输构造为主, 其次是廊道扩散构造、扩散构造; 扰动构造在岩心呈现均匀分布, 发育深度超过 40 cm。其中, 在紧靠长江入海口的 SF-1 站位扰动构造最强, 扰动构造体积达到 13 972 mm³; 其他站位生物扰动构造体积在 3 782~11 832 mm³ 之间。

浙闽沿岸泥质区包括 S01-1、SF-3、S03-2、SF-4、S04-1 和 S05-1 共 6 个站位。该处生物扰动发育, 扰

动构造体积在 1 078~13 298 mm³ 之间, 且主要为廊道扩散构造和生物扩散构造, 发育深度小于 40 cm。垂向上呈现指数衰减型、波动衰减型, 顶部扰动强烈, 向下变弱。

4.2.4 大致垂直断面生物扰动构造发育特征

该断面从内陆架开始, 向外进入中陆架, 包括 A10-2、A10-3、S02-1、A10-4、S02-2、S02-3、S02-4 和 S02-8 共 8 个站位(图 13)。该断面上生物扰动构造强度、类型和垂向分布形式呈现有规律的变化, 扰动强

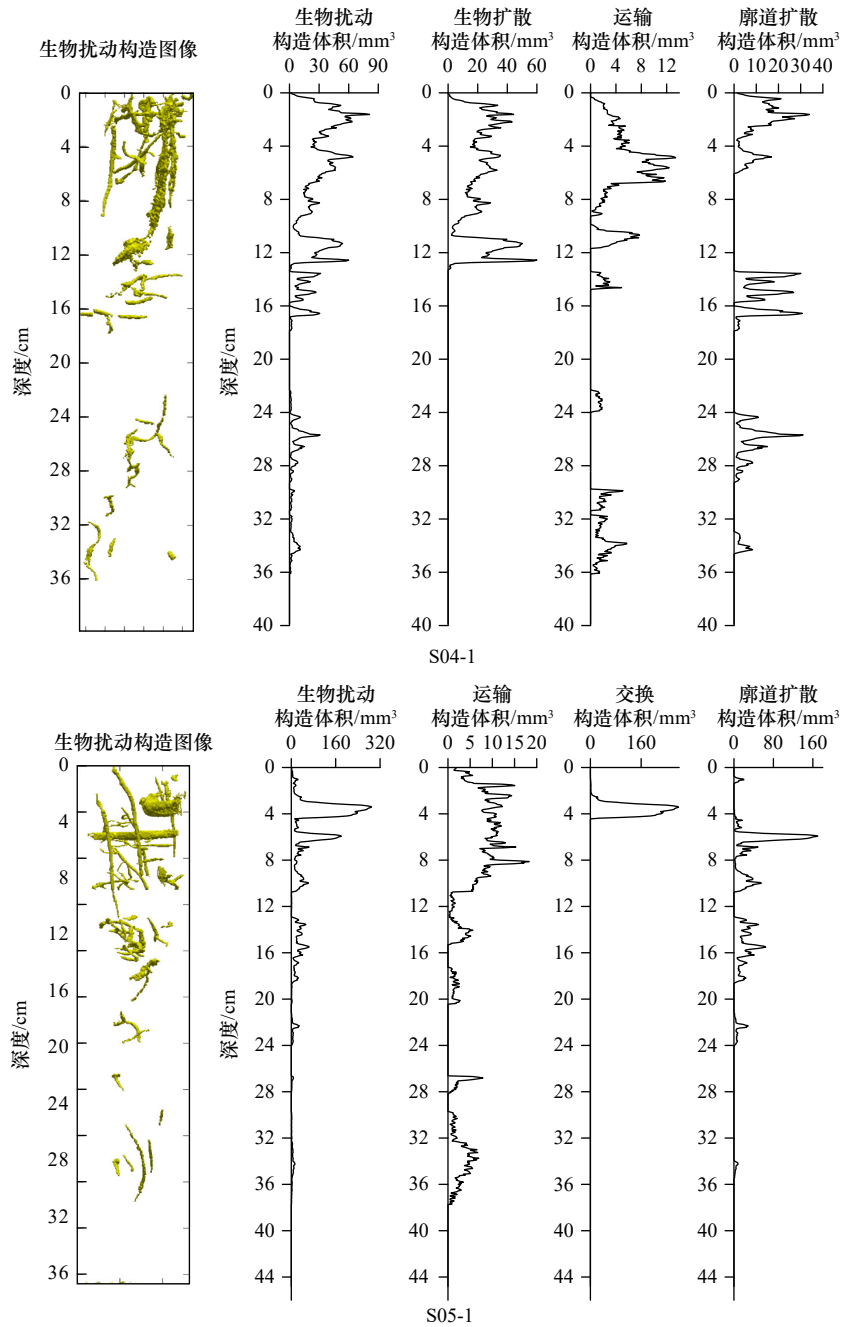


图9 波动衰减型生物扰动构造三维成像与垂向分布

Fig. 9 Three-dimensional images and vertical distribution of wave attenuation bioturbation structures

度内陆架高、中陆架低,最强扰动出现在内陆架-中陆架过渡处的S02-2站位。

内陆架站位包括A10-2、A10-3、S02-1和A10-4站位。除了靠海岸最近的站位A10-2外,其他站位生物扰动构造发育,扰动构造体积为1 980~3 839 mm³;扰动构造类型包含廊道扩散构造、生物扩散构造和运输构造,以廊道扩散构造最发育;岩心中呈现指数衰减型、波动衰减型分布,发育深度多在20 cm以内。

中陆架站位包含S02-3、S02-4和S02-8站位。生物扰动弱,扰动构造体积为351~2 447 mm³;包含运输构

造、生物扩散构造和廊道扩散构造,三者发育程度相当;岩心中呈现脉冲式分布,发育深度多在15 cm以内。

S02-2站位为过渡站位,位于内陆架和中陆架过渡位置,生物扰动构造发育,扰动构造体积达到5 621 mm³;主要为廊道扩散构造,见个别交换构造;垂向上呈现波动衰减型分布,主体扰动深度在15 cm以内。

