

我国红树林主要分布区表层沉积物砷的分布及形态特征

李柳强, 振华*, 刘金铃, 林慧娜

厦门大学 生命科学学院, 福建 厦门 361005

摘要: 利用 ICP-MS 分析了我国红树林主要分布区表层沉积物的 As 含量和形态, 阐明 As 的分布及其形态特征. 结果表明, 表层沉积物中 $w(\text{As})$ 为 3.14~19.16 mg/g, 平均值为 8.14 mg/g. 表层沉积物中 $w(\text{As})$ 与 $w(\text{Fe})$, $w(\text{Mn})$, pH, $w(\text{有机质})$, 粉粒和黏粒所占比例呈显著或极显著正相关. 表层沉积物中的 As 主要以残渣态存在, 其次为有机质-硫化物结合态. 在整个研究区域, As 的 5 种形态在总量中的所占比例: 可交换离子态为 14.40%, 碳酸盐结合态为 1.41%, 铁锰氧化物结合态为 2.16%, 有机质-硫化物结合态为 30.40%, 残渣态为 50.65%. 可交换离子态所占比例与 $w(\text{有机质})$ 和 pH 呈极显著正相关. 有机质-硫化物结合态所占比例与盐度、黏粒和粉粒所占比例呈显著或极显著正相关. 残渣态所占比例与盐度、粉粒和黏粒所占比例呈极显著正相关.

关键词: 红树林; 表层沉积物; 砷; 形态

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1001-6929(2008)06-0171-05

Distribution Features and Speciation of Heavy Metals in Surface Sediments of Main Mangrove of China

LI Liu-qiang, DING Zhen-hua, LIU Jin-ling, LIN Hui-na

School of Life Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China

Abstract: Arsenic contents in surface sediments collected from mangrove were analyzed with a PE DRG-e ICP-MS, and the distribution and species of As were identified. The results showed that As content ranged from 3.14~19.16 mg/g, with an average content of 8.14 mg/g. As content correlated well and positively with the contents of Fe and Mn, pH, organic content, silt and clay. Residual As was the primary species, and organic and sulfide As were the secondary species in the surface sediments. Among five As species, the exchangeable As accounted for 14.40%, carbonate As accounted for 1.41%, Fe-Mn oxides As accounted for 2.16%, organic-sulphide As accounted for 30.40%, and residual As accounted for 50.65%. Exchangeable As positively correlated with organic content and pH significantly. Organic-sulfide As and residual As positively correlated with salinity, silt and clay significantly.

Key words: mangrove; sediments; arsenic; speciation

红树林生态系统位于海洋与陆地的交界面, 遭受海水周期性浸淹, 在结构与功能上具有既不同于陆地生态系统, 也不同于海洋生态系统的特性. 红树林作为初级生产者为林区水生生物提供食物与营养及栖息、繁衍场所. 因此, 红树植物对维护生态平衡, 保护海岸生态系统起着重要作用^[1-2]. 近年来由于工农业的发展, 沿海城市人口与经济的增长, 大量的污

染物汇集于河口、海湾地区, 而使这些地区的重金属污染日趋严重, 特别是在直接向红树林区倾污排废的地区更是如此. 砷(As)是一种类金属元素, 具有致癌、致畸、致突变作用, 并可通过食物链传播, 地壳中 $w(\text{As})$ 约为 3 mg/kg^[3,5]. As 在自然界中分布广泛, 常以硫化物、砷酸盐的形式存在. As 在许多行业广为应用, 由于开采、加工使用、废弃等过程通过河流、大气沉降和直接排放使其在红树林沉积物中富集, 造成砷污染. 沉积物中高含量的 As 不但是潜在的二次污染源, 而且会对底栖生物或依靠沉积物生存的生物产生毒害作用, 通过食物链富集和传递, 最终对人类健康造成影响^[6]. 目前对于红树林区重金属的研究很多, 但有关 As 的报道较少. 笔者针对我国红树

收稿日期: 2008-01-29 修订日期: 2008-03-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(40676064, 30530150)

作者简介: 李柳强(1981-), 男, 广东梅县人, 硕士研究生,

llq0753@sohu.com.

