

DOI: 10.5846/stxb202004271010

雷远达, 燕鸿宇, 钟彩英, 冯佩君, 姜仕军. 沉积物记录揭示的深圳湾红树林生态系统稳态转变. 生态学报, 2020, 40(23): 8539-8548.

Lei Y D, Yan H Y, Zhong C Y, Feng P J, Jiang S J. Regime shift recorded by sediments from the Futian mangrove ecosystem in the Shenzhen Bay. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(23): 8539-8548.

## 沉积物记录揭示的深圳湾红树林生态系统稳态转变

雷远达<sup>1,2</sup>, 燕鸿宇<sup>1</sup>, 钟彩英<sup>1</sup>, 冯佩君<sup>1</sup>, 姜仕军<sup>1,\*</sup>

1 暨南大学地下水与地球科学研究院, 水体富营养化与赤潮防治广东普通高校重点实验室, 广州 510632

2 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640

**摘要:** 稳态转换作为滨海生态系统的一种灾变现象, 其过程伴随着生态系统质量下降和功能退化。深圳湾位于粤港澳大湾区的核心区域, 深入理解其生态系统演化过程是进行适应性管理的重要前提。2014 年于深圳湾福田红树林湿地获得 4 根岩芯沉积柱, 通过分析沉积和生物地球化学指标(包括金属元素、营养盐、粒度和有机质指标), 重建半个世纪以来深圳湾环境的历史变迁, 揭示其生态系统发生的稳态转变过程。结果表明: 稳态转换发生前(1954—1980), 福田红树林沉积物中重金属、无机营养和有机物含量稳定增加, 但处于较低水平; 稳态转换发生后(1990—2014), 深圳湾中污染输入增加, 沉积物中重金属和营养盐含量发生明显变化, 深圳湾生态系统质量持续下降。通过揭示深圳湾生态系统演变过程及其稳态转变的发生规律, 为粤港澳大湾区生态系统修复和管理提供重要的理论依据和参考。

**关键词:** 生态系统; 稳态转变; 沉积物; 深圳湾; 红树林; 粤港澳大湾区

## Regime shift recorded by sediments from the Futian mangrove ecosystem in the Shenzhen Bay

LEI Yuanda<sup>1,2</sup>, YAN Hongyu<sup>1</sup>, ZHONG Caiying<sup>1</sup>, FENG Peijun<sup>1</sup>, JIANG Shijun<sup>1,\*</sup>

1 Institute of Groundwater and Earth Sciences, Key Laboratory of Eutrophication and Red Tide Prevention of Guangdong Higher Education Institutes, Jinan University, Guangzhou 510632, China

2 State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China

**Abstract:** Regime shifts, usually accompanied by a decline in ecosystem quality and functions, have proven to be ecological disasters for coastal ecosystems in recent years. Shenzhen Bay is located in the core area of the Guangdong-Hongkong-Macao Great Bay, and a better understanding of its ecosystem evolution is crucial for appropriate nearshore environmental management. Four sediment cores were obtained in 2014 from the Futian mangrove wetland within the bay. Multiple sedimentary and biogeochemical proxies (including heavy metals, nutrients, grain size, and organic indicators) were analyzed to reconstruct the historical environmental changes and detect potential regime shifts in Shenzhen Bay over the past half century. The results indicate that the Futian mangrove ecosystem in Shenzhen Bay has experienced a significant shift in the early to mid-1980s. Before the shift (1954—1980), the concentrations of heavy metals, nutrients, and organic matters in core sediments stayed at low levels despite a slow increasing trend. After the shift (1990—2014), as the Shenzhen Bay received increasing pollution loadings, the concentration patterns of heavy metals and nutrients have significantly changed, resulting in a decline in ecosystem quality. The reconstructed evolution and regime shift revealed here provide scientific data for better ecosystem management and restoration strategies in the Great Bay Area.

基金项目: 国家自然科学基金项目(41806134, 41672004); 有机地球化学国家重点实验室开放基金项目(SKLOG-201920)

收稿日期: 2020-04-27; 网络出版日期: 2020-10-30

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sjiang@jnu.edu.cn

**Key Words:** ecosystem; regime shift; sediment; Shenzhen Bay; mangrove; Guangdong-Hong Kong-Macao Great Bay Area

近年来,生态系统中的多稳态现象(Alternative stable states)及其转换行为一直是生态学界的一个研究热点<sup>[1-2]</sup>。生态系统多稳态是指在一定外界条件下,系统出现两种或多种稳定状态的现象,自然系统可以在这些稳态中进行切换<sup>[3]</sup>。而对受损生态系统而言,稳态转换(Regime shift)往往是突发的生态灾变,系统内部结构和功能因此发生根本性改变,并很难自发地恢复到原始状态,需要获得极大的外界干预(修复)才能实现,人类社会为此已付出巨大代价<sup>[4-5]</sup>。因此,稳态转变检验与早期预警、转换机制及驱动因子、系统修复力和迟滞效应等方面均是生态系统管理的重要课题<sup>[6-8]</sup>。目前,国内对于水域生态系统稳态转换的研究主要集中在淡水湖泊系统<sup>[9-12]</sup>,尤其是浅水湖泊,而海水生态系统的相关研究则相对较少<sup>[13-14]</sup>。稳态转换研究通常以长时间序列的变量数据作为支撑,在长期监测数据匮乏的情况下,水域底部沉积物记录可以提供连续、高分辨率的研究素材<sup>[10,15-16]</sup>。通过分析沉积物里的多重代用指标,可以定量重塑环境变化,反演历史进程,为生态系统转换机制的科学研究提供重要的新证据和新案例<sup>[17-18]</sup>。

深圳湾位于粤港澳大湾区的核心位置,是区域内最重要的港湾之一,其区位特殊而优越,腹地背靠深圳和香港两座特大城市,并辐射珠江三角洲乃至华南地区。近几十年来,深圳湾见证了这个区域的快速发展,其生态环境的历史变迁是社会经济腾飞的时代缩影<sup>[19]</sup>。红树林是热带亚热带沿海特有的生态系统,系统内部生产力极高,提供丰富的生态服务功能,在河口海湾生态平衡调节中扮演着重要角色<sup>[20-21]</sup>。福田红树林湿地位于深圳湾东北岸,是我国唯一一个处于城市中心区的国家级自然保护区,深受沿海城市化和人类活动的影响。20世纪50年代,香港电子工业的兴起使进入深圳湾的污染物(例如重金属)明显增加,严重降低沿岸红树林生态系统的稳定性<sup>[22-23]</sup>。80年代以来,随着改革开放政策落实,深圳特区城市化进程加速,围海造陆和海水污染等原因导致深圳湾红树林和基围湿地大面积萎缩,虽然近年来人工造林成效显著,红树林面积有所恢复,但福田红树林群落仍存在树种单一、结构脆弱、外来物种入侵等诸多生态问题<sup>[24-25]</sup>。因此,本文通过福田红树林湿地中沉积柱的多重指标分析,重建其半个世纪以来的生态演变过程,揭示其生态系统对人类胁迫的响应与反馈,为粤港澳大湾区生态系统的退化机制、修复管理等工作提供科学依据与参考。

