

深圳湾红树林湿地不同生境类型沉积物的重金属分布特征及其生态风险评价

程珊珊 沈小雪 柴民伟 李瑞利[†]

深圳市太阳能与风能海水淡化关键技术工程实验室, 北京大学环境与能源学院, 深圳 518055;

[†] 通信作者, E-mail: liruili@pku.edu.cn

摘要 在深圳湾红树林的鱼塘、白骨壤林和光滩3种生境中采集沉积物样柱, 分析沉积物的理化性质和重金属(Cd, Cu, Zn和Pb)含量及其空间分布特征, 并用Hakanson潜在生态风险指数法评价其生态风险。结果表明, 3种生境的沉积物在整个沉积深度(0~50 cm)范围内, pH从高到低依次为光滩>白骨壤林>鱼塘; 盐度、电导率和总有机碳(TOC)的高低顺序均为白骨壤林>光滩>鱼塘。整体上重金属的含量分别为Zn 103.45~214.14 µg/g, Cu 70.92~133.50 µg/g, Pb 54.90~84.65 µg/g, Cd 6.57~7.25 µg/g。3种生境沉积物中的4种重金属含量分布存在极显著差异($P<0.001$), Zn, Cu和Pb在3种生境中的含量高低顺序均为白骨壤林>光滩>鱼塘, Cd含量为白骨壤林≈光滩>鱼塘。其中, 鱼塘沉积物的重金属含量最低($P<0.05$); Zn和Cu含量随深度变化差异显著($P<0.05$), 仅Cu含量随样地和深度变化表现出显著的交互效应($P<0.05$)。相关性分析结果表明, TOC在鱼塘重金属Pb积累中起一定的作用($P<0.05$), 鱼塘沉积物中4种重金属污染物具有一定的同源性。潜在生态风险评价结果显示, 各重金属潜在生态风险(E^i)程度从高到低依次为Cd>Cu>Pb>Zn。各重金属元素的潜在生态风险指数从高到低均为白骨壤林>光滩>鱼塘。综合潜在生态风险指数(RI)显示, 3种生境沉积物的重金属污染达到高潜在生态风险级别, 主要来自Cd污染, Cu污染次之。

关键词 深圳湾; 鱼塘; 红树林; 沉积物; 重金属; 生态风险

中图分类号 X824

Assessment of Heavy Metals Contamination in Three Kinds of Habitat of Futian Mangrove Forest in Shenzhen Bay

CHENG Shanshan, SHEN Xiaoxue, CHAI Minwei, LI Ruili[†]

Shenzhen Engineering Laboratory for Water Desalination with Renewable Energy, School of Environment and Energy, Peking University, Shenzhen 518055; [†] Corresponding author, E-mail: liruili@pku.edu.cn

Abstract Taking Futian Mangrove National Nature Reserve as the study area, sediments cores (0–50 cm) were sampled among three kinds of habitat, including fish pond, *Avicennia marina* forest and mudflat. The spatial distribution features of physicochemical properties and heavy metals in sediment cores were analyzed. The potential ecological risk index of heavy metals was calculated and analyzed. Analysis of physicochemical properties revealed that pH value followed the order: mudflat>*Avicennia marina* forest>fish pond; electrical conductivity, salinity, and total organic carbon (TOC) followed the order: *Avicennia marina* forest>mudflat>fish pond. The metal concentrations in sediments decreased in the following order: Zn (103.45–214.14 µg/g), Cu (70.92–133.50 µg/g), Pb (54.90–84.65 µg/g), Cd (6.57–7.25 µg/g). The concentrations of Zn, Cu and Pb followed the order: *Avicennia marina* forest>mudflat>fish pond and the concentrations of Cd followed the order: *Avicennia marina* forest≈mudflat>fish pond. The lowest level was located at fish pond ($P<0.05$). The concentrations of Zn

国家自然科学基金(31400446)、深圳市科创委基础研究项目(JCYJ20150331100946599, JCYJ20160330095549229)和深圳市红树林基围鱼塘修复专项(CGJ20140516)资助

收稿日期: 2016–12–30; 修回日期: 2017–06–27; 网络出版日期: 2018–03–08

and Cu were extremely different ($P<0.05$) among different vertical depths. Only the concentration of Cu was significantly affected by the interaction effect of sites and depths ($P<0.05$). Bivariate correlations results indicated that TOC had a significantly positive correlation with Pb in the fish pond ($P<0.05$), and the correlation of different kinds of heavy metals were complicated in *Avicennia marina* forest and mudflat. Different kinds of heavy metals had a significantly positive correlation in the fish pond ($P<0.05$), indicating that the source of 4 species of heavy metals might be same. In addition, the average contents of Cd, Cu, Zn, and Pb in all sediments of the Futian Mangrove Nature Reserve exceeded the first class of criteria GB 18668-2002. The single potential ecological risk of heavy metals followed the order: $Cd>Cu>Pb>Zn$ and *Avicennia marina* forest>mudflat>fish pond. The integrated potential ecological risks at sampling sites reached high risk level completely, mainly due to Cd contamination, followed by Cu.

Key words Shenzhen Bay; fish pond; mangrove; sediment; heavy metal; ecological risk

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带的木本植物群落,是维护海岸生态平衡的重要生态系统^[1-2]。作为海岸湿地生态系统的主体,红树林在防浪护岸、促淤造陆、维持海岸生物多样性和渔业资源^[3]、净化环境^[4]等方面具有重要的生态功能。红树林可过滤和吸附多种污染物,净化海水,是各类营养盐、有机和无机污染物重要的汇^[5-7]。

深圳湾红树林是我国唯一位于大城市腹地的特殊红树林生态系统,长期受到人为干扰。近年来,随着深圳湾周边经济的快速发展,工业排污以及生活污水等未经合理处理就大量排入深圳湾海域,深圳湾的海洋生态环境受到一定的影响,其中,重金属污染因不能降解性和生物富集特性,受到广泛关注^[8-10]。目前对福田红树林沉积物重金属污染现状的系统调查集中于评价红树林生境中表层沉积物的重金属污染情况,结果表明福田红树林重金属污染比国内其他同类地区严重^[6,9-11]。深圳湾红树林湿地主要由红树林、基围鱼塘、陆地林地和外海滩涂等不同系统组成^[12],共同完成湿地生态系统的物质循环和能量转换。深圳湾红树林湿地多样的生境可为鸟类提供不同的栖息环境,是100多种候鸟在西伯利亚与澳大利亚之间南北迁徙的“停歇地”。然而,目前的研究多数只关注深圳湾红树林单个生态系统的生态健康状况,未结合自然光滩和人工基围鱼塘来统筹评估整个系统的健康状况,尤其缺乏对红树林保护区不同生境沉积物重金属沉积特征和生态风险的综合评价,而这些对科学地评估深圳湾红树林的生态净化作用具有重要的意义。