* 责任作者: 丁振华(1967-), 男, 河南新乡人, 教授, 博士, 主要研究

污染生态和环境生态学, dzh@xmu.edu.cn

林主要分布区沉积物中 As 含量、分布、形态以及影响因素进行系统的研究。

1 研究区域概况

我国红树林分布于海南、广东、广西、福建、浙江及台湾、香港和澳门等 8 省区, 介于海南的榆林港 ($18^{\circ}09'N$) 至福建福鼎的沙埕湾 ($27^{\circ}20'N$) 之间, 主要分布在北部湾海岸 (广东湛江、广西沿海及海南的西海岸) 和海南东海岸, 二者占全国红树林总面积的 80% 以上。

海南岛滩涂面积大、红树植物种类丰富、类型多样, 是我国红树植物的分布中心, 主要分布在东北部的东寨港、清澜港和南部的三亚港及西部的新英港等。广东红树林主要分布在湛江、深圳等地, 是全国红树林面积最大的省, 占全国红树林总面积的近 40%。广西的红树林主要分布在英罗湾、丹兜海、铁山港、钦州湾、北仑河口、珍珠湾、防城港等地, 以白骨壤、桐花树、红海榄、秋茄和木榄为主。福建的红树林主要分布在云霄漳江口、九龙江口及宁德地区的一些港湾如沙埕湾, 以秋茄、桐花树、白骨壤为主^[7]。

2 材料和方法

2006 年 9—10 月在海南三亚、东寨港, 广西大冠沙、山口、北仑河口、钦州湾, 广东湛江高桥红树林自然保护区、台山、深圳福田红树林自然保护区, 福建龙海浮宫、泉州洛阳桥、福鼎姚家屿和盐田鹅湾系统采集样品, 采样点如图 1 所示。利用沉积物采样器采集表层沉积物 (约 0~20 cm), 拣出其中的树枝、落叶等杂物, 放入洁净的自封袋内密封, 带回实验室。采样器具均经过严格清洗。



图 1 红树林主要分布区采样点

Fig. 1 Distribution of sampling point in main mangrove wetlands

将采集的样品自然风干, 用研钵研磨, 过 100 目 (0.165 mm) 筛, 储存备用。用王水-高氯酸消解法消

解样品, 沉积物中重金属的形态分布采用 Tessier 法^[8]测定, 经消解和提取后样品用 ICP-MS (PE DRGe 电感耦合等离子体质谱仪) 进行测定。质量由河系沉积物标准样品 GSD1-3 控制。

沉积物的 pH 用 pH 计直接测定 (水土比为 1:1.25), 盐度用电导法测定 (水土比为 1:5)^[9]。沉积物 w (有机质) 用外加热重铬酸钾容量法测定^[10]。沉积物粒度用 Mastersizer 2000 型激光粒度分析仪测定。

3 结果与讨论

3.1 As 含量及分布特征

红树林表层沉积物的 w (As) 见表 1。从表 1 可见, 沉积物中 w (As) 为 3.14~19.16 mg/g, 平均值为 8.14 mg/g。 w (Fe) 为 1.03%~6.28%, 平均值为 3.35%。 w (Mn) 为 114.50~2017.31 mg/g, 平均值为 574.97 mg/g。沉积物的 pH 为 5.06~7.19, 平均值为 6.23, 呈现中性偏酸的特点。 w (有机质) 为 1.49%~4.38%, 平均值为 2.73%。砂粒所占比例为 4.57%~87.96%, 平均值是 34.27%; 粉粒所占比例为 12.04%~91.45%, 平均值为 62.24%; 黏粒所占比例 0~4.41%, 平均值为 2.52%。从总体上看, 三亚、东寨港、大冠沙、北仑河口红树林沉积物主要以砂粒为主, 土壤沙质, 其他地区沉积物则主要以粉粒为主, 土壤为淤泥质。

海南三亚、东寨港, 广西北仑河口、钦州湾、大冠沙和福建的泉州洛阳桥红树林表层沉积物 w (As) 较低, 接近华南滨海盐土背景值 (11.8 ± 3.87) mg/g^[11]。海南三亚、东寨港, 广西北仑河口、钦州湾、大冠沙的土壤为沙质, 表层沉积物中 w (有机质) 低, 而且这几个地方工业不发达, 受陆源污染影响较轻。广西山口, 广东湛江高桥、深圳福田, 福建浮宫、鹅湾和姚家屿表层沉积物 w (As) 高于其他地区, 原因可能是这些地区离码头较近, 受大量船只排放废物、水产养殖业及人为污染所致。而广东台山的 w (As) 较高, 高于华南滨海盐土背景值。台山水产养殖业发达, 为广东省鳗鱼养殖的重要基地^[12], 大量使用农药。且台山附近有金属硫化物矿床, 其中富含黄铁矿及毒砂等含砷矿物^[13], 因而导致台山的 w (As) 高于其他地区。总体来说, 我国 4 个省中, 海南和广西红树林沉积物中 w (As) 较低, 工农业比较发达的广东和福建, 由于沿海地区居住人口众多, 工农业废水和生活污水排放量大, 因此 w (As) 相对较高。