### 1 样品采集与分析

#### 1.1 研究区域概况

深圳湾位于珠江口东部(图1),为半封闭海湾,平均深度仅为2.9 m,潮汐类型为不规则半日潮,主要汇入的河流包括深圳河、大沙河和元朗河等。海湾内常年接受大量陆源污染物输入,根据《2017年广东省海洋环境状况公报》,深圳湾水质达到国家海水质量劣四类标准<sup>[26]</sup>。福田红树林湿地位于深圳湾东北部(113°45'E, 22°32'N,图1),呈长条状分布,长约11 km,与香港米埔红树林保护区隔水相望。福田红树林自然保护区成立于1988年,目前保护区内红树群落结构比较简单,主要以灌木或小乔木为主,优势种包括海桑、秋茄、桐花树和白骨壤等<sup>[27-28]</sup>。

#### 1.2 样点布设和沉积物采集与保存

2014年12月于深圳湾福田红树林湿地内,根据不同的红树植物种类分布(海桑 *Sonneratia caseolaris*、秋茄

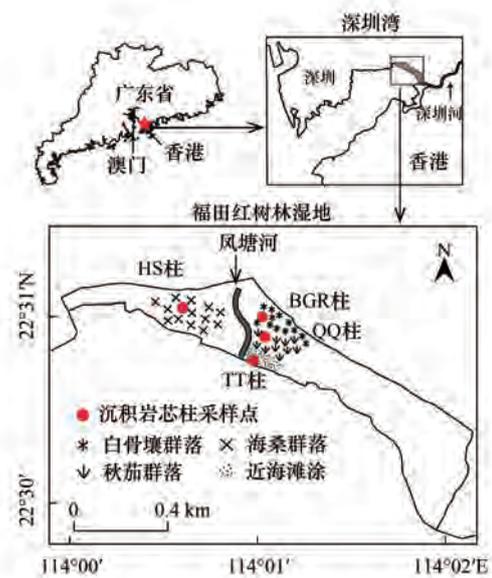


图1 深圳湾福田红树林湿地采样点空间分布图

Fig.1 Location of sediment cores in Futian mangrove forest, Shenzhen Bay

HS 柱: 海桑群落岩芯柱;BGR 柱: 白骨壤群落岩芯柱;QQ 柱: 秋茄群落岩芯柱;TT 柱: 近海滩涂岩芯柱

*Kandelia obovata*、白骨壤 *Avicennia marina*、无植被覆盖的滩涂),分别获取 4 根沉积柱,分别命名为 HS 柱(98 cm)、QQ 柱(78 cm)、BGR 柱(74 cm)和 TT 柱(79 cm),其分布位置见图 1。柱状样的采集使用内径为 75 mm 的 PVC 管,垂直压入沉积物,到一定深度后,利用铁锹把 PVC 管周围底泥挖开,顶部空管截掉后加盖密闭,人工缓缓拔出 PVC 管,管底出泥面时迅速加盖托底取出样品,保持直立状态运送回实验室。在完成体积磁化率的测量后,沉积柱按 1 cm 间隔切割分样,冷冻干燥后置于冰柜保存。

### 1.3 沉积柱年代框架建立

测量四根沉积柱的体积磁化率  $K$ (英国 Bartington MS2),对比其纵向变化,对最具有代表性的 HS 沉积柱进行放射性测年。利用放射性核素<sup>210</sup>Pb 活度随时间衰减的原理,建立沉积柱的年代框架。将干燥沉积物装进离心管封存一个月,待其中衰变母体<sup>226</sup>Ra 和子体<sup>210</sup>Pb 浓度达到平衡后,利用高纯锗伽玛能谱仪(美国 Ortec, GWL-120-15-XLB-AWT)测定两者的比活度,应用 CIC 模型计算平均沉积速率,确定沉积层位的具体年代。其他三根沉积柱通过磁化率与 HS 柱进行比对,确定各自的年代框架。

### 1.4 沉积物地球化学指标与粒度分析

分析四根沉积柱样品的多重地球化学和沉积学指标,包括营养盐(总氮 TN、总磷 TP)、有机物(总有机碳 TOC、有机氮 TON、碳同位素  $\delta^{13}\text{C}$ )、重金属元素(铜 Cu、铬 Cr、铅 Pb、锌 Zn、镍 Ni)、粒度分布(平均粒径  $M_z$ 、中值粒径  $M_d$ )。

沉积物 TN 和 TP 分析:样品通过过硫酸钾同步消化后,分别使用紫外法和钼锑抗比色法进行测定<sup>[29]</sup>。有机地球化学指标:将样品研磨过 200 目筛,加入过量 1.5 mol/L HCl,水洗至中性,干燥待测,其中 TOC 和 TON 通过元素分析仪 PerkinElmer 2400 进行测定, $\delta^{13}\text{C}$  通过同位素仪 Picarro G2121-i 与元素分析仪 Costech ECS4024 联用分析获得。无机地球化学指标:将沉积物研磨,200 目过筛,使用液压机在 20 MPa 压力下压成圆形样片,放入 X 射线荧光光谱仪(XRF,天瑞 EDX-2000)重复测量十次,获得重金属元素 Cu、Cr、Pb、Zn、Ni 的质量浓度。沉积物粒度分析:分别使用 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  和 10% HCl 去除样品中有机物和碳酸盐,加入 0.5 mol/L 六偏磷酸钠  $[(\text{NaPO}_3)_6]$  促使颗粒分散,利用激光粒度仪马尔文 MasterSizer 3000 测定粒度分布,每个样品重复测试 5 次并确保其频率分布曲线一致。

### 1.5 数据统计分析

对沉积物多重指标数据进行标准化(Method = total),消除量纲影响,通过主成分分析(PCA, Principal Component Analysis),获得 PCA 第一轴得分(PC1),即代表深圳湾红树林生态系统状态变化的主要趋势。使用 STARS(Sequential T-test Algorithm for Analyzing Regime Shifts)对 PC1 得分的长时间序列数据进行突变检测,设置步长(Cut-off Length)为 35,显著水平  $P < 0.1$ ,计算突变指数(RSI, Regime Shift Index),确定生态系统稳态转变的时间节点<sup>[30]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 沉积柱年代框架