5 生物扰动构造的影响因素

5.1 沉积物粒度(底质类型)的影响

沉积物的粒径大小影响生物扰动构造的发育和

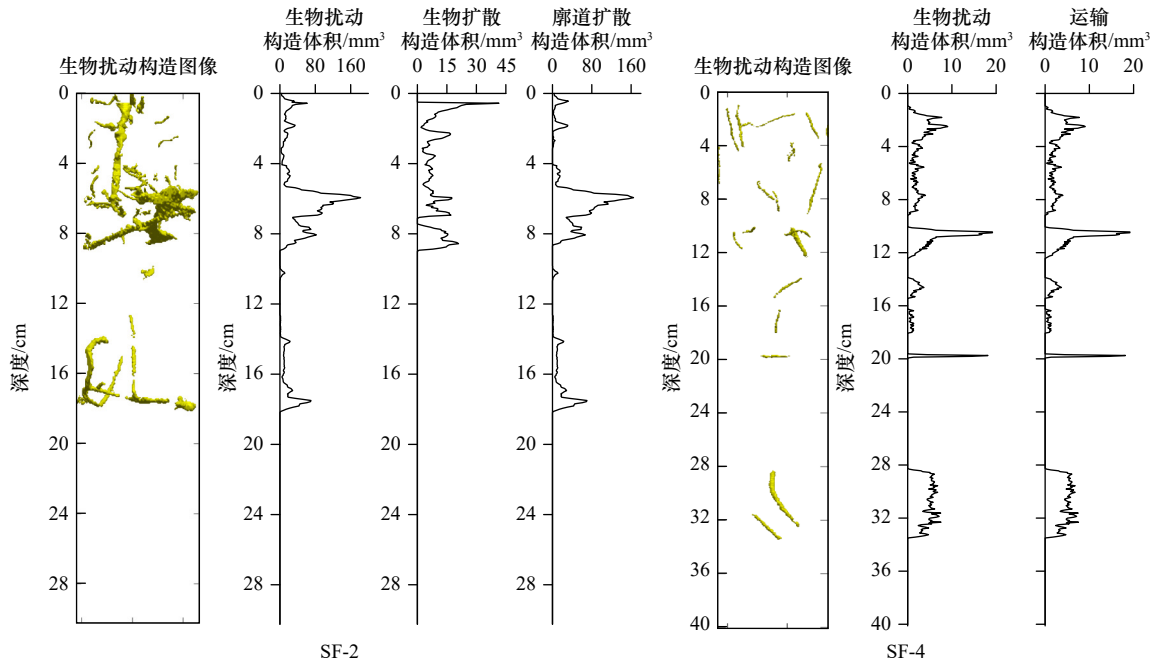


图 10 脉冲分布型生物扰动构造三维成像与垂向分布

Fig. 10 Three-dimensional images and vertical distribution of pulse-distributed bioturbation structures

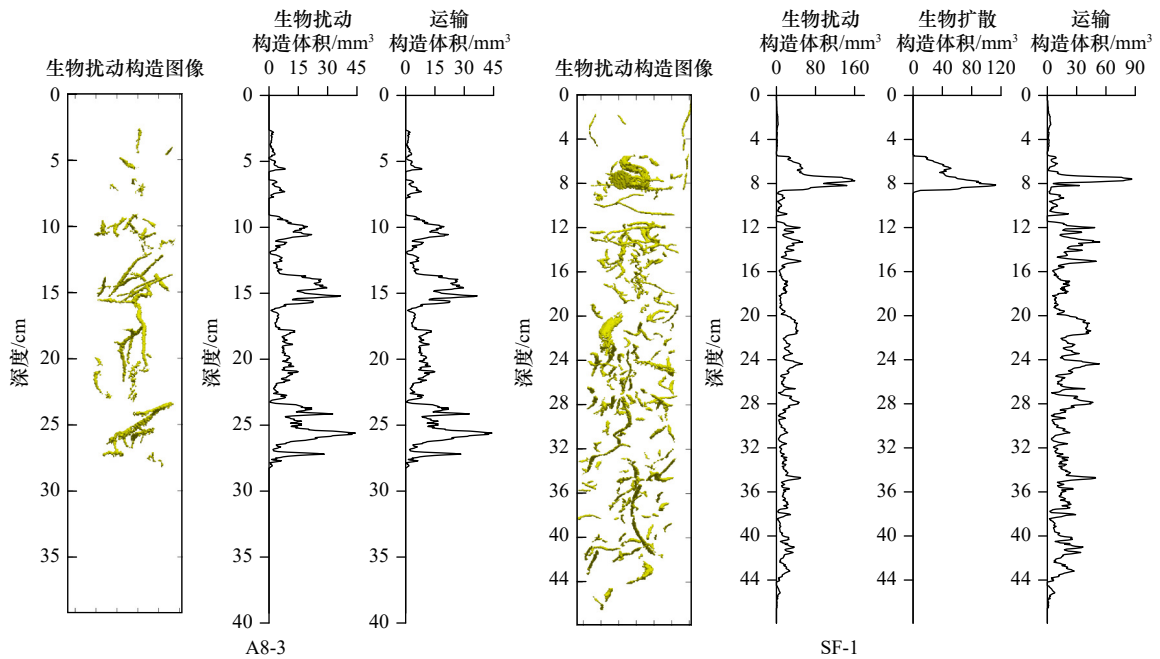


图 11 均匀分布型生物扰动构造三维成像与垂向分布

Fig. 11 Three-dimensional images and vertical distribution of uniformly distributed bioturbated structures

保存^[40],同时生物扰动又影响着沉积物的垂向运输^[41]。根据前文各沉积物岩心的生物扰动分布图,长江口及其邻近海域的生物扰动在垂向的分布特征为:上部的沉积物较为松软,为底栖生物提供食物和庇护所,同时也是含氧量较高的环境,因此生物扰动构造主要分布于沉积物岩心的中上部。为分析沉积物粒度对生物扰动的影响,统计了各岩心各类型生物扰动构造体