3.2 影响 As 含量和分布的因素

沉积物中富集的 As 含量不仅取决于自然搬运

表 1 沉积物中 $w(\text{As})$ 及基本理化性质

Table 1 The content of As and properties of sediments

采样点	样品数 个	$w(\text{As})/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$w(\text{Fe})/%$	$w(\text{Mn})/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	pH	$w(\text{有机质})/%$	所占比例 %			
							砂粒	粉粒	黏粒	
海南	三亚	8	3.63	1.91	155.11	5.80	3.04	70.36	28.83	0.81
	东寨港	14	3.14	2.18	157.17	5.61	4.38	55.64	42.76	1.59
广西	大冠沙	13	5.47	1.03	114.50	5.64	1.86	87.96	12.04	0
	北仑河口	4	4.71	5.19	722.47	5.06	1.24	64.69	34.09	1.23
	钦洲湾	3	9.69	1.46	158.45	6.10	2.61	32.86	65.23	1.93
	山口	6	11.57	3.09	201.94	6.50	2.59	33.64	64.38	1.97
广东	湛江高桥	5	9.83	3.96	329.02	5.79	4.49	22.13	75.34	2.53
	台山	3	19.16	6.28	1477.68	6.73	2.42	20.69	75.17	4.15
	深圳福田	5	8.73	4.00	463.35	6.58	3.75	20.96	60.90	3.09
福建	浮宫	6	8.29	3.91	727.11	6.82	2.67	5.75	90.75	3.50
	洛阳桥	3	5.31	3.98	2017.31	7.19	1.50	4.57	91.45	3.98
	鹅湾	7	10.19	2.82	395.77	6.74	2.80	6.57	91.45	4.41
	姚家屿	7	7.25	3.78	554.75	6.37	2.15	19.65	76.76	3.59
平均值			8.20 ± 4.24	3.35 ± 1.48	574.90 ± 571.60	6.23 ± 0.61	2.73 ± 0.99	34.27 ± 27.01	62.24 ± 25.64	2.52 ± 1.39

和人为排放,而且还取决于沉积物的特性、有机物含量、矿物组分以及沉积环境等多种因素^[14]。这些环境因子的共同作用决定了红树林表层沉积物中 As 的含量、分布、形态和迁移特征。作为重金属离子螯(络)合剂,沉积物中的有机质对重金属元素具有强烈吸附作用,有机质含量越高,对重金属的累积量亦

越大^[15]。细颗粒物表面积大,较易富集 As。沉积物中 $w(\text{Fe})$, $w(\text{Mn})$, $w(\text{有机质})$, pH, 粒度与 $w(\text{As})$ 的相关关系见表 2。由表 2 可见, $w(\text{As})$ 与沉积物中 $w(\text{Fe})$, $w(\text{有机质})$ 、粉粒和黏粒所占比例呈极显著正相关,与 $w(\text{Mn})$ 和 pH 呈显著正相关,与砂粒所占比例呈显著负相关。

表 2 $w(\text{As})$ 与沉积物性质的相关系数

Table 2 Correlation coefficient between As concentration and sediment properties

项目	$w(\text{Fe})$	$w(\text{Mn})$	pH	$w(\text{有机质})$	砂粒所占比例	粉粒所占比例	黏粒所占比例
$w(\text{As})$	0.329 ¹⁾	0.290 ²⁾	0.244 ²⁾	0.337 ¹⁾	-0.556 ¹⁾	0.531 ¹⁾	0.477 ¹⁾

注: $n=84$

1) $P < 0.01$ 极显著相关; 2) $P < 0.05$ 显著相关。

3.3 环境因子多元回归模型分析

红树林湿地中 As 的分布特征受到很多因素的影响。由 3.2 节分析可知,各种环境因子与红树林表层沉积物中 As 含量有着密切的联系,为了考察这些因子对红树林表层沉积物中 As 含量的影响程度,通过 SPSS 统计软件采用向后剔除法^[16],对红树林中各环境因子与 $w(\text{As})$ 的关系进行多元回归统计和分