如图 2 所示,HS 柱 49 个样品的<sup>210</sup>Pb 比活度随沉积深度增加呈现指数降低的趋势,根据 CIC 模型利用对数公式( $y = -28.36 \ln(x) + 147.55$ ,  $R^2 = 0.79$ )拟合<sup>210</sup>Pb 衰减程度,计算出 HS 柱的平均沉积速率为 0.88 cm/a,据此计算 0—98 cm 中每层沉积深度所对应的具体年份,确定整柱年代范围为 1905—2014。

对比四根沉积柱的磁化率垂直分布(图 2),发现其变化趋势具有极高的相似性,说明所有采样地点保留了原始的沉积结构,沉积柱的连续性好,采样过程对沉积柱的干扰很小;这同时也证明流域内磁化率对比方法的有效性和可靠性。以 HS 柱年代结果为参考系,确定其柱上两个最明显的时标点(11 cm—2003; 70 cm—1937),使 BGR、QQ、TT 沉积柱上的体积磁化率峰值点与之对应,关联沉积层位和年份,即可计算不同阶段的沉积速率,从而构建其各自的年代框架。

### 2.2 多重代用指标及指示意义

深圳湾四根沉积柱时间跨度达百年左右,考虑到 20 世纪 50—60 年代以后,该区域人类经济活动才明显

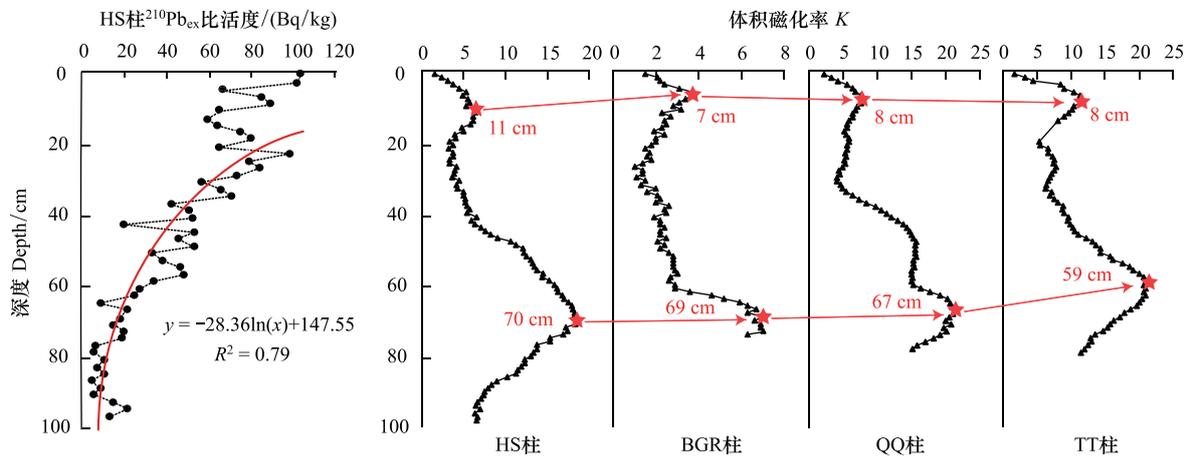


图2 HS柱 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 比活度垂直剖面以及四根沉积柱的体积磁化率对比

Fig.2 Vertical profile of the activity of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  in Core HS; Comparison of volume magnetic susceptibility of all sediment cores

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ : 过剩铅 210 比活度,  $^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$

增强,本文只选取每根沉积柱前 50 个样品(相当于 1950 年以来)进行多重指标的分析和研究(图 3)。

### 2.2.1 重金属含量与时空变化

深圳湾红树林沉积物中不同重金属的含量差别较大。Cr 的含量范围为 40.98—135.22 mg/kg,平均值为 99.50 mg/kg;Ni 为 15.41—69.54 mg/kg,平均 47.16 mg/kg;Cu 为 45.24—192.15 mg/kg,平均 127.89 mg/kg;Zn 为 113.42—453.54 mg/kg,平均 302.76 mg/kg;Pb 为 40.01—109.82 mg/kg,平均 94.58 mg/kg。对比国家海洋沉积物质量标准(GB18668—2002)<sup>[31]</sup>和南海沉积物背景值<sup>[32-33]</sup>,发现 Cr、Pb 和 Zn 均值高于海洋质量第一类标准(海洋保护区和海水养殖区等级),Cu 均值高于第二类标准(一般工业用水区等级),并且这五种重金属的含量也显著高于南海背景值,表明深圳湾红树林沉积物受到一定程度的重金属污染。

在垂直分布上,五种重金属在不同沉积柱上均表现出了相似的趋势(图 3)。从 20 世纪 50—60 年代开始,沉积柱的重金属含量逐渐增加,到 80 年代中期达到高峰,之后含量趋平或稍微降低。该纵向变化模式与前人的深圳湾重金属研究结果基本吻合<sup>[22,34-35]</sup>。深圳湾重金属含量的历史变化受到深港两地非同步的经济发展模式影响。据报道,深圳湾重金属主要来源于电子制造和金属制品两个行业<sup>[36]</sup>。1960—1980 年,香港迎来一个制造业腾飞的黄金时期,北部新界地区电子工业发展迅速,大量重金属随工业废水进入深圳湾,导致此时期重金属累积效应明显<sup>[23,34]</sup>。80—90 年代,香港制造业增长放缓,其工艺生产线逐步转移至内地,香港对深圳湾的重金属污染贡献逐步减少。与此同时,深圳在改革开放政策的推动下迅速崛起,其工业生产总值从 1979 年的 2.3 千万元增加到 2014 年的 6.4 千亿元,年平均增长速度达到 29.9%<sup>[37]</sup>。理论上,沉积物中的重金属在 80—90 年代后应该持续增长,但是并未观察到重金属含量增加的情况,反而出现平缓甚至回落的趋势。有研究指出从 1986 到 2007 年间,深圳市重金属的排放总量实际上增速不高,导致单位产值下的重金属排在逐年下降<sup>[36]</sup>。另外,从 80 年代起,深圳市的快速城市化带来两个主要的环境影响:一是土地利用方式改变,导致深圳河径流量增大<sup>[38]</sup>;二是深圳湾沿海的围海造陆工程方兴未艾<sup>[39]</sup>。这两个过程导致的直接结果是深圳湾纳潮量降低,泥沙淤积更多更快<sup>[40]</sup>。根据监测数据,1970 年前深圳湾的自然淤积率为 0.01—0.03 m/a,到了 80 年代,深圳湾北侧海岸的淤积率升高至 0.12 m/a,海湾内其他海岸的淤积率也达到 0.02—0.04 m/a<sup>[41]</sup>。沉积加快引起的稀释作用和重金属输入增量不高,很可能是沉积柱中重金属含量在 80 年代以后并没有升高、反而趋缓或降低的原因。