积与所对应岩心沉积物粒度的关系(图 14),结果表明:生物扰动构造体积呈随平均粒径增大而减小的趋势,说明研究区底栖生物适合在较细粒级的沉积物中发育,而砂质沉积物不利于底栖生物发育。不同的生物扰动构造类型与粒级的关系也有所差别,廊道扩散群、运输群适应的粒级范围较宽,平均粒径在 8~40 μm 内都可发育;生物扩散群、交换群适应的粒级范围较

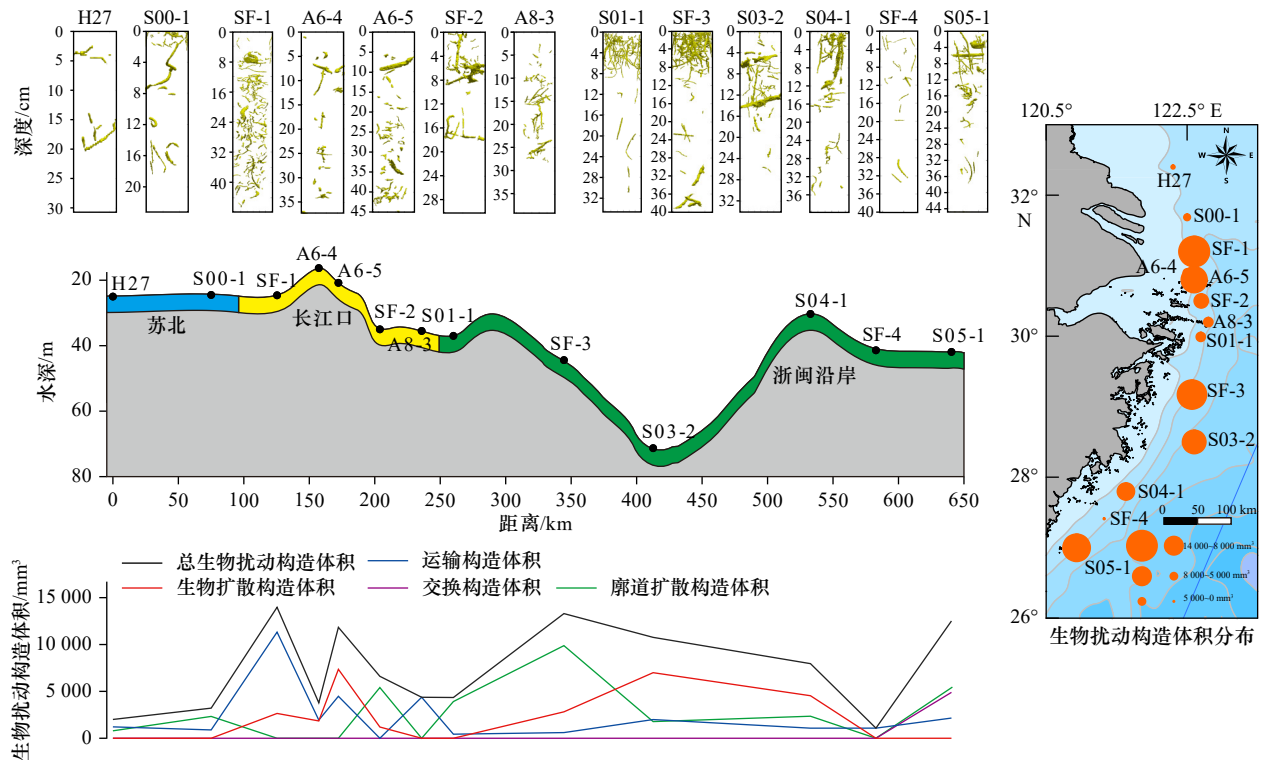


图 12 苏北-长江口-浙闽沿岸断面生物扰动特征

Fig. 12 Bioturbation characteristics of the section from North Jiangsu to Changjiang River Estuary to Zhejiang and Fujian coasts

窄, 出现于平均粒径为 $8\sim 24\ \mu\text{m}$ 的沉积物。运输群与廊道扩散群扰动区域含砂质沉积物的量较高, 如站位 SF-1, 较粗的沉积物可能促进其保持狭长的洞穴形态, 利于洞穴内的运输, 其洞穴易形成内衬壁, 促进了生物扰动构造的保存; 生物扩散群的洞穴较大, 且在短距离扰动沉积物, 一般分布于沉积岩心的顶部, 沉积物粒径较小, 该类型生物扰动区域的砂质沉积物含量小于 10%, 致使其分布区域的粒径最低^[40]。

研究区的长江口泥质区、浙闽内陆架泥质区沉积物主要为黏土质粉砂, 平均粒径范围为 $6.5\sim 16.4\ \mu\text{m}$, 砂粒级含量均在 10% 以下, 甚至不含砂质, 生物扰动构造较发育; 而在苏北沿岸和中陆架海域, 沉积物为粉砂、粉砂质砂, 粒级较粗, 生物扰动构造发育程度低, 也表明较细粒级的沉积物更适合底栖生物生存。

5.2 沉积速率的影响

目前的研究者存在两种观点, Tromp 等^[42] 和覃雪波^[43] 认为快沉积速率能够提供较多的营养物质, 可能有利于底栖生物的生存; Rhoads 和 Boyer^[44] 认为生物扰动强度与沉积速率呈负相关。从生物扰动构造体积与沉积速率关系(图 15)来看, 在该区沉积速率范围($0\sim 4\ \text{cm/a}$)内都可能发育生物扰动构造, 两者之间没有明显的趋势性关系。具体到不同类型的生物扰动构造, 与沉积速率之间也不存在明显的关系。从图 15