目前,沉积物中重金属污染评价方法有地质累积指数法、潜在生态危害指数法(Hankanson指数法)^[13]、污染负荷指数法等^[14]。其中,潜在生态危害指数法基于重金属元素的毒性、生态环境的响应

以及重金属区域背景值的差异,对沉积物重金属污染水平及其可能对环境造成的生态风险进行评估,可以综合反映沉积物中重金属对生态环境的影响潜力,是沉积物质量评价中应用最广泛的方法之一^[4,9,14-17]。本研究首先分析福田红树林保护区内基围鱼塘、白骨壤林和光滩沉积物的理化性质和重金属的空间分布特征,然后基于重金属潜在生态风险指数评价法,对3种生境沉积物重金属污染程度进行评价,以期为红树林保护区科学有效的管理提供基础数据支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

深圳福田红树林国家级自然保护区(114°00′—114°02′E, 22°30′—22°32′N)位于深圳湾东北岸,呈带状分布,长9 km,与香港米埔红树林保护区隔河相望(图1),是我国唯一位于城市中心区内的红树林生态湿地。保护区总面积约368 hm²,其中红树林覆盖面积约111 hm²。在红树林面积中,人工林面积为23.9 hm²,天然林面积为56.2 hm²,林分按优势树种划分,秋茄+桐花树幼苗13.6 hm²,秋茄林5.0 hm²,白骨壤林28.4 hm²,秋茄+桐花树10.7 hm²,秋茄+桐花树+白骨壤林12.1 hm²,海桑+无瓣海桑10.3 hm²。保护区内有国家重点保护鸟类23种,同时也是东半球鸟类迁徙的重要中转站。年平均气温为22.0℃,极端高温为38.7℃(6月),极端低温为0.2℃(1月)。年均降雨量为1935.8 mm,主要集中在5—9月,年均相对湿度为79%。潮汐为不规则半日潮,平均潮差为1.9 m^[11]。海水pH值为7.23~8.05,海水平均盐度为15‰。

1.2 样品采集

2014年9月,在深圳湾福田红树林湿地的基围

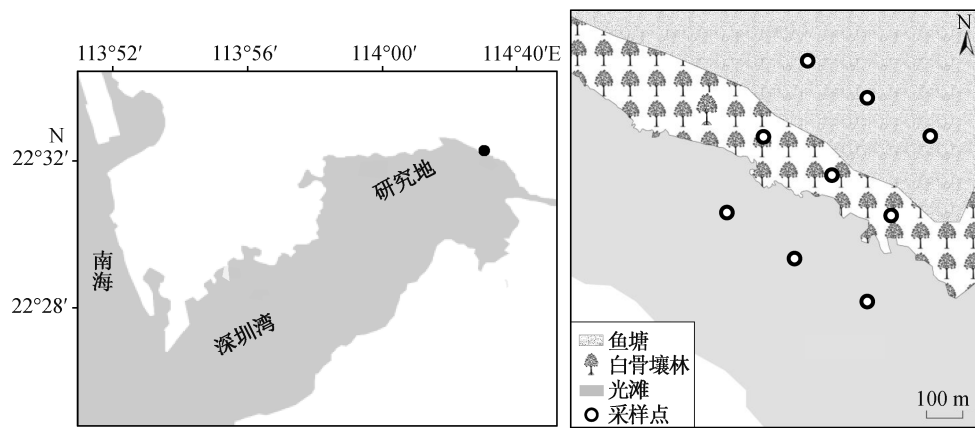


图1 深圳湾红树林湿地采样地示意图

Fig. 1 Map of the study area and sampling sites in the mangrove wetland of the Shenzhen Bay

鱼塘、白骨壤林和光滩 3 种生境采样。3 种生境由陆向海分布。低潮时在各生境分别随机设置 3 个 5 m×5 m 的样方, 每个样方内随机采集 3 个 50 cm 深的沉积柱样^[9,18](图1)。将内径为 7.5 cm 的 PVC 管人工直接按入地下, 然后小心取出。用塑料切刀将 50 cm 的柱状样以 10 cm 的间隔分开, 每一个样方中的 3 个沉积柱样对应深度的样品混合均匀为一个样品, 装入封口袋中, 密封。将沉积物样品运回实验室后, 测定样品重量, 将其放在烘箱中, 80℃ 恒温烘干, 过 100 目筛网, 保存备用。pH 值采用 pH 计测定(水土比为 1:1.25), 盐度采用电导法测定(水土比为 1:5), TOC 采用元素分析仪(Elementar, 德国)测定, 电导率采用电导率仪测定。

1.3 沉积物重金属分析

采用微波消煮法, 对沉积物样品进行前处理, 0.1 g 经干燥过筛的沉积物样品与 9 mL HNO₃, 3 mL HF 和 1 mL HCl 混合, 在微波消解仪中消解 10 分钟。所有试剂均为优级纯。提取液加热浓缩, 定容至 25 mL 容量瓶, 在 4℃ 冰箱内保存。采用电感耦合等离子体-原子发射光谱法(inductively coupled plasma-atomic emission spectrometer, ICP-AES)测定沉积物中的重金属含量。

1.4 重金属潜在生态风险评价方法

沉积物重金属的潜在生态风险用 Hakanson^[13] 1980 年提出的潜在生态风险因子(potential ecological risk index, RI)进行评估。评价指数的计算公式如下:

$$E_r^i = T_r^i \cdot c_f^i = T_r^i \cdot c_s^i / c_n^i, \quad (1)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot c_s^i / c_n^i, \quad (2)$$