### 2.2.2 营养含量与时空变化

HS 柱的 TN 浓度范围为 1057.14—2122.88  $\mu\text{g/g}$ ,平均值为 1754.43  $\mu\text{g/g}$ ;BGR 柱 1336.38—

4486.10  $\mu\text{g/g}$ , 平均 2441.81  $\mu\text{g/g}$ ; QQ 柱 1459.67—2499.09  $\mu\text{g/g}$ , 平均 2045.82  $\mu\text{g/g}$ ; TT 柱为 356.88—1879.74  $\mu\text{g/g}$ , 平均 1178.79  $\mu\text{g/g}$ 。HS 柱的 TP 浓度范围为 414.07—582.28  $\mu\text{g/g}$ , 平均值为 519.06  $\mu\text{g/g}$ ; BGR 柱 406.32—918.04  $\mu\text{g/g}$ , 平均 649.99  $\mu\text{g/g}$ ; QQ 柱 441.84—1431.60  $\mu\text{g/g}$ , 平均 883.59  $\mu\text{g/g}$ ; TT 柱 183.92—638.85  $\mu\text{g/g}$ , 平均 492.43  $\mu\text{g/g}$ 。

四根沉积柱 TN 含量排序是: BGR > QQ > HS > TT, TP 含量排序是: QQ > BGR > HS > TT, 即有红树林植被覆盖的样点营养盐浓度高于滩涂的样点。红树林初级生产力高, 大量凋落物和根系分泌物进入沉积物, 有机质在缺氧沉积物中分解缓慢, 使得营养物质富集。而裸露滩涂无植被遮盖, 潮退后曝氧化强烈并受潮汐搬运作用影响, 营养匮乏。该结果与其他红树林湿地的研究结论一致<sup>[42-43]</sup>。

从时间序列看(图 3), 深圳湾沉积物的 TN 和 TP 含量呈现不同的变化趋势。过去 50 年间 TN 含量缓慢上升, 到了 20 世纪 80 年代, 含量明显增加; 而 TP 在经历前期的增长后, 在 80—90 年代开始下降并趋于平缓状态; 该变化趋势与前人基于沉积物和长期检测的研究结果基本一致<sup>[44-47]</sup>。深圳湾 TN 逐年增长的趋势与深圳城市化进程有密切关系。始于 1979 年, 深圳用了短短 30 年时间, 就从小渔村迅速发展成为一个城市化率达到 100% 的特大城市<sup>[48]</sup>。随着城市经济发展, 大量含氮生活废水和工业污水被排进深圳湾, 使得深圳湾长期处于富营养化状态。根据《2017 年广东省海洋环境状况公报》, 深圳湾大部分海域无机氮和活性磷酸盐指标全年超标, 水质劣于四类海水标准<sup>[26]</sup>。1981—2010 年间深圳湾海域因营养过剩共发生过 33 次赤潮灾害, 给海洋生态健康及社会经济发展造成了严重危害<sup>[46]</sup>。另外, 大气氮沉降也可能是深圳湾氮输入的重要来源。有研究指出珠江三角洲区域的大气氮年沉降通量达到 37.8—48.2  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 是该区域水生系统氮污染的重要影响因素<sup>[49]</sup>。与 TN 不同, 深圳湾的 TP 含量在 80—90 年代以后, 呈现出维持或略微降低的趋势, 这与香港环保署提供的 1987—2014 年后海湾(深圳湾)的长期监测数据相吻合(<https://www.epd.gov.hk>)。我们推测主要原因与 90 年代以后采取多种有效去除磷盐的举措有关系, 例如深圳湾沿岸基围养殖池大面积减少, 含磷洗涤剂限制使用, 污水处理率提高等<sup>[47]</sup>。

### 2.2.3 粒度组成及时空变化

从粒度垂直分布发现, 每根沉积柱的平均粒径  $M_z$  和中值粒径  $M_d$  具有很好的一致性(图 3)。HS 柱的  $M_z$  和  $M_d$  的均值分别为 7.32  $\Phi$  和 7.34  $\Phi$ , BGR 柱分别为 7.48  $\Phi$  和 7.57  $\Phi$ , QQ 柱分别为 7.43  $\Phi$  和 7.37  $\Phi$ , TT 柱分别为 6.63  $\Phi$  和 7.00  $\Phi$ 。这些结果说明福田红树林沉积物以粘土和粉砂为主, 反映环境的水动力较弱。以  $\Phi$  为单位的粒径表示方法, 数值越大, 颗粒越细, 反之越粗<sup>[50]</sup>。四根沉积柱颗粒粗细的排序是: TT > HS > QQ > BGR, 即滩涂样点比红树林样点沉积物粒径更粗, 这主要跟采样点的空间位置以及红树林的滞留作用有关。滩涂样点位于福田红树林湿地靠近海洋的边缘位置, 受潮汐和波浪作用影响, 加之滩涂缺乏植物保护, 细颗粒物极易被冲走, 粗颗粒物则选择性被留下; 相反, 位于红树林内部区域的沉积物, 植被交错覆盖, 对潮流起到很好的阻滞作用, 有利于细颗粒物质的沉降和保存<sup>[51-52]</sup>。

除了个别样品(HS 柱: 45—50 cm; QQ 柱: 0—4 cm),  $M_z$  和  $M_d$  在四个沉积序列中均无明显的变化趋势, 表明福田红树林在过去 50 年的沉积环境相对稳定, 水动力变化不大, 主要因为四个采样点均位于保护区的核心区域, 沉积环境长期稳定, 使得沉积物以细颗粒粉砂和粘土为主, 粒径变化较小。但是, 如上所述, 滩涂样点 TT 柱的空间位置使得其粒度指标对水动力变化相对敏感, 其 41—44 cm(1961—1965) 处出现  $M_z$  和  $M_d$  的连续极低值, 说明此时期深圳湾环境水动力发生了急剧的变化。相关历史资料表明, 1961—1965 年间影响深圳湾的台风次数达 9 次, 其中 15 级以上强台风 1 次, 17 级以上超强台风 2 次, 特别是在 1964 年出现了研究年限(1954—2014)中的最强台风 SALLY, 其中心风力达 17 级以上, 中心气压 895 hpa, 对深圳湾沿岸水体造成极大扰动。因此我们推测, TT 柱在 41—44 cm 处的粗颗粒沉积由当时强烈的台风活动所致。另外, 由于营养物和重金属对不同粒径的颗粒物具有选择性的吸附效应<sup>[53]</sup>, 其含量变化会受到沉积物粒度影响, 因此这些指标在 TT 柱相对应的位置也出现同步的异常值(图 3)。

