

李斌, 庞碧剑, 张瑜斌. 人工无瓣海桑对土壤重金属分布和累积的影响[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(3): 47-55. Li Bin, Pang Bijian, Zhang Yubin. Influence of *Sonneratia apetala* plantations on the distribution and accumulation of heavy metals in intertidal sediments[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41(3): 47-55.

人工无瓣海桑对土壤重金属分布和累积的影响

李斌^{1,2}, 庞碧剑³, 张瑜斌^{4*}

(1. 广西科学院广西红树林研究中心, 广西 北海 536000; 2. 广西红树林保护与利用重点实验室, 广西 北海 536000;
3. 广西海洋环境监测中心站, 广西 北海 536000; 4. 广东海洋大学, 广东 湛江 524088)

摘要: 2013年5、10月, 在湛江市雷州附城镇东海岸采样分析了人工无瓣海桑林以及周边的混生林、秋茄林和对照光滩的土壤重金属。结果表明, 人工无瓣海桑林土壤重金属的垂直分布受林龄影响较小, 各层土壤细颗粒物 and 有机质的含量越高, 水交换和淋溶作用越强, 土壤重金属的层化现象越明显。随着无瓣海桑林的不断发育, 其土壤重金属 Cr、Pb、Cd、Zn 和 Cu 含量及相对累积程度呈波浪式变化; As 是林龄越高其含量及累积程度也越高, Hg 则是林龄越高其含量越低, 但其相对累积程度是 5 a > 18 a > 11 a。5 a、18 a 无瓣海桑林土壤重金属 Cr、Pb、Cd、Zn、Cu 和 Hg 的平均含量均低于相同恢复年限的混生林和秋茄林, As 则反之。5 a、11 a 和 18 a 无瓣海桑林土壤重金属的潜在生态风险指数属中等水平, 对土壤重金属环境的改变没有种植着乡土种的混生林和秋茄林明显, 且恢复年限越长, 重金属的影响越小。

关键词: 人工无瓣海桑; 土壤重金属; 空间分布; 累积; 潜在生态风险

中图分类号: X820.4 **文献标志码:** A **doi:** 10.19672/j.cnki.1003-6504.2018.03.008 **文章编号:** 1003-6504(2018)03-0047-09

Influence of *Sonneratia apetala* Plantations on the Distribution and Accumulation of Heavy Metals in Intertidal Sediments

LI Bin^{1,2}, PANG Bijian³, ZHANG Yubin^{4*}

(1. Guangxi Mangrove Research Center, Guangxi Academy of Sciences, Beihai 536000, China;
2. Guangxi Key Laboratory of Mangrove Conservation and Utilization, Beihai 536000, China;
3. Marine Environmental Monitoring Center of Guangxi, Beihai 536000, China;
4. Guangdong Ocean University, Zhanjiang 524088, China)

Abstract: Sediment samples were collected in May and October 2013 from *Sonneratia apetala* forest, mixed forest, *Kandelia candel* forest and mud flat sediments in the eastern shore of Fucheng Town, Leizhou County, Zhanjiang City. To assess the effects of *Sonneratia apetala* forest on the distribution and accumulation of heavy metals, the heavy metals in sediments were analyzed. The results show that the vertical spatial distribution of heavy metals in sediments was slightly influenced by the reforestation age of *Sonneratia apetala*, but positively correlated with water-exchange, eluviations and the contents of fine particle and organic matter. The contents and relative accumulation factors (RAF) of Cr, Pb, Cd, Zn, Cu in sediments varied with the growth of *Sonneratia apetala* forest like a wave-shaped, and As increased continuously. The content of Hg decreased with the growth of *Sonneratia apetala* forest, and the RAF of Hg in different reforestation age of *Sonneratia apetala* forests decreased in the order as 5 a > 18 a > 11 a. The average contents of Cr, Pb, Cd, Zn, Cu and Hg in sediment of *Sonneratia apetala* forest which reforestation age were five and eighteen was lower than mixed forest and *Kandelia candel* forest, while As was on the contrary. The potential ecological risk index of heavy metal in sediment of *Sonneratia apetala* forests which reforestation ages were five, eleven and eighteen were at medium level. The changes on heavy metal in sediment of *Sonneratia apetala* forests were more obvious than in mixed forest and *Kandelia candel* forest. And the older the reforestation age was, the potential ecological risk index of heavy metal was slighter.