式中, c_f^i 为表层沉积物中某一重金属 i 的污染指数; c_s^i 为表层沉积物中重金属 i 的实测值; c_n^i 为沉积物中重金属 i 的背景参考值。 T_r^i 和 E_r^i 分别为表层沉积物中某一重金属 i 的毒性系数和单因子潜在生态风险指数, 依据 Hakanson^[13] 的研究, 各重金属毒性系数值分别为 Zn = 1 < Cu = Pb = 5 < Cd = 30; RI 为表层沉积物多种重金属的综合潜在生态风险指数。 E_r^i 和 RI 潜在生态风险分级标准见表 1。

1.5 数据处理与分析方法

采用单因素方差分析法(One-way ANOVA), 分析不同样地中沉积物理化性质的显著性差异。选择双因素方差分析法(Two-way ANOVA), 分析沉积物理化性质和重金属含量随不同样地和深度变化的显著性差异。选择 Pearson 相关分析法, 分析沉积物理化性质与重金属含量之间的相关性。用 SPSS 软件进行统计分析, 使用 Excel 软件制图。

2 结果与讨论

2.1 沉积物理化性质

深圳湾红树林区 3 种生境沉积物的理化性质如

表 1 E_r^i 和 RI 潜在生态风险分级标准^[13]
Table 1 Standards of the potential ecological risk according to E_r^i and RI^[13]

项目	潜在生态风险				
	低	中	高	严重	很严重
E_r^i	<40	40~80	80~160	160~320	>320
RI	<150	150~300	300~600	>600	

图 2 所示。在 3 种生境中, 沉积物的 pH、电导率、盐度和 TOC 分别为 6.54~7.89, 0.90~5.71 mS, 0.45‰~3.04‰和 1.20%~2.66%。在整个沉积深度范围内, 盐度、电导率和 TOC 的含量变化均为白骨壤林>光滩>鱼塘, pH 的高低变化为光滩>白骨壤林>鱼塘。与光滩相比, 白骨壤林沉积物存在较高的 TOC 含量和较低的 pH 值, 这主要是由于白骨壤红树植物地上叶片和地下根部的凋零分解增加了沉积物的有机质含量, 分解产生的腐殖酸等物质导致 pH 降低^[19-20]。鱼塘的 TOC 和 pH 最低, 说明鱼塘沉积物中较低的 pH 不全是有机质分解产生的, 鱼塘养殖中投放的饵料等也会对鱼塘沉积物的 pH 产生影响。白骨壤林和光滩中的 pH 和 TOC 随深度的变化不大; 而鱼塘沉积物中的 pH 和 TOC 分别随深度呈现升高和降低的趋势。这说明自红树林保护区成立以来, 鱼塘的收回和生态恢复已取得一定的成效, 一方面, 鱼塘表层沉积物 TOC 含量恢复到与光滩

相似的水平; 另一方面, 鱼塘的人为因素(如人工投放饵料等分解作用)进一步加剧了沉积环境的酸环境。沉积物盐度和电导率变化的趋势相似, 鱼塘沉积物随深度增加而减小($P<0.05$), 白骨壤林($P>0.05$)和光滩($P<0.05$)沉积物随深度增加先增后减, 其中鱼塘沉积物的盐度最低。这主要是因为, 一方面, 鱼塘能够接纳陆源的淡水水体, 对盐度有一定的稀释作用; 另一方面, 鱼塘通过有限的水渠与红树林相连, 水体交换能力较弱。

综上所述, 福田红树林保护区基围鱼塘、白骨壤林和光滩间的生境条件区别较大。对 3 种生境的沉积物理化指标分别进行不同生境和不同深度的双因素方差分析, 结果(表 2)显示: 不同生境沉积物的 TOC, pH, 盐度和电导率差异极显著($P<0.001$); 沉积物有机碳和 pH 值随深度变化, 差异极显著($P<0.001$)或较显著($P<0.01$); 不同生境和深度仅对沉积物有机碳含量的交互效应极显著($P<0.001$)。

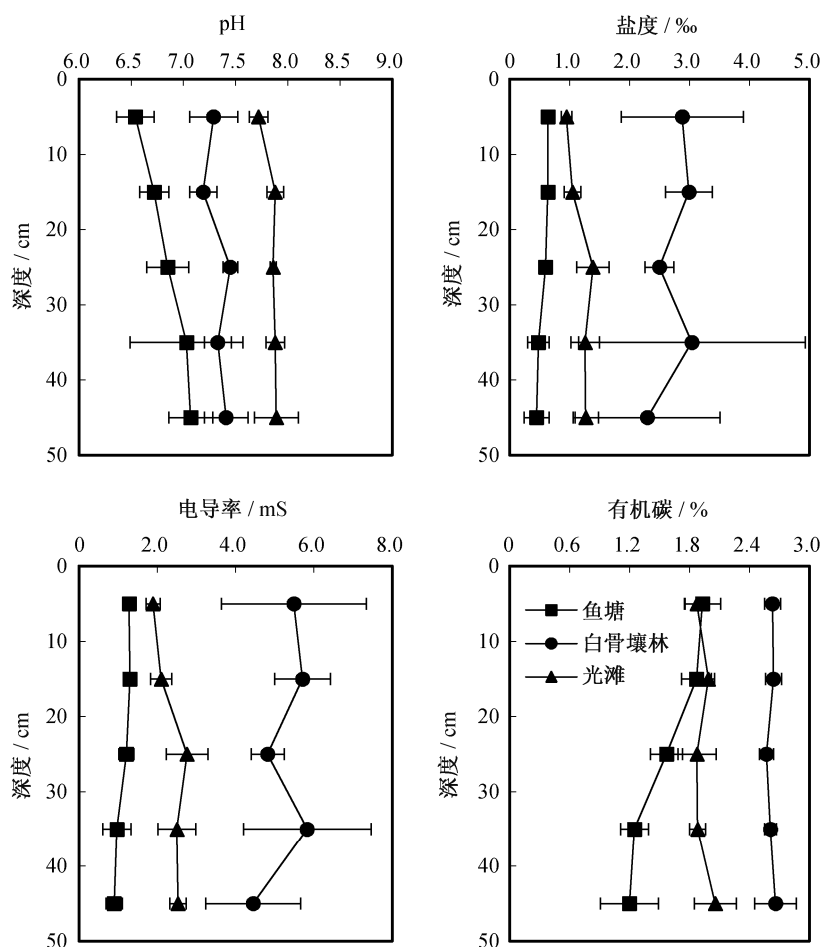


图 2 深圳湾红树林 3 种生境沉积物的理化性质

Fig. 2 Physicochemical properties of sediments in three habitats in Futian mangrove of Shenzhen Bay