### 2.2.4 有机指标及时空变化

福田红树林沉积物中 TOC 的变化范围是 0.85% 至 3.90%, 平均含量为 1.68%; C/N 的变化范围是 6.52—

16.17, 平均值为 9.12;  $\delta^{13}\text{C}$  的变化范围是  $-29.0\text{‰}$  至  $-24.0\text{‰}$ , 平均值为  $-26.5\text{‰}$ 。

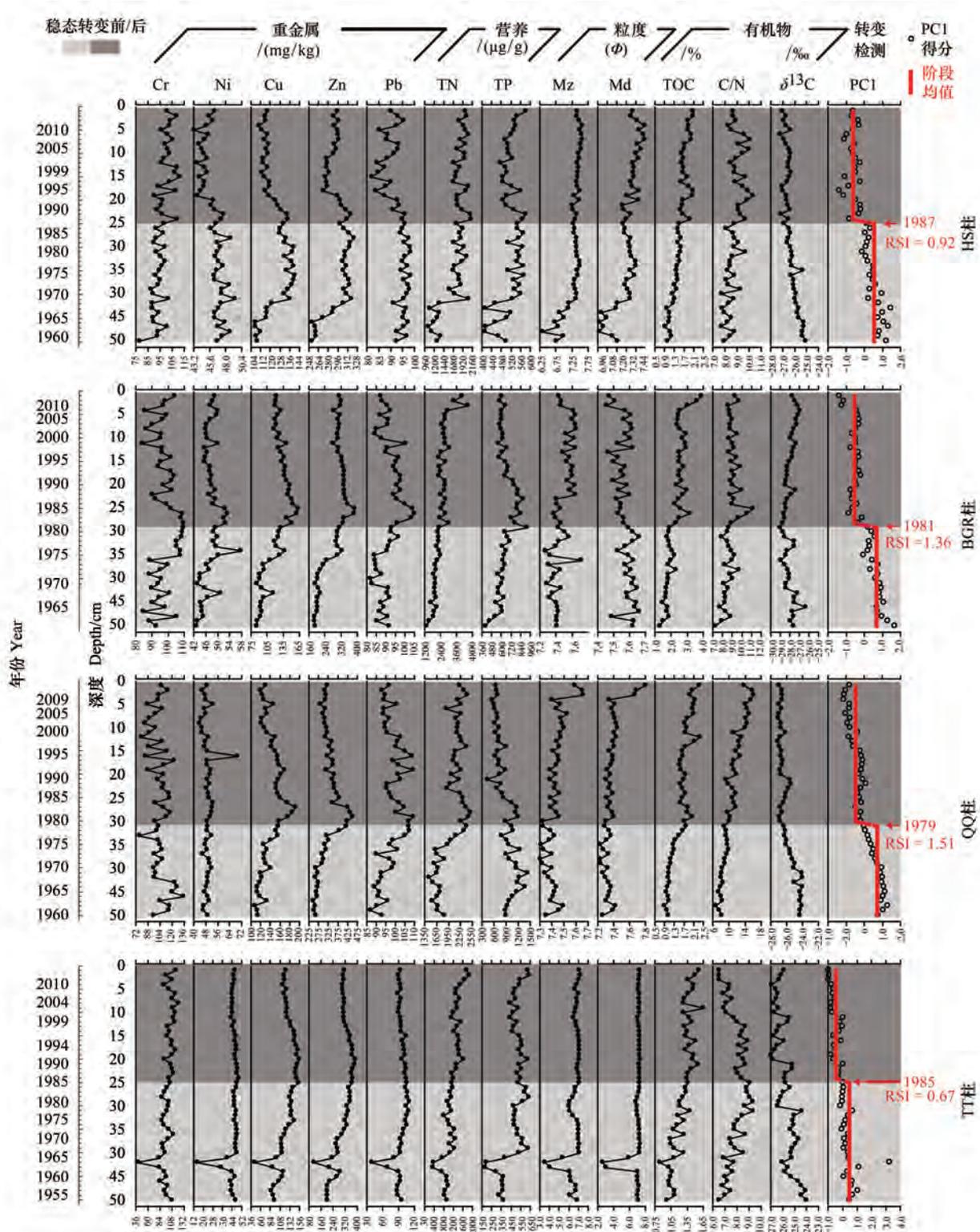


图3 四根沉积柱的多重代用指标的垂直分布与生态系统稳态检验结果

Fig.3 Vertical profiles of multiple sediment proxies and results of regime shift detection from 4 sediment cores (HS, BGR, QQ and TT) Cr: 铬; Ni: 镍; Cu: 铜; Zn: 锌; Pb: 铅; TN: 总氮; TP: 总磷; Mz: 平均粒径; Md: 中值粒径; TOC: 有机碳; C/N: 碳氮比;  $\delta^{13}\text{C}$ : 碳同位素; PC1: PCA 第一轴得分; RSI: 突变指数, Regime Shift Index

C/N 和  $\delta^{13}\text{C}$  是判断沉积物有机质来源的常用方法<sup>[54]</sup>。一般认为,C/N 大于 20 代表沉积物有机质主要来源于陆地高等植物,比值小于 10 表示海洋藻类为有机质主要来源,而 10—20 的比值指示着陆源和海源的共同贡献<sup>[55-56]</sup>。另一方面, $\delta^{13}\text{C}$  主要用于区分不同植物对沉积有机物的贡献,因为 C3 和 C4 植物在  $\delta^{13}\text{C}$  数值轴上具有明确的分区:C3 植物的  $\delta^{13}\text{C}$  范围为-34‰至-20‰,以-27‰左右居多;C4 植物的  $\delta^{13}\text{C}$  范围是-19‰至-9‰,以-13‰左右居多,例如海洋浮游植物的  $\delta^{13}\text{C}$  一般为-19‰到-9‰,落于 C4 植物区间<sup>[57]</sup>;而红树是典型的 C3 植物,其  $\delta^{13}\text{C}$  范围在-30.5‰到-23.4‰之间<sup>[58]</sup>。结合 C/N 和  $\delta^{13}\text{C}$  的结果,认为福田红树林沉积物有机质是红树、陆源和海源混合作用的结果,而这三个来源的贡献度随着时间和环境变化而变化。

从总体趋势看,深圳湾沉积物有机指标的垂直变化具有明显的规律,即过去 50 年内,TOC 一直增长,C/N 比值总体上升(TT 柱除外), $\delta^{13}\text{C}$  逐年偏负(BGR 柱除外)。沉积物 TOC 增加与深圳湾沿岸区域的发展有密切关系,尤其是 1985—1990 年以后,随着深圳经济和人口的快速发展,越来越多的有机碳输入到福田红树林湿地内。同时,大量的陆源输入导致沉积物中 C/N 比值升高、 $\delta^{13}\text{C}$  降低。此外,80 年代中期以后,福田红树林保护区建立,红树林生态系统得到恢复,湿地面积增加,使得沉积物中有机质的红树来源贡献增大, $\delta^{13}\text{C}$  值进一步降低。