Key words: planted *Sonneratia apetala*; heavy metals in sediment; spatial distribution; accumulation; potential ecological risk

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带木本植物群落,具有较高的生态服务功能价值^[1]。海岸带发展对资源的不合理开发利用,导致红树林遭到了严重的破坏,1980-2000年20年间,全球红树林减少了20%~35%,至2000年世界红树林仅存约1 500万 hm^2 。在这20年间,我国红树林面积也减少了12 923.7 hm^2 ,其中97.6%的红树林是因围建养殖池塘而消失^[2]。因此,保护和恢复红树林以提高海岸湿地生物多样性的工作广受重视^[3]。20世纪70年代后期,世界各地开始采取措施减缓和抑制红树林湿地的退化,美国、澳大利亚、孟加拉国等国进行了红树林的恢复工作^[4],截至2010年我国红树林亦恢复至2.5万 hm^2 ^[5]。

无瓣海桑(*Sonneratia apetala*)为20世纪80年代中期我国从孟加拉国引入的速生真红树植物^[6],由于其生长快、生产力高,能在短时间内迅速郁闭成林起到保护海堤和稳固海滩的作用^[7],因此被广泛应用于海滩的红树林生态恢复。当前,无瓣海桑人工繁育、大规模栽培技术业已成熟^[8],且无瓣海桑红树林的生态特征^[9]以及其土壤主要理化因子等^[10]均有研究,但人工无瓣海桑群落恢复后对土壤重金属空间分布和累积的影响尚未见报道。本文以空间换时间模式研究了湛江市雷州附城镇无瓣海桑林人工恢复对土壤重金属分布与累积的影响,探讨土壤重金属水平随人工无瓣海桑群落演替的变化规律及对近岸海域所带来的潜在环境效应,为红树林的生态恢复与环境治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样地的概况及站位分布

人工无瓣海桑林样地位于湛江市雷州附城镇东海岸潮间带、雷州湾的西测,与东海岛隔海相望,其向陆一侧密布着虾塘(图1)。整个群落沿海岸线成带状分布,由北至南依次分布着不同种植年份的无瓣海桑群落,分别为5 a无瓣海桑林(2008年种植)、11 a无瓣海桑林(2002年种植)、18 a无瓣海桑林(1995年种植)(图1,以采样时的年龄为准,下同),本研究在上述红树林群落内分别设置了10 m×10 m土壤调查采样样方。为了分析比较,在人工无瓣海桑林附近选取5 a人工混生林(2008年种植)和18 a人工秋茄林(*Kandelia candel*, 1995年种植)进行比较(图1)。此外选取两处光滩作为对照样地,由于沉积物重金属的含量与粒径组成关系密切^[11],因此底质以粉壤土为主的5 a、11 a无瓣海桑林、5 a混生林及18 a秋茄林与底质类型同为粉壤土的光滩1(样地4)作对照,而以面砂土为主的18 a无瓣海桑林则与底质类型同为面砂土的光滩2

(样地1)作对照。具体的样地编号、红树林群落类型及群落样方采样层次如表1所示。

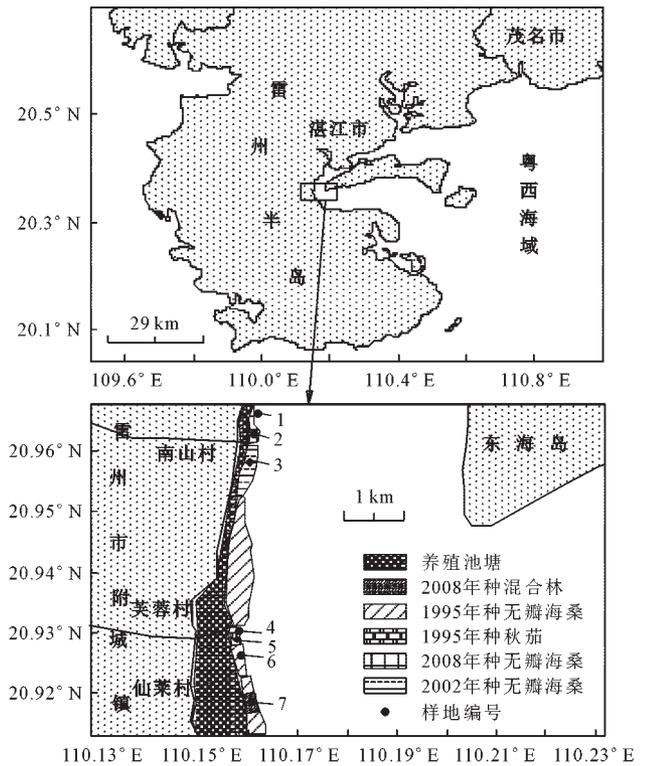


图1 雷州附城镇恢复红树林及样地分布
Fig.1 Distribution of sampling stations and reforestation mangrove forests in Fucheng Town, Leizhou City

表1 沉积物样品采集方法
Table 1 Method of collecting sediment samples

样地编号	群落类型	采样层次和方法
1	对照光滩2	表、中、底3层*
2	2008年种无瓣海桑	表、中、底3层
3	2002年种无瓣海桑	表、中、底3层
4	对照光滩1	表、中、底3层
5	1995年种秋茄	表、中、底3层
6	1995年种无瓣海桑	表、中、底3层
7	2008年种混生林	表、中、底3层