中可知, 当沉积速率极低或者最高时, 扰动构造体积反而较低, 而高扰动构造体积通常见于沉积速率在 $1\ \text{cm/a}$ 的环境之中, 似乎指示底栖生物的生存有最适宜的沉积速率要求。可能由于过快的沉积速率使得底栖生物被快速掩埋, 居住环境不稳定, 不利于其生存; 太慢的沉积速率特别是几近无沉积的环境, 沉积物中的营养物质补充不足, 也不利于底栖生物的生存。生物扩散群、运输群、交换群、廊道扩散群的高扰动构造体积岩心所在区域沉积速率分别为 $1.19\sim 1.34\ \text{cm/a}$ 、 $0.62\sim 1.23\ \text{cm/a}$ 、 $0.52\sim 0.99\ \text{cm/a}$ 、 $0.52\sim 1.00\ \text{cm/a}$, 可见不同类型生物扰动的底栖生物也对沉积速率的快慢有要求。结合本文中数据与前人的研究数据得出, 最适宜底栖生物扰动构造发育的沉积速率介于 $0.52\sim 1.34\ \text{cm/a}$ 之间。同时也存在个例, 站位 A6-5 岩心沉积速率为 $3.83\ \text{cm/a}$, 其生物扩散群、运输群、廊道扩散群均有较强发育。

5.3 其他因素的影响

除了底质类型、沉积速率对底栖生物有着重要的影响外, 上覆水团性质对底栖生物的发育也有一定影响^[4]。研究区位于长江水下三角洲前缘、内陆架以及中陆架环境, 除了长江口、内陆架盐度略偏低外, 其他海域盐度接近正常浅海的盐度, 该环境下都适合底栖生物的生存^[45]。来自长江的丰富营养物质是维持

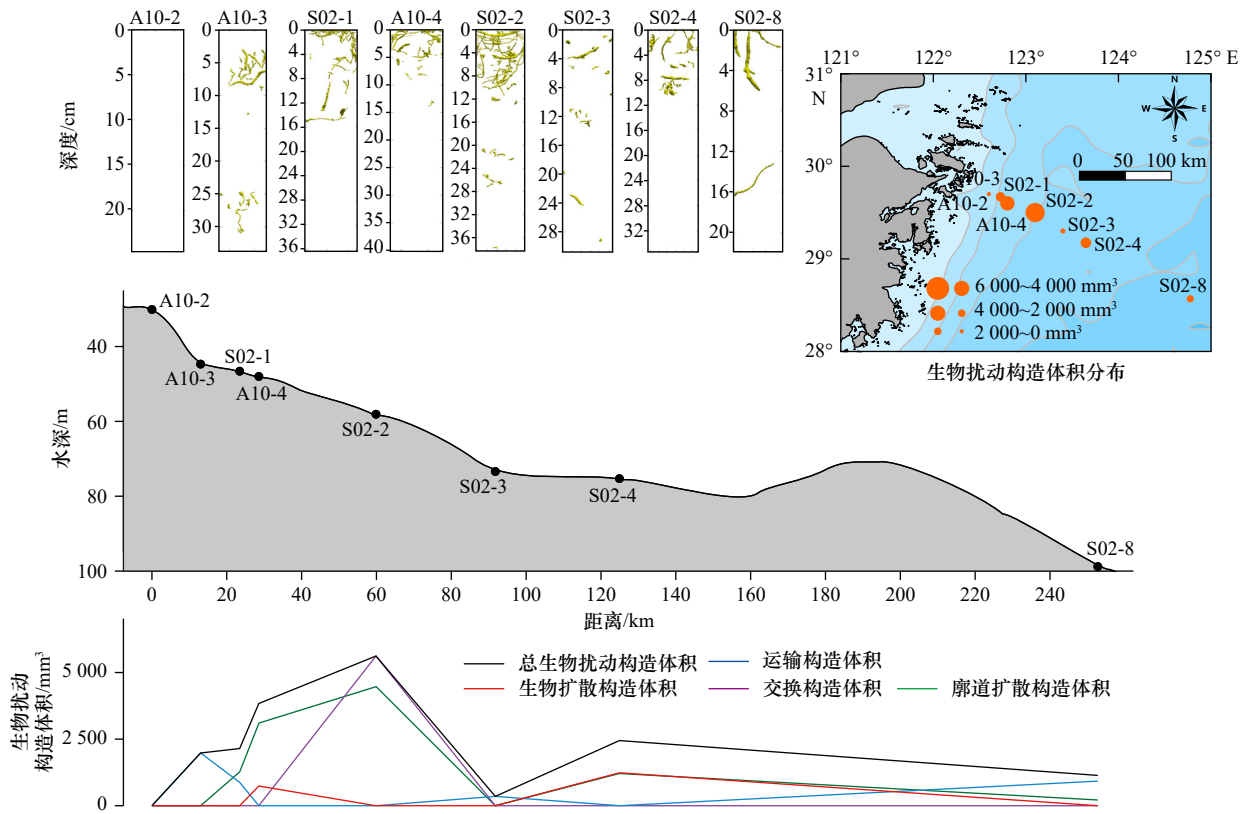


图 13 大致垂直岸线断面生物扰动特征

Fig. 13 Bioturbation characteristics in the section roughly vertical to shoreline