### 2.3 红树林生态系统的稳态转换及其启示

各沉积柱的 PCA 分析结果表明第一轴 PC1 均为其系统中的最主要成分(不同沉积柱 PC1 和 PC2 的方差解释度对比:HS 柱为 40.9% vs. 24.3%;BGR 柱为 43.6% vs. 25.2%;QQ 柱为 54.2% vs. 25.1%;TT 柱为 PC1 34.5% vs. 24.3%),反映了生态系统的主要变化趋势。STARS 对 PC1 的检验结果显示,系统在研究时段内出现了一次稳态转变(图 3):HS 柱发生在 1987 年(25 cm, RSI = 0.92),BGR 柱发生在 1981 年(29 cm, RSI = 1.36),QQ 柱发生在 1979 年(31 cm, RSI = 1.51),TT 柱发生在 1985 年(25 cm, RSI = 0.67)。这些结果一致表明,在过去 50 年中深圳红树林生态系统经历了一次重大的状态转变,而转变发生于 80 年代初期到中期,在沉积记录中留下了明显的印记。稳态转换前(20 世纪 50—80 年代),福田红树林沉积物重金属(如 Cu 和 Zn)、无机营养(如 TP)和有机质(如 TOC)尽管逐年增加,但含量仍处于较低水平。稳态转换后(20 世纪 90 年代至今),深圳湾陆源输入增加,污染加剧,使得沉积物重金属浓度(如 Pb)和有机元素指标(如 C/N 和  $\delta^{13}\text{C}$ )发生明显变化,湿地中营养物(如 TN)快速累积,使得红树林生态系统质量下降。福田红树林生态系统的状态突变反映了深圳湾总体环境在 20 世纪 80 年代的急剧变化,深圳湾生态系统的各个层次也对此作出了不同程度的生态响应。深圳湾的红树林覆盖面积在稳态转变过程中严重萎缩,1970 年以前面积达 10 km<sup>2</sup>,但在 80 年代初期大规模围海造陆活动后,天然红树林大幅减少<sup>[59]</sup>。虽然在 1990—2000 年以后,相关部门通过人工造林,使得红树林面积得到一定恢复,但直至 2007 年,深圳湾原生和新生红树林的面积之和尚不及 1970 前历史高位的一半,而且目前红树林还面临着物种多样性下降、生境破碎化等诸多问题<sup>[59-60]</sup>。1980—1990 年期间,深圳湾的浮游植物群落发生明显的变化,赤潮藻类多样性增加,经常出现新的赤潮种,导致赤潮灾害发生频率升高,持续时间延长<sup>[61]</sup>。另外,由于福田红树林遭受破坏,栖息地消失,红树林内昆虫群落种类急剧减少,海榄雌瘤斑螟等虫害因此多次爆发<sup>[62]</sup>。

深圳湾的生态系统稳态转变是多重人为因素共同作用的结果,既受经济发展、人口增长、城镇化和工业化过程等上层指标影响,也与土地利用方式改变、围海造陆、陆源输入增加、海水污染等下层指标有关,总体体现在深圳市改革开放初期社会经济指标的爆发性增长。据《2015 年深圳统计年鉴》,从 1979 到 1990 约十年间,深圳市人口从 31.4 万增加到 167.8 万;全市生产总值(GDP)从 2.0 亿元增至 171.7 亿元,翻了 86 倍;工业产值从 0.2 亿元增至 64.5 亿元,增长了 322 倍<sup>[37]</sup>。人口与经济急剧增长必然引起深圳市土地利用类型的改变,城市建设用地因此增加,绿地减少。以福田区为例,2014 年城市建设用地面积比 1987 年时增加 81.2%,植被覆盖度持续下降,已经彻底从乡村景观转变为城市景观<sup>[19]</sup>。另外,人口拥挤导致用地紧张,促使围海造陆工程迅速展开。随着土地利用方式改变和填海工程进行,陆源物质流失增加,深圳湾淤积率提高,底质污染物累积作用明显,深圳湾的海水污染问题也日益突出。20 世纪 80 年代,深圳湾流域的 TN 年平均入海通量达到

10388.2T, TP 则为 2694.5T, 使其海水中 TN 浓度年平均值达到 2.4 mg/L, TP 为 0.65 mg/L<sup>[47]</sup>。而 90 年代以前, 整个深圳湾流域内只有一座污水处理厂(滨河污水处理厂, 1984 年投入运行第一期工程), 其时整个海湾的污水处理率不足 10%<sup>[47, 63]</sup>。这一连串的社会经济与生态环境影响在短期内快速叠加, 外部胁迫增速超过深圳湾生态系统的自我调节速度, 日积月累超过其阈值, 最终导致难以扭转的稳态转变。

深圳湾生态系统发生重大转变的时间节点是 20 世纪 80—90 年代, 即改革开放早期, 该结论与前人对珠江三角洲长期环境变化的研究结果一致<sup>[64-66]</sup>, 说明珠江三角洲和深圳湾的生态系统同步地响应了改革开放带来的诸多环境变化。另外, 深圳湾实际上一直是人类活动干扰强烈的海域, 其所受的环境胁迫不单是来自深圳一侧, 也来自香港一侧。香港在 20 世纪 50—80 年代经历了三十年的经济高速增长期, 期间对深圳湾施加了持续的环境压力, 各种压力源的延时协同效应削弱了系统的平衡弹性(恢复能力), 使得深圳湾系统越发偏离原始状态。深圳在 80 年代的突然崛起似乎更像是压垮骆驼的最后一根稻草, 在其强力胁迫下深圳湾生态系统最终越过生态阈值, 转换成另外一种系统状态。目前, 深圳湾的环境形势局部有所好转(例如海湾内无机磷盐含量在逐步下降), 但总体仍然十分严峻, 存在海洋污染(海水质量全年劣于最差的国家四类标准)、滨海湿地功能退化、海洋生物多样性低、赤潮事件频发等问题。因此, 继续提高深圳湾沿岸的污水治理率, 削减污染排放通量, 扩大湿地保护区面积, 开展湿地生态修复工程, 提高公民生态环保意识等命题是未来深圳湾生态管理工作的重要目标。从更高层次上说, 深圳湾生态系统的稳态转变是粤港澳大湾区过去 50 年经济高速发展所带来的环境代价。未来粤港澳大湾区的建设应该是生态与经济发展协调并重, 在建设过程中应切实贯彻生态文明理念, 将稳态转换理论纳入到实际的生态管理范畴中; 定量检验稳态转换, 厘定主要环境压力源, 以生态阈值为参考建立早期预警与风险评估机制, 以迟滞效应为指导理论实施生态修复工作等。