注:*表层为0~10 cm,中层为10~20 cm,底层为20~30 cm。

1.2 样品采集与分析

于2013年5、10月低潮期在各选定样地内进行调查、采样,采集红树林群落和对照光滩的土壤样品。在10 m×10 m的典型样方内,多点采集表、中、底3个层次的土壤样品,各层样品分层混合成均一样品后立即送往实验室。样品经冷冻干燥后,剔除其中砾石、贝壳、根系等杂物,磨粉过160目筛,放入洁净的聚乙烯袋中保存备用。

土壤样品经酸化消解后^[12],使用电感耦合等离子体质谱仪(7 500cx,安捷伦)进行测定。为了探讨影响重金属分布与累积的因素,参照文献提及方法同时分析了对应土壤样品的主要理化因子,其中土壤氧化还

原电位(Eh)采用氧化还原电位计测定,硫化物采用亚甲基蓝分光光度法测定^[12]。铵态氮的含量采用纳氏试剂比色法测定,硝态氮采用锌-镉还原法测定,速效磷采用碳酸氢钠法测定,总氮消解后采用纳氏试剂比色法,总磷消解后采用磷钼蓝比色法^[13]。土壤pH的测定采用电位测定法^[14],盐度的测定采用电导率法^[15],总有机碳(TOC)的测定参照非色散红外光谱法^[16],粒度的测定采用激光粒度分析法^[17]。

1.3 数据处理与分析

人工无瓣海桑林各层次土壤重金属之间以及与主要环境因子的相关性采用Pearson相关分析,统计过程使用SPSS 11.5完成。累积系数(RAF)是林内土壤重金属的平均含量与对照光滩的平均含量的比值,变异系数(CoV)是累积系数的相对标准偏差。重金属潜在生态风险的评价采用Hakanson生态风险指数法^[18],计算公式如下:

$$RI = \sum E_i = \sum T_i \times C_i = \sum T_i \times C_{si} / C_{mi}$$

式中RI为潜在生态风险指数, E_i 是单个重金属的污染指数, T_i 是各重金属的毒性系数(表2), C_i 为某个重金属的污染系数, C_{si} 是重金属的实测值, C_{mi} 是重金属的参照值,采用工业化前沉积物重金属的背景值^[19](表2)。 E_i 描述的是单个污染物对生态系统的危害程度,可分为5个等级,而RI指的是多个污染物对生态系统危害程度的综合值,可分为4个等级(表3)。

表2 重金属的背景参考值及毒性系数
Table 2 Background reference values and toxicity coefficient of heavy metals

参数	Cr	Pb	Cd	Zn	Cu	As	Hg
$C_{mi}/(\times 10^{-6})$	47.2	26.5	0.04	51.9	10.5	11.8	0.035
T_i	2	5	30	1	5	10	40

表3 E_i 、RI的分级以及潜在生态风险等级
Table 3 The pollution degree and potential ecological risk degree of E_i and RI

生态风险等级	单因子污染指数(E_i)	潜在生态风险指数(RI)
轻微	$E_i < 40$	$RI < 150$
中等	$40 \leq E_i < 80$	$150 \leq RI < 300$
较强	$80 \leq E_i < 160$	$300 \leq RI < 600$
强	$160 \leq E_i < 320$	$RI \geq 600$
极强	$E_i \geq 320$	/

2 结果与分析

2.1 不同恢复年限无瓣海桑林土壤重金属的空间分布与累积

调查结果显示,5 a无瓣海桑林土壤中Cr、Pb、Cd、Zn、Cu、As的垂直分布基本是中层小,表、底层高,相对标准偏差(RSD)在2.47%~29.4%间;Hg则是土壤深度递增含量下降,相对标准偏差为34.4%。11 a无瓣海桑林土壤中的Cr、Pb、Cd、Zn、Cu、As与Hg 7种重金

属含量均是随深度加深而下降,相对标准偏差在3.63%~32.7%之间。与5 a、11 a无瓣海桑林土壤底质类型同为粉壤土的对照光滩1,其土壤重金属Cr、Pb、Zn、Cu的垂直分布是随着深度的增加而减少,相对标准偏差在1.01%~4.78%间;As和Hg则呈波浪式分布,As是中层高,表、底低,Hg是中层低,表、底高,相对标准偏差分别为16.1%和44.1%。Cd表、中、底的含量接近,相对标准偏差为8.66%。18 a无瓣海桑林土壤中Cr、Pb、Zn、Cu随深度的增加而增加,相对标准偏差为4.91%~8.32%;As是中层高,表、底低,Hg是中层低,表、底高,相对标准偏差分别为26.3%和15.7%;Cd的表、中、底含量一致。与18 a无瓣海桑林底质类型同为面砂土的对照光滩2,其土壤中Cr、Pb、Cd、Zn、Cu、As 6种重金属含量随着深度的增加而增加,相对标准偏差在8.30%~22.9%;Hg是表、中层含量一致,底层高,相对标准偏差为17.3%。