表 2 深圳湾红树林 3 种生境沉积物理化性质的双因素方差分析
Table 2 Two-way ANOVA of site, depth, and their interactions on physicochemical properties of sediments in three habitats in Futian mangrove of Shenzhen Bay

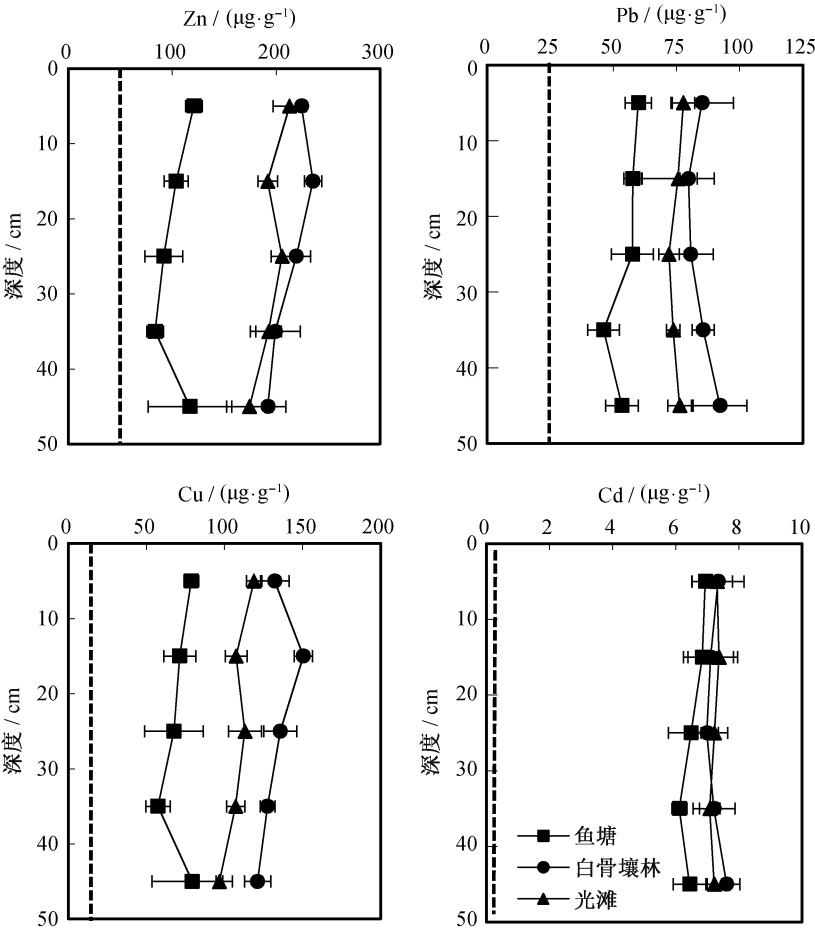
来源	自由度 df	总有机碳	pH	盐度	电导率
样地	2	427.275***	167.232***	114.634***	120.189***
深度	4	10.936***	5.005**	0.524	0.534
样地 × 深度	8	12.809***	1.718	1.073	1.154

注: ** $P<0.01$, *** $P<0.001$, ns $P>0.05$ 。

2.2 沉积物重金属含量

深圳湾红树林区域沉积物的沉积速率为 1.38 cm/a^[21]。本研究考察了 3 种生境 50 cm 深 (近 36 年)的重金属含量分布(图 3)。3 种生境重金属 Zn, Pb, Cu 和 Cd 的含量在 0~50 cm 深度内均高于环境背景值^[22]。随着深度的增加, 鱼塘沉积物中的 4 种重金属含量均呈现先降后升的趋势, 其中在 30~40 cm 深度时各重金属含量最低。光滩中 Zn 和 Cu 含

量随深度的增加而降低, Cd 和 Pb 含量的变化趋势不明显。白骨壤林中的 Zn 和 Cu 含量随深度增加呈现先增加后降低的趋势, 在 10~20 cm 深度含量达到最大; 而 Pb 含量在 10~20 cm 深度降到最低, 然后呈现增长的趋势; Cd 在整个沉积物中的含量稳定。为了解析不同生境沉积物中重金属的积累特点, 对不同生境、不同深度沉积物的重金属含量进行双因素方差分析。福田红树林保护区 3 种生境不



短虚线代表珠江口表层沉积物重金属背景值^[21]

图 3 深圳湾红树林 3 种生境沉积物重金属的垂直分布特征

Fig. 3 Vertical distribution of various heavy metals in three kinds of habitat sediments of Futian mangrove in Shenzhen Bay

同深度沉积物重金属含量的双因素方差分析结果(表 3)表明:不同生境的 4 种重金属含量差异极显著($P<0.001$), Zn 和 Cu 含量随深度变化差异显著,仅 Cu 含量随样地和深度变化表现出显著的交互效应($P<0.05$)。

对深圳湾红树林 3 种生境整个沉积样柱中的重金属平均含量进行分析,发现重金属平均含量依次为 Zn>Cu>Pb>Cd (表 4)。其中, Zn, Cu 和 Pb 在 3 种生境中的含量均为白骨壤林>光滩>鱼塘, Cd 的含量变化为白骨壤林≈光滩>鱼塘。因此, 3 种生境沉积物中, 鱼塘沉积物的重金属污染程度最低, 这表明红树林经人为改造成基围鱼塘后, 其吸附和固定重金属污染物的能力降低了。也有研究表明, 涨潮