### 3 结论

(1) 多重沉积物生物地球化学指标表明, 深圳湾福田红树林生态系统在 20 世纪 80 年代初到中期发生了明显的系统稳态转变。沉积物记录中的重金属、营养盐、有机质等多重指标的含量在稳态转变前后存在显著差异。

(2) 深圳湾生态系统发生稳态转变的诱导因子具有多面性: 社会经济的高速发展、人口爆增、快速城市化、土地利用方式改变、填海工程、陆源输入、海水污染等社会和环境因素均与稳态转变过程有着直接或间接的关联。

#### 参考文献(References):

- [ 1 ] Beisner B E, Haydon D T, Cuddington K. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, 1(7): 376-382.
- [ 2 ] Andersen T, Carstensen J, Hernández-García E, Duarte C M. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution*, 2009, 24(1): 49-57.
- [ 3 ] Scheffer M, Hosper S H, Meijer M L, Moss B, Jeppesen E. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 1993, 8(8): 275-279.
- [ 4 ] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [ 5 ] Scheffer M, Carpenter S R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 2003, 18(12): 648-656.
- [ 6 ] Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L, Holling C S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2004, 35: 557-581.
- [ 7 ] Carpenter S R, Cole J J, Pace M L, Batt R, Brock W A, Cline T, Coloso J, Hodgson J R, Kitchell J F, Seekell D A, Smith L, Weidel B. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. *Science*, 2011, 332(6033): 1079-1082.
- [ 8 ] 于瑞宏, 张笑欣, 刘廷玺, 郝艳玲. 浅水湖泊稳态转换预警识别方法局限与展望. *生态学报*, 2017, 37(11): 3619-3627.
- [ 9 ] 李玉照, 刘永, 赵磊, 邹锐, 王翠榆, 郭怀成. 浅水湖泊生态系统稳态转换的阈值判定方法. *生态学报*, 2013, 33(11): 3280-3290.
- [ 10 ] Zhang K, Dong X H, Yang X D, Kattel G, Zhao Y J, Wang R. Ecological shift and resilience in China's lake systems during the last two centuries. *Global and Planetary Change*, 2018, 165: 147-159.

- [11] 张楚明,倪振宇,唐红渠. 太湖流域西泔摇蚊亚化石群落对湖泊生态系统稳态转换的响应. 湖泊科学, 2020, 32(2): 587-595.
- [12] 刘正文,张修峰,陈非洲,杜瑛琦,关保华,于谨磊,何虎,张永东. 浅水湖泊底栖-敞水生境耦合对富营养化的响应与稳态转换机理:对湖泊修复的启示. 湖泊科学, 2020, 32(1): 1-10.
- [13] 李胜朋,冯剑丰,王洪礼. 基于 Copula 的海洋生态系统的稳态转换. 天津大学学报, 2009, 42(6): 533-538.
- [14] 李蕙,袁琳,张利权,李伟,李诗华,赵志远. 长江口滨海湿地潮间带生态系统的多稳态特征. 应用生态学报, 2017, 28(1): 327-336.
- [15] Randsalu-Wendrup L, Conley D J, Carstensen J, Hansson L A, Bronmark C, Fritz S C, Choudhary P, Routh J, Hammarlund D. Combining limnology and palaeolimnology to investigate recent regime shifts in a shallow, eutrophic lake. *Journal of Paleolimnology*, 2014, 51(3): 437-448.
- [16] Sayer C D, Davidson T A, Jones J I, Langdon P G. Combining contemporary ecology and palaeolimnology to understand shallow lake ecosystem change. *Freshwater Biology*, 2010, 55(3): 487-499.
- [17] Randsalu-Wendrup L, Conley D J, Carstensen J, Fritz S C. Paleolimnological records of regime shifts in lakes in response to climate change and anthropogenic activities. *Journal of Paleolimnology*, 2016, 56(1): 1-14.
- [18] Kong X Z, He Q S, Yang B, He W, Xu F L, Janssen A B G, Kuiper J J, Van Gerven L P A, Qin N, Jiang Y J, Liu W X, Yang C, Bai Z L, Zhang M, Kong F X, Janse J H, Mooij W M. Hydrological regulation drives regime shifts: evidence from paleolimnology and ecosystem modeling of a large shallow Chinese lake. *Global Change Biology*, 2017, 23(2): 737-754.
- [19] Yan H Y, He X F, Lei Y D, Wang Y S, Su H, Jiang S J. Land use-induced change in trophic state of Shenzhen Bay (South China) over the past half-century. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 145: 208-213.
- [20] 林鹏. 中国红树林研究进展. 厦门大学学报: 自然科学版, 2001, 40(2): 592-603.
- [21] 彭逸生,周炎武,陈桂珠. 红树林湿地恢复研究进展. 生态学报, 2008, 28(2): 786-797.
- [22] 李瑞利,柴民伟,邱国玉,贺蓓. 近 50 年来深圳湾红树林湿地 Hg、Cu 累积及其生态危害评价. 环境科学, 2012, 33(12): 4276-4283.
- [23] Zhong C Y, Su H, Yan H Y, Jiang S J. Industrial development of Hong Kong and its environmental impacts as recorded by sediment Pb variation in Shenzhen Bay, South China. *Advances in Oceanography & Marine Biology*, 2019, 1(3): 1-6.
- [24] 胡涛,丑庆川,何诗雨,徐华林,史秀华. 深圳湾红树林结构调控及自然恢复状况. 生态学杂志, 2016, 35(6): 1491-1496.
- [25] Jia M M, Wang Z M, Zhang Y Z, Mao D H, Wang C. Monitoring loss and recovery of mangrove forests during 42 years: the achievements of mangrove conservation in China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2018, 73: 535-545.
- [26] 广东省海洋与渔业厅. 2017 年广东省海洋环境状况公报. 2018.
- [27] 卢群,曾小康,石俊慧,陈里娥,周凯,雷安平,咎启杰. 深圳湾福田红树林群落演替. 生态学报, 2014, 34(16): 4662-4671.
- [28] 丑庆川,徐华林,刘军,史秀华. 福田红树林湿地生态系统 EWE 模型构建. 生态学杂志, 2014, 33(5): 1413-1419.
- [29] 钱君龙,张连弟,乐美麟. 过硫酸盐消化法测定土壤全氮全磷. 土壤, 1990, 22(5): 258-262.
- [30] Rodionov S N. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophysical Research Letters*, 2004, 31(9): L09204.
- [31] 国家海洋局国家海洋环境监测中心. GB 18668—2002 海洋沉积物质量. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [32] 张远辉,杜俊民. 南海表层沉积物中主要污染物的环境背景值. 海洋学报, 2005, 27(4): 161-166.
- [33] Gu Y G, Ouyang J, An H, Jiang S J, Tang H Q. Risk assessment and seasonal variation of heavy metals in Settling Particulate Matter (SPM) from a typical southern Chinese mariculture base. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 123(1/2): 404-409.
- [34] 黄小平,李向东,岳维忠,黄良民,李毓湘. 深圳湾沉积物中重金属污染累积过程. 环境科学, 2003, 24(4): 144-149.
- [35] 左平,汪亚平,程琨,闵凤阳. 深圳湾海域表层和柱样沉积物中的重金属分布特征. 海洋学报, 2008, 30(4): 71-79.
- [36] 刘永伟,毛小琴,孙莉英,倪晋仁. 深圳市工业污染源重金属排放特征分析. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(2): 279-285.
- [37] 深圳市统计局,国家统计局深圳调查队. 深圳统计年鉴-2015. 北京: 中国统计出版社, 2015.
- [38] 史培军,袁艺,陈晋. 深圳市土地利用变化对流域径流的影响. 生态学报, 2001, 21(7): 1041-1049.
- [39] 郭伟,朱大奎. 深圳围海造地对海洋环境影响的分析. 南京大学学报: 自然科学版, 2005, 41(3): 286-296.
- [40] 张静,孙省利,林建国,陈春亮. 深圳湾海域环境容量及污染总量控制研究——I. 潮汐、潮流数值模拟. 海洋通报, 2010, 29(1): 22-28.
- [41] 王伯荪,廖宝文,王勇军,咎启杰. 深圳湾红树林生态系统及其持续发展. 北京: 科学出版社, 2002.
- [42] 张银龙,林鹏. 九龙江河口秋茄林及白骨壤红树林土壤特性研究. 河南农业大学学报, 1998, 32(4): 325-330.
- [43] 袁彦婷,丁振华,张玲,龙江平,卢豪良,刘洋,潘家永. 土地利用方式改变对红树林沉积物中营养元素含量的影响. 地球与环境, 2012, 40(3): 385-390.
- [44] 何桐,杨文丰,谢健,余汉生. 大亚湾柱状沉积物中 C、N、P 的分布特征及其环境意义. 海洋环境科学, 2015, 34(4): 524-529.
- [45] 赵建刚,谭键滨,杜欢,吴苑玲,乔永民. 深圳湾红树林湿地柱状沉积物氮的形态分布. 生态科学, 2017, 36(4): 89-94.
- [46] 孙金水, Wai O W H, 王伟, 雷立, 毛小琴. 深圳湾海域氮磷营养盐变化及富营养化特征. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(6): 960-964.
- [47] 赵晨辰,张世彦,毛献忠. 深圳湾流域 TN 和 TP 入海年通量变化规律研究. 环境科学, 2014, 35(11): 4111-4117.