析。向后剔除变量法的基本思路是将 P 个自变量全部选入回归模型,估计回归系数,给定显著性水平,一般 $F=4$ (即 $t=2$),按一定的标准做假设检验,去除最小 $|t_j|$,如果 $|t_j| < t_{\alpha/2}$, $N = P - 1$,将其余的 $P - 1$ 个自变量再做回归模型,并估计回归系数(一般选择 α 值为 0.1),依据该步骤依次进行下去,直到所有变量的 $|t_j| < t_{\alpha/2}$ 。基本过程见表 3。

表 3 自变量选入或从模型中剔除过程

Table 3 The procession of the variables entering or removing from the model

模型	变量进入	剔除变量	依据
1	X8, X7, X6, X5, X4, X3, X2, X1		10 个变量全部进入
2	X8, X7, X6, X4, X3, X2, X1	X5 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除
3	X8, X7, X6, X4, X2, X1	X3 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除
4	X8, X6, X4, X2, X1	X7 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除
5	X6, X4, X2, X1	X8 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除
6	X6, X4, X1	X2 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除
7	X6, X1	X4 被剔除	当该变量的 $\text{Sig} \geq 0.1$ 时,该变量从回归方程中剔除

从表 3 可见, 根据选项, 依据设置的判断, 每次剔除 1 个在方差分析中 F 值最小的自变量, 直到回归模型中不再含有不符合判断的自变量为止. 当 $Sig \geq 0.1$ 时该变量被剔除, 此时的置信区间为 95%. 通过 SPSS 统计软件, 建立环境因子对 $w(As)$ 的多元回归方程: $y = 2.396 + 0.084x$. 其中 y 为 $w(As)$; x 为粉粒所占比例.

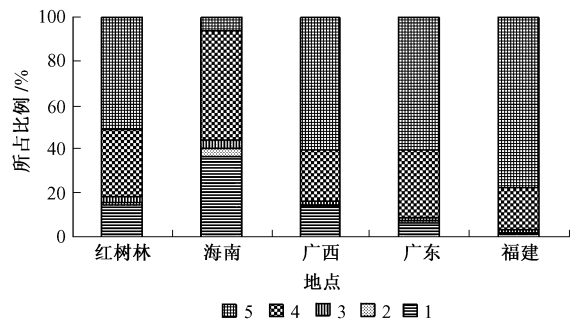
红树林中 As 的分布特征受到很多因素的影响. 由单因子分析可知, 各种环境因子与红树林表层沉积物中 As 含量有着密切的联系, 共同影响着 As 的分布. 从模型可以看出, pH , $w(\text{有机质})$, 砂粒和黏粒所占比例与 $w(As)$ 的显著相关性均不能满足 $F = 4$, $Sig \geq 0.1$ 和 95% 置信区间, 因此从模型中被剔除. 砂粒没有胶体特性, 对 As 及其化合物的吸附能力差, 因此对沉积物中 $w(As)$ 的影响非常微弱. 有机质有着较强的吸附重金属能力, 对 $w(As)$ 的影响相对重要, 但是施肥、喷洒农药及周围污染源等因素影响了沉积物中 As 的空间分布, 从而使得 $w(As)$ 与 $w(\text{有机质})$ 间的相关性减弱^[17], 因此在多元回归分析里相关性没有单因子分析的强. 影响 $w(As)$ 的最重要环境因子为粉粒, 大颗粒沉积物(如砂粒)中的重金属多数来自原生矿物, 细粒沉积物中重金属含量反映了人类活动等因素的影响结果^[18-21]. 粉粒所占比例与 $w(As)$ 的显著相关, 反映了人类活动是影响 $w(As)$ 的主导因素.

3.4 红树林表层沉积物中 As 形态分析结果

3.4.1 As 各形态所占比例及分布特征

沉积物中 As 的理化性质、毒害性和影响范围不仅与 $w(As)$ 有关, 更主要取决于其存在形态. As 的形态不同, 毒性差异很大. 对海南、广西、广东、福建红树林表层沉积物中 As 不同形态进行分析(见图 2)发现, 沉积物中的 As 主要以残渣态存在, 其次为有机质-硫化物结合态. 从平均值而言, 各形态占总量的比例: 可交换离子态为 14.40%, 碳酸盐结合态为 1.41%, 铁锰氧化物结合态为 2.16%, 有机质-硫化物结合态为 30.40%, 残渣态为 50.65%. 从各分布区来看, 海南残渣态占总量的比例明显低于其他地区, 可交换离子态和有机质-硫化物结合态却高于其他地区, 其含量由高到低顺序为有机质-硫化物结合态 > 可交换离子态 > 残渣态 > 铁锰氧化物结合态 > 碳酸盐结合态. 广西、广东和福建形态分布趋势基本保持相同, 为残渣态 > 有机质-硫化物结合态 > 可交换离子态 > 铁锰氧化物结合态 > 碳酸盐结合态.