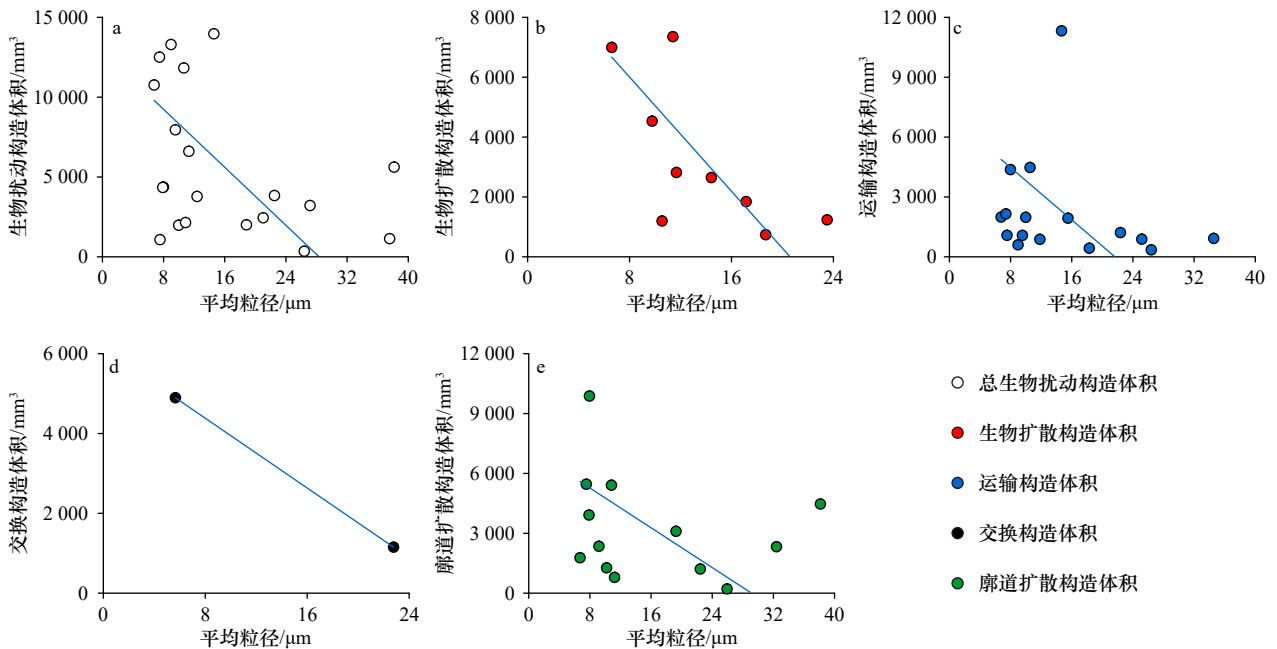


图 14 生物扰动构造体积与沉积物平均粒径关系

Fig. 14 Relationship between bioturbation volume and average particle size of sediment

该海域海洋生态平衡的关键因素,该入海物质随着长江冲淡水主要影响长江口以及浙闽内陆架海域,且受到台湾暖流阻隔,该入海物质基本上被限制在 123.5°E

以西的内陆架海域^[46]。对照该区的生物扰动构造体积,高值区分布于长江口以及浙闽内陆架,这与长江入海物质影响海域相吻合,显示其一定程度上受制于

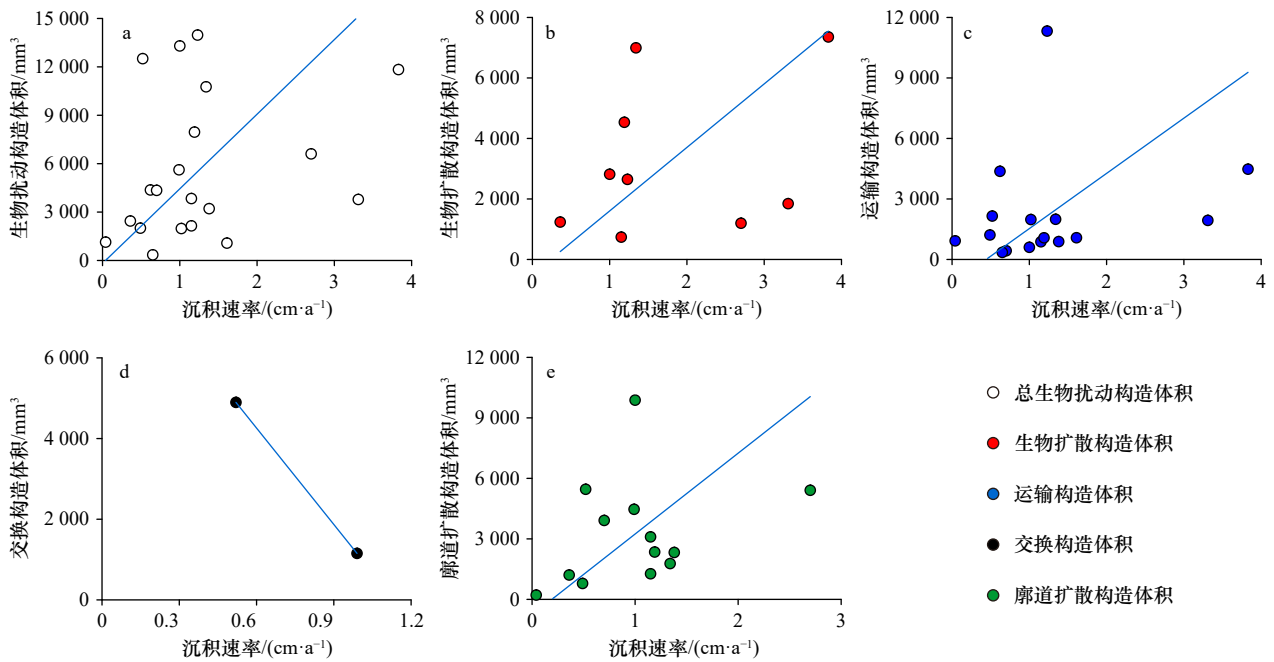


图 15 岩心生物扰动构造体积与沉积物速率关系

Fig. 15 Relationship between bioturbation inventory and sediment rate

沉积速率数据来源于文献 [31]

The sediment rates data were cited from reference [31]

长江入海物质的影响。

此外,在台湾暖流向北流动过程中,水体逐渐变浅,形成上升流而把营养盐带到浅水,构成了该海域生态系统的另外一个重要营养盐来源。前人研究表明,上升流主要出现在长江口外侧凹槽处,影响可以达到 32°N 附近^[47]。上升流可能对长江口以及过渡带、中陆架内侧站位底栖生物带来有益的影响,使得这些海域初级生产力较高,产生的有机物质促进底栖生物发育,生物扰动较为发育。

5.4 长江口区域生物扰动的独特性

长江三角洲属于潮控型三角洲,濒临河口区生物扰动较强,离河口较远区域强度差异较大,从河口向南区生物扰动减少,而东海陆架区域生物扰动又呈现不同强弱特征,可能与长江及浙闽沿岸复杂的流系相关。