- [48] 马林靖, 周立群. 快速城市化时期的城市化质量研究——浅谈高城市化率背后的质量危机. 云南财经大学学报, 2011, 27(6): 119-125.
- [49] Wang X M, Wu Z Y, Shao M, Fang Y T, Zhang L M, Chen F, Chan P W, Fan Q, Wang Q, Zhu S J, Bao R Y. Atmospheric nitrogen deposition to forest and estuary environments in the Pearl River Delta region, southern China. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2013, 65(1): 20480.
- [50] 刘珊珊. 关于粒径“Φ”的规范表达. 编辑学报, 2019, 31(S1): 146-147.
- [51] Furukawa K, Wolanski E. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*, 1996, 1(1): 3-10.
- [52] Yang J, Gao J, Liu B L, Zhang W. Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, 136: 3-10.
- [53] Selig U. Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment - water interface in a shallow German lake. *Hydrobiologia*, 2003, 492(1/3): 107-118.
- [54] Yu F L, Zong Y Q, Lloyd J M, Huang G Q, Leng M J, Kendrick C, Lamb A L, Yim W W S. Bulk organic  $\delta^{13}\text{C}$  and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010, 87(4): 618-630.
- [55] Saito Y, Nishimura A, Matsumoto E. Transgressive sand sheet covering the shelf and upper slope off Sendai, Northeast Japan. *Marine Geology*, 1989, 89(3/4): 245-258.
- [56] Meyers P A. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, 1997, 27(5/6): 213-250.
- [57] 聂家琴. 中国东部典型潮间带沉积物有机质的分布特征与来源分析[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
- [58] Gao Y, Zhou J, Wang L M, Guo J M, Feng J X, Wu H, Lin G H. Distribution patterns and controlling factors for the soil organic carbon in four mangrove forests of China. *Global Ecology and Conservation*, 2019, 17: e00575.
- [59] Ren H, Wu X M, Ning T Z, Huang G, Wang J, Jian S G, Lu H F. Wetland changes and mangrove restoration planning in Shenzhen Bay, Southern China. *Landscape and Ecological Engineering*, 2011, 7(2): 241-250.
- [60] 杨新林, 刘赞锋. 深圳湾红树林湿地面临的威胁与保护策略. *湿地科学与管理*, 2010, 6(2): 34-36.
- [61] 冷科明, 江天久. 深圳海域近 20 年赤潮发生的特征分析. *生态科学*, 2004, 23(2): 166-170, 174-174.
- [62] 李志刚, 李军, 韩诗畴. 近 30 年来深圳福田红树林昆虫群落特征及其对生境变化的响应. *环境昆虫学报*, 2017, 39(5): 1081-1089.
- [63] 喻一, 宋芳, 赵志杰, 秦华鹏, 段余杰, 姚丽娟, 王政君. 深圳河河口近 10 年典型污染物通量变化研究. *北京大学学报: 自然科学版*, 2020, 56(3): 460-470.
- [64] Liu G Q, Zhang G, Li X D, Li J, Peng X Z, Qi S H. Sedimentary record of polycyclic aromatic hydrocarbons in a sediment core from the Pearl River Estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 51(8/12): 912-921.
- [65] Qi S, Leipe T, Rueckert P, Di Z, Harff J. Geochemical sources, deposition and enrichment of heavy metals in short sediment cores from the Pearl River Estuary, Southern China. *Journal of Marine Systems*, 2010, 82: S28-S42.
- [66] Wang Z H, Feng J, Nie X P. Recent environmental changes reflected by metals and biogenic elements in sediments from the Guishan Island, the Pearl River Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2015, 164: 493-505.