5 a、11 a和18 a无瓣海桑林土壤的Cr、Pb、Cd、Zn和Cu平均含量均高于2个对照光滩,而Hg的平均含量仅有5 a、18 a无瓣海桑的高于对照光滩,As的平均含量仅18 a无瓣海桑的高于对照光滩(表4)。不同恢复年限无瓣海桑林土壤重金属Cr、Pb、Cd、Zn、Cu的含量大小关系为11 a > 5 a > 18 a,累积系数的大小关系也表现为11 a > 5 a > 18 a。而As和Hg的变化规律较为特殊,无瓣海桑的林龄越高,土壤中As的含量越高,累积程度也越高。Hg则是林龄越高,含量越低,累积系数是5 a和18 a的高,11 a的低。从变异程度上看,随着恢复年限的增加,无瓣海桑林土壤中Hg的变化是最大为0.34,其次是As和Cd、Cu、Pb、Cr、Zn依次减小。

2.2 不同红树植物群落土壤重金属的分布与累积

5 a无瓣海桑林土壤中Cr、Pb、Cd、Zn、Cu和Hg 6种重金属平均含量依次为(42.99±3.99) mg/kg、(21.89±0.54) mg/kg、(0.09±0.03) mg/kg、(43.32±3.48) mg/kg、(8.03±0.65) mg/kg、(0.09±0.03) mg/kg,累积系数依次是的1.09、1.19、1.35、1.10、1.15和1.56,低于相同恢复年限混生林的土壤重金属累积程度(表5)。18 a无瓣海桑林土壤中,该6种重金属的平均含量分别为(40.47±1.99) mg/kg、(20.03±1.67) mg/kg、(0.07±0.00) mg/kg、(40.27±2.12) mg/kg、(7.21±0.42) mg/kg和(0.04±0.01) mg/kg,累积系数分别是1.06、1.00、1.05、1.03、1.07和1.10,比相同恢复年限秋茄林的低。5 a、18 a无瓣海桑林土壤As的平均含量分别为(7.46±0.76) mg/kg和(10.58±2.78) mg/kg,累积系数为0.73和1.14,均高于相同恢复年限的混生林和秋茄林(表5)。

表 4 人工无瓣海桑林土壤重金属的含量、累积系数与变异系数
Table 4 The concentrations, *RAF* and *CoV* of heavy metals in sediments of restored *Sonneratia apetala* plantations

群落类型	底质类型	Cr /(mg·kg ⁻¹)	Pb /(mg·kg ⁻¹)	Cd /(mg·kg ⁻¹)	Zn /(mg·kg ⁻¹)	Cu /(mg·kg ⁻¹)	As /(mg·kg ⁻¹)	Hg /(mg·kg ⁻¹)	
对照光滩 1	表	粉壤土	41.24	18.60	0.07	40.02	7.37	8.73	0.09
	中	粉壤土	40.05	18.38	0.06	39.63	6.88	12.00	0.04
	底	粉壤土	37.53	18.23	0.07	38.91	6.75	10.03	0.05
	均值	/	39.61	18.40	0.07	39.52	7.00	10.25	0.06
	<i>RSD</i> %	/	4.78	1.01	8.66	1.42	4.67	16.1	44.1
对照光滩 2	表	面砂土	31.36	18.06	0.05	33.88	5.71	7.52	0.03
	中	面砂土	39.24	20.62	0.07	38.15	6.87	9.11	0.03
	底	粉壤土	43.94	21.16	0.08	45.55	7.72	11.26	0.04
	均值	/	38.18	19.95	0.07	39.19	6.77	9.30	0.03
	<i>RSD</i> %	/	16.6	8.30	22.9	15.1	14.9	20.2	17.3
5 a 无瓣海桑	表	粉壤土	43.33	21.87	0.12	42.35	8.39	7.73	0.13
	中	面砂土	38.85	21.36	0.07	40.42	7.28	6.60	0.08
	底	粉壤土	46.8	22.44	0.08	47.18	8.42	8.04	0.07
	均值	/	42.99	21.89	0.09	43.32	8.03	7.46	0.09
	<i>RSD</i> %	/	9.27	2.47	29.4	8.04	8.09	10.2	34.4
	<i>RAF</i>	/	1.09	1.19	1.35	1.10	1.15	0.73	1.56
11 a 无瓣海桑	表	砂粉土	52.90	23.38	0.12	52.02	10.67	10.06	0.06
	中	粉壤土	50.86	23.29	0.10	48.46	9.47	9.08	0.05
	底	粉壤土	44.36	21.90	0.09	42.75	8.25	6.78	0.03
	均值	/	49.37	22.86	0.10	47.74	9.46	8.64	0.05
	<i>RSD</i> %	/	9.03	3.63	14.8	9.79	12.8	19.5	32.7
	<i>RAF</i>	/	1.25	1.24	1.55	1.21	1.35	0.84	0.78
18 a 无瓣海桑	表	面砂土	38.54	18.32	0.07	37.83	6.72	9.87	0.04
	中	面砂土	40.36	20.13	0.07	41.39	7.41	13.65	0.03
	底	面砂土	42.51	21.65	0.07	41.59	7.49	8.23	0.04
	均值	/	40.47	20.03	0.07	40.27	7.21	10.58	0.04
	<i>RSD</i> %	/	4.91	8.32	0.00	5.25	5.87	26.3	15.7
	<i>RAF</i>	/	1.06	1.00	1.05	1.03	1.07	1.14	1.10
变异系数	/	0.09	0.11	0.19	0.08	0.12	0.23	0.34	