美国密西西比河支流阿查法拉亚河三角洲,属于河控型三角洲,与密西西比三角洲毗邻,沉积速率较高,河流洪水和风暴频发,沉积物-水界面处的浊度较高,致使沉积物中生物扰动构造较少,呈现零星状分布^[48]。加拿大库希布瓜克湾属于浪控型河口,潮汐作用较弱,波浪控制的河口交换水量较低,河口沉积物主要为砂质,造成整个生物扰动分布较少^[49]。美国哥伦比亚河三角洲维拉帕湾,属于混合型河口,沉积物层序复杂,河口中部区域生物扰动较强,而较强的波

浪和潮汐,使河口外出现交错层理,生物扰动减少^[49]。加拿大芬迪湾属于小型潮控型三角洲,其生物扰动特征与长江口生物垂向扰动分布存在部分相似,沉积物层序较明显,且生物扰动能够分布于较深的区域^[49],且主要为廊道扩散群和运输群。因此,潮控型三角洲生物扰动分布最为广泛,加之长江口复杂的流系特征,与上述类型河口具有鲜明不同。

6 结论

本研究使用 X 射线计算机断层扫描技术,重建了长江口及邻近海域生物扰动构造,分析了生物扰动构造的影响因素,得到主要结论如下:

(1) 长江口及邻近海域生物扰动构造较为发育,从功能上划分为生物扩散构造、运输构造、交换构造和廊道扩散构造 4 种类型,运输构造和廊道扩散构造常见。

(2) 生物扰动构造在岩心中分布形式多样,包括指数衰减型、波动衰减型、均匀分布型、脉冲分布型等垂向分布形式;扰动深度深浅不一,多数在 20 cm 以内,但也有超过 40 cm 者。

(3) 生物扰动构造空间上不均一,长江口及内陆架较发育,扰动构造体积在 $1\ 078\sim 13\ 298\ \text{mm}^3$ 之间;而苏北沿岸、中陆架则较少,扰动构造体积在 $1\ 980\sim 3\ 839\ \text{mm}^3$ 之间。

(4)生物扰动构造发育程度主要受底质类型、沉积速率制约。研究区范围内,黏土质粉砂以及适宜的沉积速率(0.52~1.34 cm/a)有利于生物扰动构造发育和保存。

致谢: 本研究的样品采集得到国家自然科学基金委员会共享航次计划项目资助,该航次(航次编号: NORC2019-01, NORC2020-03)由“向阳红 18”号、“润江 1”号科考船实施,在此一并致谢。

参考文献:

- [1] 王慧中. 江浙一带现代海滩的生物扰动构造及其指相意义[J]. 地质科学, 1985, 20(1): 53-58.
Wang Huizhong. Bioturbation structures of modern beach sediments and their significance in determining of sedimentary environments in Jiangsu and Zhejiang provinces[J]. Chinese Journal of Geology, 1985, 20(1): 53-58.
- [2] Cutter Jr G R, Diaz R J. Biological alteration of physically structured flood deposits on the Eel margin, northern California[J]. *Continental Shelf Research*, 2000, 20(3): 235-253.
- [3] Kniskern T A, Kuehl S A. Spatial and temporal variability of seabed disturbance in the York River subestuary[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2003, 58(1): 37-55.
- [4] 范德江, 徐琳, 齐红艳. 长江水下三角洲浅表沉积层中的生物扰动构造[J]. *海洋与湖沼*, 2008, 39(6): 577-584.
Fan Dejiang, Xu Lin, Qi Hongyan. Bioturbation in surficial sediments of subaqueous Changjiang (Yangtze) River Delta[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2008, 39(6): 577-584.
- [5] 覃雪波, 孙红文, 彭士涛, 等. 生物扰动对沉积物中污染物环境行为的影响研究进展[J]. *生态学报*, 2014, 34(1): 59-69.
Qin Xuebo, Sun Hongwen, Peng Shitao, et al. Review of the impacts of bioturbation on the environmental behavior of contaminant in sediment[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 59-69.
- [6] He Yi, Men Bin, Yang Xiaofang, et al. Investigation of heavy metals release from sediment with bioturbation/bioirrigation[J]. *Chemosphere*, 2017, 184: 235-243.
- [7] 田家庆. 颤蚓扰动对沉积物中 Cu 和 Zn 生物富集的影响[D]. 长春: 吉林大学, 2020.
Tian Jiaqing. Effects of tubificid bioturbation on bioaccumulation of Cu and Zn released from sediment by aquatic organisms[D]. Changchun: Jilin University, 2020.
- [8] Casado-Coy N, Sánchez-Jerez P, Holmer M, et al. Bioturbation may not always enhance the metabolic capacity of organic polluted sediments[J]. *Marine Environmental Research*, 2020, 155: 104882.
- [9] Nie Likai, Li Yue, Hou Yongchao, et al. Dynamics of organic carbon under bioturbation by mud crabs (*Macrophthalmus japonicus*) and clamworms (*Perinereis aibuhitensis*) in an estuary ecosystem[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2021, 534: 151474.
- [10] 杨群慧, 周怀阳, 季福武, 等. 海底生物扰动作用及其对沉积过程和记录的影响[J]. *地球科学进展*, 2008, 23(9): 932-941.
Yang Qunhui, Zhou Huaiyang, Ji Fuwu, et al. Bioturbation in seabed sediments and its effects on marine sedimentary processes and records[J]. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(9): 932-941.
- [11] 康兴伦. ^{210}Pb 测年法的数据处理问题[J]. *海洋科学*, 1986, 10(6): 13-17.
Kang Xinglun. On the data treatment of ^{210}Pb dating method[J]. *Marine Sciences*, 1986, 10(6): 13-17.
- [12] 范德江, 杨作升, 郭志刚. 中国陆架 ^{210}Pb 测年应用现状与思考[J]. *地球科学进展*, 2000, 15(3): 297-302.
Fan Dejiang, Yang Zuosheng, Guo Zhigang. Review of ^{210}Pb dating in the continental shelf of China[J]. *Advances in Earth Science*, 2000, 15(3): 297-302.
- [13] Lewis R C, Coale K H, Edwards B D, et al. Accumulation rate and mixing of shelf sediments in the Monterey Bay National Marine Sanctuary[J]. *Marine Geology*, 2002, 181(1/3): 157-169.
- [14] Teal L R, Bulling M T, Parker E R, et al. Global patterns of bioturbation intensity and mixed depth of marine soft sediments[J]. *Aquatic Biology*, 2008, 2(3): 207-218.
- [15] Pennafirme S, Machado A S, Machado A C, et al. Monitoring bioturbation by a small marine polychaete using microcomputed tomography[J]. *Micron*, 2019, 121: 77-83.
- [16] 米智, 范德江, 刘晓航, 等. 基于计算机断层扫描技术重构三维生物扰动构造——以长江口现代沉积为例[J]. *海洋与湖沼*, 2021, 52(6): 1388-1398.
Mi Zhi, Fan Dejiang, Liu Xiaohang, et al. Three-dimensional reconstruction of bioturbation structure of modern sediments in Changjiang River Estuary using computer tomography[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2021, 52(6): 1388-1398.
- [17] 刘录三, 郑丙辉, 李宝泉, 等. 长江口大型底栖动物群落的演变过程及原因探讨[J]. *海洋学报*, 2012, 34(3): 134-145.
Liu Lusan, Zheng Binghui, Li Baoquan, et al. Long-term trends of macrobenthos in Changjiang Estuary, China in relation to environmental changes[J]. *Haiyang Xuebao*, 2012, 34(3): 134-145.
- [18] 胡颖琰, 唐静亮, 李秋里, 等. 浙江省近岸海域底栖生物生态研究[J]. *海洋学研究*, 2006, 24(3): 76-89.
Hu Haoyan, Tang Jingliang, Li Qiuli, et al. Studies on benthic ecology in Zhejiang coastal waters[J]. *Journal of Marine Sciences*, 2006, 24(3): 76-89.
- [19] 沈辉. 富营养化沉积物生物修复及生物扰动对微生物群落结构的影响[D]. 上海: 上海海洋大学, 2016.
Shen Hui. Bioremediation of eutrophic sediment and response of microbial communities to bioturbation by benthic macrofauna[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2016.