时海水中的悬浮颗粒及重金属含量远高于退潮时,海水中的重金属污染物是潮间带红树林污染物的来源之一^[35]。另一方面, 红树林湿地对重金属的净化效果十分显著^[36-37]。本研究中, 基围鱼塘生境距离海岸较远, 海水在涨潮时进入鱼塘前经过光滩和白骨壤林的过滤和净化作用, 也导致鱼塘沉积物中重金属含量较低。国家海洋沉积物质量标准分为三类: I 类标准适用于海洋渔业水域、海洋自然保护区、珍稀与濒危生物自然保护区、海水养殖区、人体直接接触沉积物的海上运动或娱乐区、与人类食用直接有关的工业用水区, II 类标准适用于一般工业用水区和滨海风景旅游区, III类标准适用于海洋港口水域和特殊用途的海洋开发作业区(GB 18668-

表 3 深圳湾红树林 3 种生境沉积物 4 种重金属含量的双因素方差分析
Table 3 Two-way ANOVA of effects of site, depth, and their interactions on heavy metal concentrations of sediments in different kinds of habitats in Futian mangrove of Shenzhen Bay

来源	自由度 df	Zn	Pb	Cu	Cd
样地	2	194.704***	69.069***	163.775***	10.406***
深度	4	4.323**	1.123	3.435*	1.063
样地×深度	8	2.249	1.220	2.735*	0.668

注: * $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$, ns $P>0.05$ 。

表 4 深圳湾红树林湿地和其他典型红树林湿地沉积物重金属含量(mg/kg)
Table 4 Heavy metal concentrations in sediment of mangrove forest in Shenzhen Bay and other typical mangrove forests in China and abroad (mg/kg)

地点	Cd	Cu	Zn	Pb	参考文献
鱼塘	6.57	70.92	103.45	54.90	本研究
白骨壤林	7.25	133.50	214.14	84.65	本研究
光滩	7.24	108.72	195.52	75.05	本研究
米埔, 香港	2.60	78.50	79.20	240.00	[18]
南沙, 广东	0.80	113.00	55.30	159.00	[4]
淇澳岛, 广东	4.21	64.50	334.70	35.30	[23]
钦州湾, 广西	0.25	40.91	104.01	111.62	[24]
东寨港, 海南	0.62	19.62	44.84	20.76	[25]
泉州湾, 福建	0.69	42.50	184.00	73.70	[26]
Kottuli, India	0.03	69.39	384.62	6.91	[27]
Sungai Puloh, Malaysia	0.90	46.90	78.80	1023.70	[28]
Newington, Australia	—	71.30	229.90	121.90	[29]
Fadiouth, Senegal	0.00	3.50	2.40	5.40	[30]
Punta Portete, Costa Rica	7.30	8.40	34.50	14.70	[31]
Guanabara Bay, Brazil	1.32	98.60	483.00	160.80	[32]
Mazatlan Harbor, Mexico	3.20	36.00	263.50	51.50	[33]
Estero Salado, Ecuador	1.90	253.80	81.30	678.30	[34]

注: —表示未检测到。

2002)^[38]。本研究中, Cd 在 3 种生境沉积物中的平均含量均超Ⅲ类标准($>5 \mu\text{g/g}$); Cu 在白骨壤林和光滩沉积物中超Ⅱ类标准($100 \mu\text{g/g} < \text{Cu} < 200 \mu\text{g/g}$), 在鱼塘中超Ⅰ类标准($35 \mu\text{g/g} < \text{Cu} < 100 \mu\text{g/g}$); Zn 和 Pb 在光滩和白骨壤林沉积物中超Ⅰ类标准($150 \mu\text{g/g} < \text{Zn} < 350 \mu\text{g/g}$; $60 \mu\text{g/g} < \text{Pb} < 130 \mu\text{g/g}$), 鱼塘不超标($\text{Zn} < 150 \mu\text{g/g}$; $\text{Pb} < 60 \mu\text{g/g}$)。高浓度的 Cd 污染与该区域的电镀工业有关^[29-40]。由于 Cd 是生物体非必需的、毒性强的重金属元素, 因此 3 种生境中的 Cd 污染应受到重视, 其次是 Cu 污染, Zn 和 Pb 的污染程度最低。

与国内外典型红树林湿地的重金属含量相比, 本研究中 Cd, Cu 和 Zn 含量处于较高的水平, Pb 含量较低(表 4)。其中, Cd 含量($6.57 \sim 7.25 \text{ mg/kg}$)接近于哥斯达黎加的 Punta Portete (7.30 mg/kg), 高于珠江口的淇澳岛(4.2 mg/kg), 远高于其他红树林湿地。Cu 含量($70.92 \sim 133.50 \text{ mg/kg}$)低于厄瓜多尔的 Estero Salado (253.80 mg/kg), 接近香港米埔(78.5 mg/kg)、广东南沙(113.00 mg/kg)、印度的 Kottuli (69.39 mg/kg)、澳大利亚的 Newington (71.30 mg/kg) 和巴西的 Guanabara Bay (98.60 mg/kg), 高于其他红树林湿地。Zn 含量($103.45 \sim 214.14 \text{ mg/kg}$)低于印度的 Kottuli (384.62 mg/kg)、巴西的 Guanabara Bay (483.00 mg/kg) 和墨西哥的 Mazatlan (263.50 mg/kg), 接近广西钦州湾(104.01 mg/kg)、福建泉州湾(184.00 mg/kg) 和澳大利亚的 Newington (229.90 mg/kg), 高于其他红树林湿地。Pb 含量($54.90 \sim 84.65 \text{ mg/kg}$)高于海南东寨港 (20.76 mg/kg)、印度的 Kottuli (6.91 mg/kg)和塞内加尔的 Fadiouth (5.40 mg/kg), 接近福建泉州湾(73.70 mg/kg), 低于其他红树林湿地。

2.3 沉积物理化性质与重金属含量的相关性

重金属元素在沉积物中的行为与沉积物的理化性质有关, 沉积物理化性质的改变会引起重金属元素生物有效性的变化^[41]。沉积物 pH 值可通过影响重金属化合物在沉积物中的溶解度来影响重金属的行为, 是影响重金属元素行为的关键因子之一^[42]。由于重金属能够与有机碳通过表面吸附、阳离子交换和螯合反应, 形成金属有机络合物而从水中移出, 导致沉积物中重金属与 TOC 之间具有显著的相关性^[43]。