表 5 人工红树林土壤重金属的平均含量和累积系数 (*RAF*)
Table 5 The average contents and *RAF* of heavy metals in sediment of restored *Sonneratia apetala* plantations

群落类型	主要底质类型	Cr /(mg·kg ⁻¹)	Pb /(mg·kg ⁻¹)	Cd /(mg·kg ⁻¹)	Zn /(mg·kg ⁻¹)	Cu /(mg·kg ⁻¹)	As /(mg·kg ⁻¹)	Hg /(mg·kg ⁻¹)	
5 a 无瓣海桑	均值	42.99	21.89	0.09	43.32	8.03	7.46	0.09	
	Std	粉壤土	3.99	0.54	0.03	3.48	0.65	0.76	0.03
	<i>RAF</i>	1.09	1.19	1.35	1.10	1.15	0.73	1.56	
5 a 混生林	均值	67.75	30.79	0.17	67.35	15.19	6.94	0.18	
	Std	粉壤土	3.16	3.89	0.03	5.15	2.59	1.51	0.03
	<i>RAF</i>	1.71	1.67	2.55	1.70	2.17	0.68	3.00	
18 a 无瓣海桑	均值	40.47	20.03	0.07	40.27	7.21	10.58	0.04	
	Std	面砂土	1.99	1.67	0.00	2.12	0.42	2.78	0.01
	<i>RAF</i>	1.06	1.00	1.05	1.03	1.07	1.14	1.10	
18 a 秋茄林	均值	55.19	27.62	0.15	54.73	12.51	8.73	0.15	
	Std	粉壤土	2.13	4.02	0.03	2.87	2.98	1.88	0.04
	<i>RAF</i>	1.39	1.50	2.30	1.38	1.79	0.85	2.44	

2.3 人工无瓣海桑林土壤重金属之间及与主要理化因子的相关关系

Pearson 相关分析表明(表6),人工无瓣海桑林土壤重金属 Pb 与 Cd 显著正相关($p < 0.05$),Zn 与 Cu 极显著正相关($p < 0.01$),Cr 与 Pb 显著负相关($p < 0.05$),

Hg、As 与其他重金属的相关关系不显著。Cd 与无机氮极显著正相关($p < 0.01$),Zn、Cu 均与 TOC、硫化物显著正相关($p < 0.05$),As 与总磷、盐度显著正相关($p < 0.05$),Hg 与总氮极显著正相关($p < 0.01$),Cr、Pb 与主要环境因子的相关关系不显著。

表6 人工无瓣海桑林土壤重金属与主要环境因子的 Pearson 相关系数

Table 6 Pearson correlation between heavy metals and main environmental factors in sediment of restored *Sonneratia apetala* plantations

	Cr	Pb	Cd	Zn	Cu	As	Hg
pH	0.300	-0.297	-0.312	0.398	0.339	-0.596	0.547
盐度	-0.030	0.233	0.325	-0.131	-0.145	0.697*	-0.628
Eh	-0.238	-0.255	-0.229	-0.528	-0.410	0.296	0.063
总氮	0.083	-0.270	-0.133	0.014	0.198	-0.160	0.819**
总磷	0.167	-0.472	-0.538	0.090	0.026	0.668*	0.412
TOC	0.340	0.003	0.211	0.762*	0.756*	0.362	-0.042
硫化物	0.007	0.144	0.209	0.681*	0.764*	0.181	-0.069
磷酸盐	0.481	-0.281	-0.392	0.649	0.554	-0.022	0.249
无机氮	-0.217	0.529	0.946**	0.343	0.446	0.156	-0.327
Cr	—	-0.690*	-0.425	0.396	0.208	0.077	0.366
Pb		—	0.776*	0.180	0.269	0.211	-0.633
Cd			—	0.325	0.435	0.197	-0.485
Zn				—	0.956**	0.044	0.075
Cu					—	0.020	0.161
As						—	-0.407
Hg							—