研究发现, 沉积物中有机质-硫化物结合态所占比例相对较高, 这可能是由于红树林沉积物中高有机质和高硫所致. 在有机质含量低时多数重金属以铁锰氧化物结合态存在, 但有机质含量高时, 则以有机质-硫化物结合态存在^[22]. Clark 等^[23] 研究也表明, 大多数重金属在红树林沉积物中以有机质-硫化物结合态存在. 由于海潮的周期性淹没, 红树林沉积物基本上处于厌氧还原状态, 整个土体被水分饱和, 通气性差, 使得沉积物的氧化还原电位低^[2], 铁、锰离子主要以还原态(低价态)的形式存在, 使得重金属铁锰氧化物结合态比例减少. 红树林沉积物较低的 pH , 可能导致碳酸盐结合态比例减少. 这与实测的碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态比例较低的结果相吻合.



1—可交换离子态; 2—碳酸盐结合态; 3—铁锰氧化物结合态;
4—有机质-硫化物结合态; 5—残渣态

图 2 As 的连续淋滤实验结果

Fig. 2 Percent leached data for Arsenic

3.4.2 沉积物理化性质对 As 形态的影响

沉积物的理化性质对于 As 的形态有很大影响, 有机质的络合作用能够降低重金属的可交换态能力, 使其可交换态所占比例降低; 低 pH 时碳酸盐结合态重金属发生分解, 转变为其他形态. As 的各种形态所占比例与沉积物理化性质的相关关系见表 4. 由表 4 可见, 可交换离子态所占比例与 $w(\text{有机质})$ 和 pH 呈极显著正相关, 与盐度和黏粒所占比例呈显著负相关. 铁锰氧化物结合态所占比例与 $w(\text{有机质})$ 呈显著负相关, 与 pH 呈极显著负相关. 有机质-硫化物结合态所占比例与 pH 和砂粒所占比例呈极显著负相关; 与盐度和黏粒所占比例呈显著正相关; 与粉粒所占比例呈极显著正相关. 残渣态所占比例与 $w(\text{有机质})$ 呈显著负相关; 与盐度、粉粒和黏粒所占比例呈极显著正相关; 与砂粒所占比例呈极显著负相关. 我国红树林区沉积物中 As 形态的分配结果与 Murray 等^[24] 的结论一致, 研究表

表 4 As 的各种形态与沉积物性质的相关系数

Table 4 Correlation coefficient between the state of As and sediment properties

项目	可交换离子态	碳酸盐结合态	铁锰氧化物结合态	有机质-硫化物结合态	残渣态
w(有机质)	0.454 ¹⁾	0.160	-0.291 ²⁾	0.073	-0.222 ²⁾
pH	0.584 ¹⁾	0.144	-0.744 ¹⁾	-0.589 ¹⁾	-0.184
盐度	-0.346 ²⁾	0.019	-0.135	0.255 ²⁾	0.602 ¹⁾
砂粒所占比例	0.171	0.022	0.102	-0.425 ¹⁾	-0.446 ¹⁾
粉粒所占比例	-0.163	-0.021	-0.104	0.426 ¹⁾	0.445 ¹⁾
黏粒所占比例	-0.319 ²⁾	-0.026	-0.061	0.373 ²⁾	0.438 ¹⁾

1) $P < 0.01$ 极显著相关; 2) $P < 0.05$ 显著相关.

明,小粒径沉积物中重金属有机质结合态与残渣态所占比例较大粒径高,可溶态及碳酸盐结合态所占比例则较低^[25].