本研究分别对 3 种生境中沉积物的理化性质与重金属含量的内在联系进行探究(表 5), 发现 3

种生境的理化性质与重金属之间的相关关系不同。在光滩, 仅 Cu 与 Pb, Zn 与 Cd 之间有显著的正相关关系, 说明沉积物中 Cu 与 Pb, 以及 Zn 与 Cd 分别有着相似的生物地球化学循环变化特征。一般而言, 沉积物中较高含量的 TOC 会存在分解过程, 产生腐殖酸物质, 增加沉积物的酸度。在白骨壤林中, pH 与 Cu 之间有显著的负相关关系, 而 TOC 与 Cu 之间无显著关系, 说明酸度的增加不仅仅是由于 TOC 的分解作用, 其他因素也可能产生显著影响。白骨壤林中, Cu 与 Zn 之间有相似的生物地球化学循环变化特征(显著的正相关关系), 而 Cd 与 Cu 之间有着不同的变化特征(显著的负相关关系)。鱼塘中, Pb 与 pH 存在显著负相关关系, 而 Pb 与 TOC 存在显著正相关关系, 说明 TOC 的降解引起酸度增加, 另一方面, 较高的 TOC 含量会促进 Pb 的积累。一般而言, 有机质的重金属结合位点较多, 对金属离子具有强烈的表面吸附、离子交换吸附以及螯合作用^[44]。鱼塘中 Cd, Cu, Zn 和 Pb 之间均存在显著的正相关关系, 说明鱼塘中重金属有着相同的来源, 主要来源可能是养殖过程中饲料添加以及各类防治病虫害的药物的使用。已有研究表明, 福田红树林自然保护区沉积物中重金属的来源主要是通过凤塘河、深圳河等河流输入的陆源污染^[9]。其中, Zn 和 Cu 主要来源于冶金、印刷电路板制造业、机械工程和钢铁业等行业^[38]。

2.4 沉积物中重金属的环境质量评价

潜在生态危害指数法可综合反映沉积物中重金属对生态环境的影响潜力, 广泛应用于沉积物的质量评价^[4,9,14-17,45]。林晨^[46]应用潜在生态危害指数法, 评价了泉州湾河口湿地沉积物中 Cd, Cu, Pb 和 Zn 的潜在生态风险, 结果表明 4 种重金属的潜在生态风险指数(E^i)小于 40, 且综合潜在生态风险指数(RI)小于 150, 说明该地区重金属污染不严重, 为低潜在生态风险。Li 等^[45]应用潜在生态危害指数法, 评价了深圳福田红树林表层沉积物重金属(Cd, Cr, Cu, Pb 和 Zn)的潜在生态风险, 结果表明 Cd 具有非常高的潜在生态风险($E^i \geq 320$), Cr, Cu, Pb 和 Zn 为低潜在生态风险($E^i < 40$), 综合潜在生态风险指数(RI ≥ 600)很高, 主要是由于 Cd 污染。

本研究应用潜在生态危害指数法, 评价福田红树林自然保护区 3 种生境沉积物重金属的潜在生态风险。潜在生态风险指数(E^i)和综合潜在生态风险指数(RI)如图 4 所示。3 种生境各重金属潜在生态

表 5 深圳湾红树林 3 种生境沉积物理化性质和重金属含量的相关性分析

Table 5 Correlation coefficients between physicochemical properties and heavy metal concentrations of sediments in different kinds of habitats in Futian mangrove of Shenzhen Bay

地点	指标	pH	TOC	盐度	Zn	Pb	Cu	Cd
光滩	pH	1						
	TOC	0.177	1					
	盐度	0.058	0.213	1				
	Zn	-0.438	-0.319	-0.181	1			
	Pb	-0.180	0.322	-0.180	0.052	1		
	Cu	-0.251	0.017	-0.157	0.289	0.627*	1	
	Cd	-0.421	-0.078	-0.157	0.846**	0.035	-0.016	1
白骨壤林	pH	1						
	TOC	-0.178	1					
	盐度	-0.857**	-0.001	1				
	Zn	-0.480	-0.333	0.386	1			
	Pb	0.356	0.095	-0.460	-0.306	1		
	Cu	-0.617**	0.126	0.446	0.785**	-0.379	1	
	Cd	0.389	-0.429	-0.301	-0.087	0.113	-0.537*	1
鱼塘	pH	1						
	TOC	-0.639*	1					
	盐度	-0.516*	0.782**	1				
	Zn	-0.113	0.255	0.129	1			
	Pb	-0.637*	0.555*	0.409	0.779**	1		
	Cu	-0.063	0.113	0.039	0.982**	0.739**	1	
	Cd	0.022	0.358	0.198	0.774**	0.567*	0.692**	1

注: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, ns $P > 0.05$ 。

风险(E_r^i)程度从高到低依次为 Cd>Cu>Pb>Zn。同时,各重金属元素的潜在生态风险指数在 3 种生境中为白骨壤林>光滩>鱼塘。鱼塘、白骨壤林和光滩的综合潜在生态风险指数(RI)均远超 600 (表 1),为高潜在生态风险。从单个重金属元素的潜在生态风险指数来看,鱼塘、白骨壤林和光滩沉积物中 Cd 污染具有很高的潜在生态风险($E_r^i > 320$, 表 1); Cu 在白骨壤林 10~20 cm 深度内具有高的潜在生态风险($80 \leq E_r^i \leq 160$, 表 1),在光滩 0~50 cm 深度、鱼塘 0~10 cm 和 40~50 cm 深度、白骨壤林 0~10 cm 和 20~50 cm 深度内均具有中度的潜在生态风险($40 \leq E_r^i \leq 80$, 表 1),而在鱼塘 20~40 cm 深度内具有低潜在生态风险($E_r^i < 40$)。Zn 和 Pb 在 3 种生境 0~50 cm 深度均表现为低潜在生态风险($E_r^i < 40$)。

福田红树林自然保护区重金属污染物的综合潜在生态风险指数具有随深度增加先减后增的趋势,平均值为 6456.99,具有严重的潜在生态风险(RI>600),主要来自 Cd 的污染。因此,3 种生境的 Cd 污染问题应给予重视。此外,3 种生境沉积物中 Cu 的潜在生态风险因不同生境和深度而异,潜在生态风险较高,也应给予重视。