注: *为 $P < 0.05$, 显著相关; **为 $P < 0.01$, 极显著相关。

2.4 人工无瓣海桑林土壤重金属的潜在生态风险

红树林表层沉积物中重金属可重新释放至水环境中,形成二次污染,甚至可通过食物链的传递与生物富集作用影响生态系统健康,因此有效评价重金属对生态系统的危害,可为有效管理红树林生态系统提供科学依据。就单个污染物而言,人工无瓣海桑林土壤重金属 Cr、Pb、Zn、Cu 和 As 的污染指数属轻微水

平,Cd 和 Hg 属中等以上水平,7 种重金属的污染指数大小顺序为 $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Cr > Zn$ (表7)。从潜在生态风险指数上看,11 a、18 a 无瓣海桑林属轻微,5 a 无瓣海桑林属中等,基本呈现出 5 a 无瓣海桑林 > 11 a 无瓣海桑林 > 18 a 无瓣海桑林的变化趋势;与相同恢复年限的混生林和秋茄林相比,5 a、18 a 无瓣海桑林的潜在生态风险指数均相对较低(表7)。

表7 调查区域土壤重金属的污染指数(E_i)和潜在生态风险指数(RI)

Table 7 E_i and RI of heavy metals in sediments of sampling stations

群落类型	E_i							RI
	Cr	Pb	Cd	Zn	Cu	As	Hg	
5 a 无瓣海桑	1.82	4.13	67.50	0.83	3.82	6.32	106.67	191.10
11 a 无瓣海桑	2.09	4.31	77.50	0.92	4.51	7.32	53.33	149.99
18 a 无瓣海桑	1.71	3.78	52.50	0.78	3.43	8.97	41.90	113.08
5 a 混生林	2.68	5.50	122.50	1.22	6.74	6.29	247.62	392.55
18 a 秋茄林	2.34	5.21	115.00	1.05	5.96	7.40	167.62	304.57

3 讨论

3.1 不同恢复年限无瓣海桑林对土壤重金属空间分布和累积的影响

红树林土壤重金属含量一方面与红树林的生长状况有关,另一方面与环境本底值、人类活动输入等有关。红树植物具有发达的根系,能减缓潮水的流动,促进悬浮颗粒的沉降^[20]。此外红树植物的凋落物

也会给沉积物环境带来大量的有机质,丰富的悬浮颗粒和有机质是重金属的天然附着体,因而红树林沉积物环境是重金属“长期的汇”^[21]。近年来湛江市经济不断发展,城区建设、临海工业、养殖业的规模也在逐步扩大,据统计2013年雷州湾陆源污染源重金属(Cu、Pb、Zn、Cd、Cr、Hg、As)的入海总量为1 348.77 t^[22],此外海上船舶往来,船舶油类的漏失以及船体防护漆重金属的不断释放,也是重金属的来源之一。有研究表明油类的漏失可引起环境中Pb、Cd的含量升高^[23],而船体防护漆中的Cu和Zn含量可分别高达300 g/kg和100 g/kg^[24],含有重金属的海水可通过潮汐作用,进入无瓣海桑林,成为土壤重金属的重要来源之一。相关分析表明人工无瓣海桑林土壤重金属Pb与Cd显著正相关($P<0.05$),Zn与Cu极显著正相关($P<0.01$),均说明可能源于同一个污染源。此外,本研究中无瓣海桑林向陆一侧密布着虾塘,对虾养殖废水中含有重金属Hg和As,可成为土壤Hg、As的重要来源^[22]。相关分析表明人工无瓣海桑林土壤Hg与N极显著正相关($P<0.01$),As与P显著正相关($P<0.05$),而对虾养殖废水富含N和P^[22],这也验证了虾塘废水是Hg、As的重要来源。

有研究认为,红树林土壤重金属主要富集在表层,仅在表层达到饱和后才会向下层迁移^[25]。本研究中只有11 a无瓣海桑林土壤重金属的垂直分布呈现如此变化规律,而5 a和18 a无瓣海桑林土壤重金属的垂直分布则由于土壤的粒度组成、有机质含量、水交换及淋溶作用的影响各具特点。细颗粒物和有机质具有较大的比表面积和较多的表面电荷,通过络合吸附作用可富集大量的重金属^[26],故土壤微细颗粒物和有机质含量越高,其重金属含量也越高。而水交换可使表层土壤重金属交换至水中,淋溶则使上层土壤重金属进入底层环境^[27],从而引起垂直分布上的波动。5 a无瓣海桑林区的中层土壤为面砂土,比表、底层粉壤土的细颗粒物含量低,而有机质含量也仅为0.46%,低于表、底层的0.55%和0.63%,故Cr、Pb、Cd、Zn、Cu、As的量也较少。此外受水交换和淋溶作用的双重影响,土壤Cr、Pb、Cd、Zn、Cu、As的基本呈现出中层含量最低,底层比表层含量高的现象。18 a无瓣海桑林区表、中、底3层土壤均为面砂土,有机质的含量差异不大,依次为0.64%、0.56%和0.60%,但在常年的淋溶和水体交换的作用下,越接近表层,土壤中的重金属Cr、Pb、Cd、Zn和Cu含量越低,而As的垂直分布情况可能与林区附近的对虾养殖排污有关。5 a、18 a无瓣海桑林土壤中重金属Hg的分布规律与其他重金属不同,可能是受到其他环境因素的影响,需进