- [20] 陈中原, 周长振, 杨文达, 等. 长江口外现代水下地貌与沉积 [J]. 东海海洋, 1986, 4(2): 29–37.
Chen Zhongyuan, Zhou Changzhen, Yang Wenda, et al. Subaqueous topography and sediments off modern Changjiang Estuary[J]. *Donghai Marine Science*, 1986, 4(2): 29–37.
- [21] 刘胜璟, 高建华, 徐笑梅, 等. 浙闽沿岸泥质区沉积物粒度组分对长江入海输沙量减少的响应 [J]. 海洋学报, 2021, 43(3): 105–115.
Liu Shengjing, Gao Jianhua, Xu Xiaomei, et al. Response of sediment grain size composition of the Zhe-Min coastal mud to the sediment load reduction of the Changjiang River entering the sea[J]. *Haiyang Xuebao*, 2021, 43(3): 105–115.
- [22] 喻薛凝, 战庆, 王张华. 长江口各地貌单元沉积构造和粒度分区特征 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2016, 36(4): 1–11.
Yu Xuening, Zhan Qing, Wang Zhanghua. Sedimentary structures and grain size patterns of the geomorphic units in the Yangtze River Mouth[J]. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2016, 36(4): 1–11.
- [23] 陈中原, 许世远, 严钦尚. 全新世长江水下三角洲沉积相的研究 [J]. 海洋与湖沼, 1991, 22(1): 29–37.
Chen Zhongyuan, Xu Shiyuan, Yan Qinshang. Sedimentary facies of Holocene subaqueous Changjiang River Delta[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1991, 22(1): 29–37.
- [24] 秦蕴珊. 东海地质 [M]. 北京: 科学出版社, 1987.
Qin Yunshan. *Geology of the East China Sea*[M]. Beijing: Science Press, 1987.
- [25] 石学法, 刘升发, 乔淑卿, 等. 东海闽浙沿岸泥质区沉积特征与古环境记录 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2010, 30(4): 19–30.
Shi Xuefa, Liu Shengfa, Qiao Shuqing, et al. Depositional features and Palaeoenvironmental records of the mud deposits in Min-Zhe coastal mud area, East China Sea[J]. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2010, 30(4): 19–30.
- [26] Yang Zuosheng, Wang Houjie, 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[J]. *Water Resources Research*, 2006, 42(4): W04407.
- [27] 苏纪兰. 中国近海的环流动力机制研究 [J]. 海洋学报, 2001, 23(4): 1–16.
Su Jilan. A review of circulation dynamics of the coastal oceans near China[J]. *Haiyang Xuebao*, 2001, 23(4): 1–16.
- [28] Liu J P, Li Anchun, Xu Kehui, et al. Sedimentary features of the Yangtze River-derived along-shelf clinoform deposit in the East China Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 2006, 26(17/18): 2141–2156.
- [29] 王延明, 李道季, 方涛, 等. 长江口及邻近海域底栖生物分布及与低氧区的关系研究 [J]. 海洋环境科学, 2008, 27(2): 139–143, 164.
Wang Yanming, Li Daoji, Fang Tao, et al. Study on relation of distribution of benthos and hypoxia in Yangtze River Estuary and adjacent sea[J]. *Marine Environmental Science*, 2008, 27(2): 139–143, 164.
- [30] 孙亚伟, 曹恋, 秦玉涛, 等. 长江口邻近海域大型底栖生物群落结构分析 [J]. 海洋通报, 2007, 26(2): 66–70.
Sun Yawei, Cao Lian, Qin Yutao, et al. Analysis of macrobenthos community structure in the adjacent sea area of Changjiang River Estuary[J]. *Marine Science Bulletin*, 2007, 26(2): 66–70.
- [31] Qiao Shuqing, Shi Xuefa, Wang Guoqing, et al. Sediment accumulation and budget in the Bohai sea, Yellow Sea and East China sea[J]. *Marine Geology*, 2017, 390: 270–281.
- [32] Hainsworth J M, Aylmore L A G. The use of computer assisted tomography to determine spatial distribution of soil water content[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1983, 21(4): 435–443.
- [33] Rogasik H, Onasch I, Brunotte J, et al. Assessment of soil structure using X-ray computed tomography[J]. *Geological Society, London, Special Publications*, 2003, 215(1): 151–165.
- [34] Fisher J B, Lick W J, McCall P L, et al. Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligochaetes[J]. *Journal of Geophysical Research:Oceans*, 1980, 85(C7): 3997–4006.
- [35] Boudreau B P. Mathematics of tracer mixing in sediments; II, Nonlocal mixing and biological conveyor-belt phenomena[J]. *American Journal of Science*, 1986, 286(3): 199–238.
- [36] Smith J N, Boudreau B P, Noshkin V. Plutonium and ²¹⁰Pb distributions in northeast Atlantic sediments: subsurface anomalies caused by non-local mixing[J]. *Earth and Planetary Science Letters*, 1986, 81(1): 15–28.
- [37] Gardner L R, Sharma P, Moore W S. A regeneration model for the effect of bioturbation by fiddler crabs on ²¹⁰Pb profiles in salt marsh sediments[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1987, 5(1): 25–36.
- [38] Gérimo M, Stora G, François-Carcaillet F, et al. Macro-invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments: a common mechanistic classification[J]. *Life & Environment*, 2003, 53(4): 221–231.
- [39] Kristensen E, Kostka J E. Macrofaunal burrows and irrigation in marine sediment: microbiological and biogeochemical interactions[C]//Interactions Between Macro- and Microorganisms in Marine Sediments. Washington: American Geophysical Union, 2005, 60: 125–157.
- [40] Dashtgard S E, Gingras M K, Pemberton S G. Grain-size controls on the occurrence of bioturbation[J]. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2008, 257(1/2): 224–243.
- [41] 刘道彬. 底栖动物对黄河口海床土渗透性影响的试验研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008.
Liu Daobin. Experimentation research of sediment permeability induced by the bioturbation in the Yellow River Estuary[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008.
- [42] Tromp T K, Van Cappellen P, Key R M. A global model for the early diagenesis of organic carbon and organic phosphorus in marine sediments[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995, 59(7): 1259–1284.
- [43] 覃雪波. 生物扰动对河口沉积物中多环芳烃环境行为的影响 [D]. 天津: 南开大学, 2010.
Qin Xuebo. Impacts of bioturbation on the environmental behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine sediment[D].