3 结论

1) 鱼塘、白骨壤林和光滩沉积物的基本理化性质呈现明显的空间差异。pH 从高到低为:光滩>白骨壤林>鱼塘;盐度、电导率和 TOC 的含量均为白骨壤林>光滩>鱼塘。不同生境理化性质的垂直分布各异。

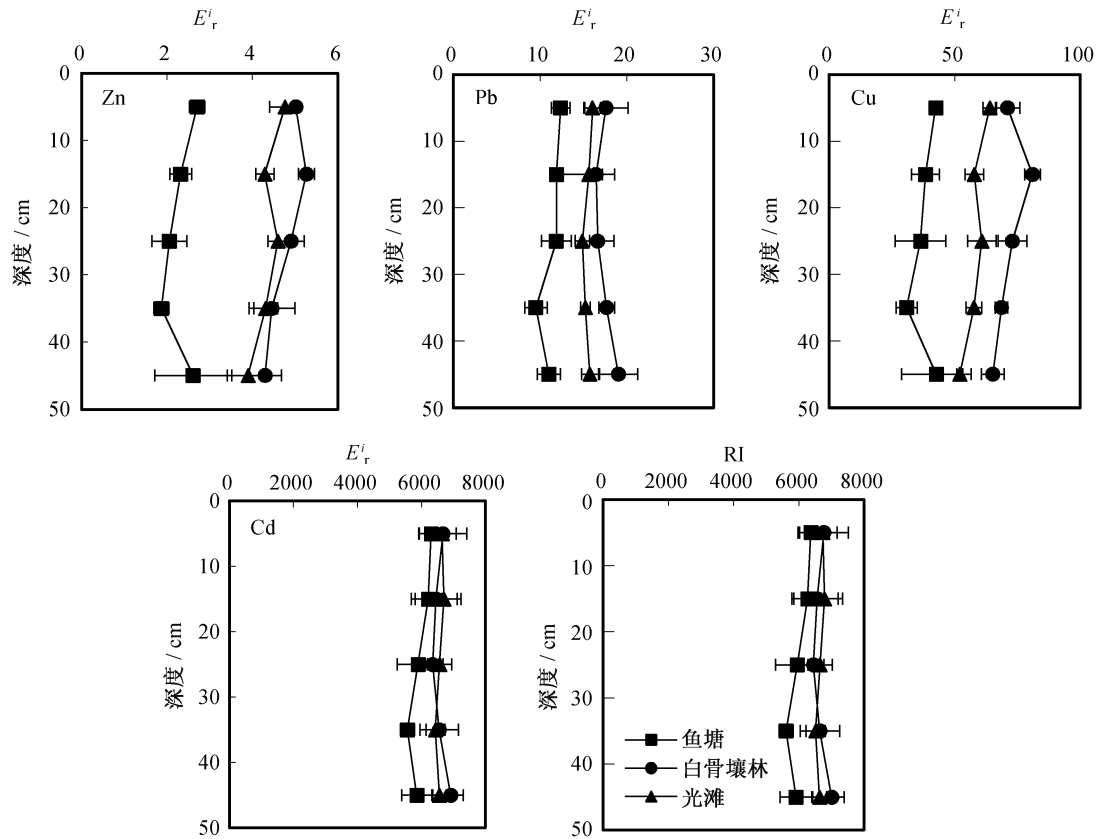


图4 深圳湾红树林不同生境沉积物重金属潜在风险系数 E_r^i 和指数 RI

Fig. 4 E_r^i and RI in different kinds of habitat sediment of Futian mangrove in Shenzhen Bay

2) 鱼塘、白骨壤林和光滩沉积物中各重金属污染物的平均含量从高到低依次为 $Zn > Cu > Pb > Cd$; 3 种生境沉积物中 4 种重金属含量差异极显著 ($P < 0.001$), 其中, 鱼塘沉积物的重金属含量最低; Zn 和 Cu 含量随深度变化差异显著, 其中, 仅 Cu 含量随样地和深度变化表现出显著的交互效应 ($P < 0.05$)。

3) 3 种生境中沉积物的理化性质与重金属之间有着不同的相关关系: 光滩和白骨壤自然生境中重金属相关关系复杂, 受多种因素影响; 鱼塘中重金属之间存在显著正相关关系, 说明具有相同的污染来源; TOC 在光滩和白骨壤林中重金属积累过程中的作用有限, 而在鱼塘沉积物中 TOC 促进了 Pb 的积累。

4) 基于重金属潜在生态风险指数评价法的分析结果表明, 各重金属潜在生态风险(E_r^i)程度从高到低依次为 $Cd > Cu > Pb > Zn$, 其中鱼塘沉积物各重金属元素的潜在生态风险指数最低。综合潜在生态风险指数(RI)分析结果显示, 鱼塘、白骨壤林和光

滩均具有高潜在生态风险, 主要来自 Cd 的污染, Cu 次之, Zn 和 Pb 最低。

参考文献

- [1] 林鹏. 中国东南部海岸红树林的类群及其分布. 生态学报, 1981, 1(3): 283-290
- [2] Ren H, Wu X, Ning T, et al. Wetland changes and mangrove restoration planning in Shenzhen Bay, Southern China. Landscape and Ecological Engineering, 2011, 7(2): 241-250
- [3] Robertson A I, Duke N C. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. Marine Biology, 1987, 96(2): 193-205
- [4] Wu Q, Tam N F Y, Leung J Y S, et al. Ecological risk and pollution history of heavy metals in Nansha mangrove, South China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 104(1): 143-151
- [5] Lewis M, Pryor R, Wilking L. Fate and effects of

- anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: a review. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2328–2346
- [6] 李柳强, 丁振华, 刘金铃, 等. 中国主要红树林表层沉积物中重金属的分布特征及其影响因素. *海洋学报*, 2008, 30(5): 159–164
- [7] 丘耀文, 余克服. 海南红树林湿地沉积物中重金属的累积. *热带海洋学报*, 2011, 30(2): 102–108
- [8] He B, Li R, Chai M, et al. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2014, 36(3): 467–476
- [9] 邓利, 张慧敏, 劳大荣, 等. 福田红树林自然保护区沉积物重金属污染现状及生态风险评价. *海洋环境科学*, 2014, 33(6): 947–953
- [10] 谢海伟, 文冰, 郭勇, 等. 深圳福田红树植物群落特征及金属元素分布状况. *广西植物*, 2010, 30(1): 64–69
- [11] 咎启杰, 王勇军, 王伯荪. 深圳福田红树林无瓣海桑与海桑群落的重金属累积和循环. *环境科学*, 2002, 23(4): 81–88
- [12] 陈桂珠, 王勇军, 黄乔兰. 深圳福田红树林鸟类自然保护区生物多样性及其保护研究. *生物多样性*, 1997, 5(2): 104–111
- [13] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach. *Water Research*, 1980, 14(8): 975–1001
- [14] 丁喜桂, 叶思源, 高宗军. 近海沉积物重金属污染评价方法. *海洋地质动态*, 2005, 21(8): 31–36
- [15] Luo W, Lu Y, Wang T, et al. Ecological risk assessment of arsenic and metals in sediments of coastal areas of northern Bohai and Yellow Seas, China. *Ambio*, 2010, 39(5/6): 367–375
- [16] 毛志刚, 谷孝鸿, 陆小明, 等. 太湖东部不同类型湖区疏浚后沉积物重金属污染及潜在生态风险评价. *环境科学*, 2014, 35(1): 186–193
- [17] 孙元敏, 陈彬, 黄海萍, 等. 中国南亚热带海岛海域沉积物重金属污染及潜在生态危害. *中国环境科学*, 2011, 31(1): 123–130
- [18] Tam N F Y, Wong Y S. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*, 2000, 110(2): 195–205
- [19] Gan H, Lin J, Liang K, et al. Selected trace metals (As, Cd and Hg) distribution and contamination in the coastal wetland sediment of the northern Beibu Gulf, South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 66(1/2): 252–258
- [20] De C G F, Godoy J M, Godoy M L, et al. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: a comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 59:123–133
- [21] 李瑞利, 柴民伟, 邱国玉, 等. 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
- [22] 李健, 郑春江. 环境背景值数据手册. 北京: 中国环境科学出版社, 1988
- [23] Machado E C, Machado W, Bellido L F, et al. Removal of Zinc from tidal water by sediments of a mangrove ecosystem: a radiotracer study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, 192: 77–83
- [24] Liu C Y, Gong X F, Yang J Y. The formation of iron plaque on the roots of *Carex cinerascens* in Poyang Lake and its effect on the Lead accumulation. *Applied Mechanics and Materials*, 2014, 675(14):1018–1023
- [25] 陈桂珠, 陈桂葵. 污水排放对白骨壤凋落叶的影响. *生态学杂志*, 2004, 23(4): 69–71
- [26] Pi N, Tam N, Wong M H. Formation of iron plaque on mangrove roots receiving wastewater and its role in immobilization of wastewater-borne pollutants. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 63: 402–411
- [27] GB 18668-2002, 海洋沉积物质量[S]. 2002
- [28] Cheung K C, Poon B H T, Lan C Y, et al. Assessment of metal and nutrient concentrations in river water and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta, South China. *Chemosphere*, 2003, 52(9): 1431–1440
- [29] Li Q S, Wu Z F, Chu B, et al. Heavy metal in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China. *Environment Pollution*, 2007, 149(2): 158–164
- [30] 李丽琳, 莫莉萍, 陆媛. 钦州港红树林湿地沉积物重金属含量研究. *西部交通科技*, 2014(5): 76–80
- [31] 季一诺, 赵志忠, 吴丹, 等. 海南东寨港红树林沉积物中重金属的分布及其生物有效性. *应用生态学报*, 2016, 27(2): 593–600
- [32] 于瑞莲, 胡恭任, 赵金秀, 等. 泉州湾河口湿地秋茄红树林中重金属的分布、迁移和储量. *环境化学*, 2013, 32(1): 125–131
- [33] Harikumar P S, Jisha T S. Distribution pattern of trace metal pollutants in the sediments of an urban wetland in the southwest coast of India. *International*

- Journal of Engineering Science and Technology, 2010, 2(5): 840–850
- [34] Udechukwu B E, Ismail A, Zulkifli S Z, et al. Distribution, mobility, and pollution assessment of Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, and Fe in intertidal surface sediments of Sg. Puloh mangrove estuary, Malaysia. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(6): 4242–4255
- [35] MacFarlane G R, Pulkownik A, Burchett M D, et al. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. Environmental Pollution, 2003, 123(1): 139–151
- [36] Bodin N, N’Gom-Kâ R, Kâ S, et al. Assessment of trace metal contamination in mangrove ecosystems from Senegal West Africa. Chemosphere, 2013, 90 (2): 150–157
- [37] Guzmán H M, Jiménez C E. Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of Central America (Costa Rica and Panama). Marine Pollution Bulletin, 1992, 24(11): 554–561
- [38] Kehrig H A, Pinto F N, Moreira I, et al., Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. Organic Geochemistry, 2003, 34(5): 661–669
- [39] Jara-Marini M E, Soto-Jiménez M F, Páez-Osuna F. Bulk and bioavailable heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) in surface sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, 80(2): 150–153
- [40] Fernandez-Cadena J C, Andrade S, Silva-Coello C L, et al. Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America. Marine Pollution Bulletin, 2014, 82(1/2): 221–226
- [41] 王祖伟, 李宗梅, 王景刚, 等. 天津污灌区土壤重金属含量与理化性质对小麦吸收重金属的影响. 农业环境科学学报, 2007, 26(4): 1406–1410
- [42] 马耀华, 刘树应. 环境土壤学. 西安: 陕西科学技术出版社, 1998: 198–201
- [43] 潘胜强, 王铎, 吴山, 等. 土壤理化性质对重金属污染土壤改良的影响分析. 环境工程, 2014(增刊 1): 600–603
- [44] Qiu Yaowen, Zhu Liangsheng, Li Manqiu. Distribution characteristics of heavy metals and grain size of sediments from Hailing Bay, China. Marine Science Bulletin, 2005, 17(1): 69–76
- [45] Li Rongyu, Li Ruili, Chai Minwei, et al. Heavy metal contamination and ecological risk in Futian mangrove forest sediment in Shenzhen Bay, South china. Marine Pollution Bulletin, 2015, 101(1): 448–456
- [46] 林晨. 泉州湾河口湿地沉积物及典型生物中重金属污染研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2008