一步深入研究。对照光滩1处于无瓣海桑林和秋茄林间,土壤中Cr、Pb、Zn、Cu的垂直分布呈现出越接近表层含量越高的变化规律,说明人工红树林的生长恢复,逐渐改变了周边环境的理化性质。而Hg、As的垂直分布规律则可能与附近的对虾养殖排污有关,反映了不同时期养殖行为输入的量。调查区域最北侧的对照光滩2土壤中7种重金属的含量基本分布规律是底层最高,中层次之,表层最低,这可能与土壤的粒度组成、有机质的含量、淋溶和水体交换作用有关。对照光滩2的表、中层土壤均为面砂土,底层为粉壤土(表4),底层的细颗粒物含量较表、中层的高,且底层的有机质含量为0.56%,也高于表、中层的0.40%,因而底层土壤较易于吸附重金属,并且在海水的淋溶和水体交换的共同作用下,表层土壤的部分重金属离子或逐渐迁移至底层或交换至水中,形成了土壤越深,重金属含量越高的现象。

红树植物富集重金属的能力随林龄的增长而增强^[28],但在红树林生态系统中,绝大部分重金属分布在土壤中,红树植物所占的比例相对较小^[29],因此红树植物的富集作用对土壤重金属含量的影响不大。红树林土壤重金属含量主要与有机质含量、硫化物含量、pH值等因素有关^[30]。随着人工红树林的恢复,林内土壤的理化性质发生显著变化,pH值逐渐降低,有机质含量和S含量逐渐升高,有机质含有较多的N、S官能团,能有效络合或螯合重金属^[31],而S在厌氧环境下也易被还原成能与重金属离子形成稳定化合物的 S^{2-} ^[32]。但S含量的增高会进一步加剧土壤的酸化,导致有机质-金属络合物的稳定性下降^[31],重金属在潮水的作用下移出土壤。本研究中,5 a、11 a和18 a无瓣海桑林土壤pH的平均值分别为6.75、6.49和6.07,呈现出恢复时间越长土壤酸性越强的变化趋势;相关性分析也表明重金属Cr、Pb、Cd、Zn、Cu与TOC的相关系数均为正值,但各林区土壤有机质的平均含量较低(5 a的为0.55%、11 a的为0.73%、18 a的为0.60%),因此pH和有机质不是引起不同恢复年限无瓣海桑林土壤重金属Cr、Pb、Cd、Zn和Cu分布差异的主导因素。不同恢复年限无瓣海桑林并没有呈现出恢复年限越长 S^{2-} 含量越高的现象,18 a无瓣海桑林土壤可能受到粒度组成的影响, S^{2-} 的平均含量仅为10.45 mg/kg,低于5 a的13.68 mg/kg和11 a的81.36 mg/kg, S^{2-} 的这种变化规律可能是引起不同恢复年限无瓣海桑林土壤重金属Cr、Pb、Cd、Zn和Cu分布差异的主要原因。土壤中重金属As的含量与无瓣海桑林的林龄正相关,这可能与As的形态有关,有研究表明我国红树林表层沉积物As的主要形态为残渣态^[33],残渣态的重金属

性质稳定,被牢固的结合于矿物晶格中^[34],因而随着无瓣海桑林的不断发育,输入土壤中的As会被不断的累积起来。一般地,红树林土壤重金属Hg含量与有机质、S²⁻的含量正相关^[35],但不同恢复年限无瓣海桑林土壤中Hg含量却与有机质、S²⁻的含量负相关(表6),这可能与Hg的形态有关,有研究表明我国红树林土壤中的Hg主要以易挥发态为主^[36],在外源输入较少的情况下,恢复年限越长,Hg的挥发量越大,故土壤中Hg的含量则越低。而对照光滩1可能受周边环境长期输入的影响,其土壤Hg含量相对较高,造成了11 a无瓣海桑林Hg的累积系数低于5 a与18 a的。从变异系数可以得知,随着人工无瓣海桑林的不断发育,其土壤中Hg、Cd、As含量变化较大,其他元素的变化较小,但基本都表现出先增大后减少的变化趋势。