- Tianjin: Nankai University, 2010.
- [44] Rhoads D C, Boyer L F. The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective[M]/McCall P L, Tevesz M J S. *Animal-Sediment Relations*. Boston: Springer, 1982.
- [45] 刘录三, 李新正. 东海春秋大型底栖动物分布现状 [J]. *生物多样性*, 2002, 10(4): 351–358.
Liu Lusan, Li Xinzheng. Distribution of macrobenthos in spring and autumn in the East China Sea[J]. *Biodiversity Science*, 2002, 10(4): 351–358.
- [46] 郭志刚, 杨作升, 张东奇, 等. 冬、夏季东海北部悬浮体分布及海流对悬浮体运输的阻隔作用 [J]. *海洋学报*, 2002, 24(5): 71–80.
Guo Zhigang, Yang Zuosheng, Zhang Dongqi, et al. Seasonal distribution of suspended matter in the northern East China Sea and barrier effect of current circulation on its transport[J]. *Haiyang Xuebao*, 2002, 24(5): 71–80.
- [47] 曹公平. 长江口邻近海域夏季上升流演变机制研究 [D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2012.
Cao Gongping. Mechanism study of upwelling evolution in the Yangtze River Estuary adjacent waters in summer[D]. Qingdao: Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2012.
- [48] Bhattacharya J P, Howell C D, MacEachern J A, et al. Bioturbation, sedimentation rates, and preservation of flood events in deltas[J]. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2020, 560: 110049.
- [49] Gingras M K, MacEachern J A, Dashtgard S E, et al. Chapter 16-Estuarines[J]. *Developments in Sedimentology*, 2012, 64: 463–505.

Quantitative characterization and influencing factors of modern bioturbation structure in the Changjiang River Estuary and its adjacent areas

Zhang Xin¹, Fan Dejiang^{1,2}, Cheng Peng¹, Liu Xiaohang¹, Zheng Shiwen^{2,3}

(1. *College of Marine Geosciences, Ocean University of China, Qingdao 266100, China*; 2. *Key Lab of Submarine Geosciences and Prospecting Techniques, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China*; 3. *College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China*)

Abstract: The bioturbation structure is an important indicator of the state of the seabed environment and the main basis for the reconstruction of the paleosedimentary environment; moreover, it affects the early diagenesis of sediments and the redistribution of materials, and becomes the interference factor for the interpretation of the 100-year scale sedimentary records. In this article, sediment cores from 21 stations in the Changjiang River Estuary and its adjacent areas were characterized qualitatively and quantitatively by using high-resolution X-ray computed tomography technology, and the main factors affecting the bioturbation structures were analyzed. The result shows that the bioturbation structures in the Changjiang River Estuary and its adjacent areas are relatively developed, which can be divided into four types: biodiffusor structures, conveyor structures, regenerator structures and gallery-diffusor structures. Conveyor structures and gallery-diffusor structures are common. The bioturbation structure is distributed in various forms in the core, including exponential attenuation type, wave attenuation type, uniform distribution type, pulse distribution type and other vertical distribution forms. The depth of disturbance varies, most of which are within 20 cm, but some are more than 40 cm. The bioturbation structures are spatially uneven. The Changjiang River Estuary and the inner shelf are relatively developed, with a disturbance inventory of 0–13 972 mm³, while the northern Jiangsu coast and the middle continental shelf are less, with a disturbance inventory of 351–3 212 mm³. The bioturbation structures from the coast to the outside have a decreasing trend. The development degree of bioturbation structure is mainly restricted by the type of bottom material and sedimentation rate. Clay silt and suitable sedimentation rate (0.52–1.34 cm/a) are conducive to the development and preservation of bioturbation structures.

Key words: the Changjiang River Estuary and its adjacent areas; bioturbation structure; three-dimensional reconstruction; space distribution; influence factor