4 结论

a. 我国红树林主要分布区沉积物 $w(\text{As})$ 为 3.14~19.16 mg/g, 平均值为 8.14 mg/g. 总体来说,我国主要红树林分布区沉积物中 $w(\text{As})$ 较低,接近背景值.

b. 沉积物中 $w(\text{As})$ 与 $w(\text{Fe})$, $w(\text{有机质})$, 粉粒和黏粒所占比例呈极显著正相关,与 $w(\text{Mn})$ 和 pH 呈显著正相关,与砂粒所占比例呈显著负相关. 沉积物的类型和组分是影响表层沉积物 $w(\text{As})$ 的主导因素.

c. 我国红树林分布区沉积物中的 As 主要以残渣态存在,其次为有机质-硫化物结合态.而碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态所占比例较低.

d. 可交换离子态所占比例与 $w(\text{有机质})$, pH 呈极显著正相关.铁锰氧化物结合态所占比例与 $w(\text{有机质})$, pH 呈显著或极显著负相关.有机质-硫化物结合态所占比例与盐度、黏粒和粉粒所占比例呈显著或极显著正相关.残渣态所占比例与盐度、粉粒和黏粒所占比例呈极显著正相关.

参考文献(References):

[1] 林鹏,傅勤.中国红树林环境生态及经济利用[M].北京:高等教育出版社,1995:1-3.

[2] 林鹏.中国红树林生态系统[M].北京:科学出版社,1997:297-316.

[3] Cullen W R, Reimer K J. Arsenic speciation in the environment[J]. Chem Rev, 1989, 89: 713-764.

[4] Mandal B K, Suzuki K T. Arsenic round the world a review[J]. Talanta, 2002, 58: 201-235.

[5] 毕伟东,王成艳,王成贤.砷及砷化物与人类疾病[J].微量元素与健康研究,2002,19(2):76-79.

[6] Lawrence A L, Mason R P. Factors controlling the bioaccumulation of mercury and methylmercury by the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*[J]. Environ Pollut, 2001, 111: 217-231.

[7] 王文卿,王瑁.中国红树林[M].北京:科学出版社,2007:69-85.

[8] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal Chem, 1979, 51: 844-851.

[9] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000:39-34,179-186.

[10] 中国科学院南京土壤研究所.土壤理化分析[M].上海:上海科学技术出版社,1987.

[11] 李健,郑春江,郭希利,等.环境背景值数据手册[M].北京:中国环境科学出版社,1989:200.

[12] 张健玲,关举波,闫剑勇,等.江门地区鳗鱼注册场孔雀石绿残留的普查与分析[J].中国动物检疫,2006,23(4):32.

[13] 董玉成.浅析广东省台山市石榴花铅多金属矿地质特征及找矿方向[J].建材与装饰,2007(08Z):267-268.

[14] Singh A K, Benerjee D K. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River: a tributary of the lower Ganga, India[J]. Environ Geol, 1999, 39(1):94-98.

[15] 陈世宝,华珞,白玲玉,等.有机质在土壤重金属污染治理中的应用[J].农业环境与发展,1997,14(3):26-30.

[16] 卢纹岱.SPSS FOR WINDOWS 统计分析[M].北京:电子工业出版社,2000:45-65.

[17] 曹会聪,王金达,张学林.吉林省榆树市黑土中砷含量调查及影响因素分析[J].吉林农业大学学报,2007,29(1):83-84.

[18] 陈静生,王飞越,宋吉杰,等.中国东部河流沉积物中重金属含量与沉积物主要性质的关系[J].环境化学,1996,15(1):8-14.

[19] 李桂海,曹志敏,蓝东兆,等.厦门海域现代沉积环境与重金属环境地球化学特征[J].沉积学报,2006,24(6):870-876.

[20] Chen J S, Wang F Y, Li X D, et al. Geographical variations of trace elements of the major rivers in eastern China[J]. Environ Geol, 2000, 39(12):1334-1340.

[21] Lorenzo Giusti. Heavy metal contamination of brown seaweed and sediments from the UK coastline between the Wear river and the Tees river[J]. Environ Intern, 2001, 26: 275-286.

[22] Tam N F Y, Wong Y S. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater[J]. Environ Pollut, 1996, 94: 283-291.

[23] Clark M W, McConchie D, Lewis D W, et al. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model[J]. Chem Geol, 1998, 149: 147-171.

[24] Murray K S, Douglas C, Mark L, et al. Particle size and chemical control of heavy metals in bed sediment from the Rouge River, Southeast, Michigan[J]. Environ Sci Technol, 1999, 33: 987-992.

[25] Li X D, Shen Z G, Wai O W H, et al. Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary[J]. Mar Pollut Bull, 2001, 42(3):215-223.

(责任编辑:孔欣)