3.2 不同红树植物对土壤重金属分布和累积的影响

红树植物为适应缺氧和潮汐冲刷的滩涂生境,发育出不同形态的呼吸根和支柱根,如笋状根、板状根、膝状根等,错综复杂的根系能有效截留海水中的悬浮物质^[31],促进沉积物(土壤)的形成,而沉积物(土壤)是重金属天然的附着体^[24]。在本研究中18 a无瓣海桑林内密集分布着笋状根,而相同恢复年限的秋茄林没有出现较为明显的板状根,此外无瓣海桑的年凋落量远高于秋茄^[31],大量的凋落物能给土壤环境带来了丰富的有机质和硫元素,有利于固定水体中的重金属^[37]。但秋茄林土壤的重金属含量(Cr、Pb、Cd、Zn、Cu和Hg)却比无瓣海桑林的高,这可能与秋茄林、无瓣海桑林林下沉积物理化状况有关。18 a秋茄林表、中、底3层土壤的氧化还原电位平均为-80.33,远低于无瓣海桑林的39.67,低价态的硫化物易在还原性的土壤环境中生成,有机质也不易分解。秋茄林土壤的硫化物和有机碳平均含量分别为137.56 mg/kg和12.73 mg/kg,分别高于无瓣海桑林的10.45 mg/kg和

6.01 mg/kg,硫化物、有机质能与重金属形成稳定的有机质/硫化物-重金属化合物,因此18 a生秋茄林土壤重金属的含量比无瓣海桑林的高。

红树林土壤重金属的形态主要有4种,分别为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰结合态和残渣态^[34]。本研究中5 a生无瓣海桑林内密集分布着笋状根,林内植株密度和郁闭度均较相同恢复年限的混生林高,表、中、底3层土壤氧化还原电位平均值为-60.00,低于混生林的120.67,硫化物的平均含量为13.68 mg/kg也高于混生林的3.08 mg/kg,有机碳平均含量接近,但混生林的土壤重金属含量(Cr、Pb、Cd、Zn、Cu和Hg)却比无瓣海桑林的高,这可能与混生林内土壤有机质/硫化物结合态的重金属含量较少,其他形态的含量高有关。5 a、18 a无瓣海桑林的笋状根密度比相同恢复年限的混生林和秋茄林的高,能有效拦截进入林内的各种形态的As,并最终残渣态储存起来,这可能是引起有机质和硫化物含量高的5 a混生林和18 a秋茄林其土壤As含量反而较相同恢复年限无瓣海桑林低的原因。

3.3 人工无瓣海桑林对土壤重金属赋存环境的影响

无瓣海桑是速生乔木树种,对土壤理化性质的改变比乡土种更为明显^[23],但本研究中无瓣海桑林对土壤重金属赋存环境的改变没有种植着乡土种的混生林和秋茄林明显,并且恢复时间越长,其土壤重金属的潜在生态风险指数越低。就单个污染物而言(表8),无瓣海桑林土壤的Cr、Pb、Zn、Cu、As的污染指数属轻微水平,与海南的三亚湾、亚龙湾、新盈港、东寨港以及广西的大冠沙、钦州湾持平,但基本均低于广东福田和台山地区;Cd的污染指数属中等水平,稍高于海南的新盈港、东寨港以及广西的钦州湾,与海南三亚湾、亚龙湾以及广东台山相近,远低于广西大冠沙和广东福田;Hg的污染属中等水平,与海南三亚湾的

表8 华南地区典型红树林土壤重金属的污染指数(E_i)和潜在生态风险指数(RI)
Table 8 E_i and RI of heavy metals in the mangrove sediments of some typical regions of Southern China

地点	E_i							RI	参考文献
	Cr	Pb	Cd	Zn	Cu	As	Hg		
无瓣海桑林*	1.87	4.07	65.83	0.84	3.92	7.54	67.30	151.39	本研究
海南三亚湾	0.53	3.30	97.5	1.02	4.52	6.02	68.57	181.46	[37]
海南亚龙湾	0.48	2.77	90.0	0.50	2.24	4.41	34.29	134.68	[37]
海南新盈港	1.86	2.06	22.5	0.59	5.39	9.58	6.00	47.98	[39]
海南东寨港	2.03	3.35	56.79	0.82	9.35	5.08	10.86	88.28	[39]
广西大冠沙	0.61	5.5	143.77	1.44	4.66	4.64	/	160.62	[38]
广西钦州湾	0.56	8.81	51.37	1.25	8.13	8.21	/	78.33	[38]
广东福田	1.28	25.15	736.65	3.73	33.23	7.39	/	807.43	[38]
广东台山	0.84	12.76	87.52	1.54	14.72	16.24	/	133.62	[38]

注:/表示没有该项数据,*表示不同恢复年限无瓣海桑林土壤重金属潜在生态风险指数和综合指数的均值。ed. <http://www.cnki.net>

持平,高于海南的亚龙湾、新盈港和东寨港^[37-39]。总体而言,雷州附城镇人工无瓣海桑林土壤重金属的潜在生态风险指数属中等水平,与海南的三亚湾、亚龙湾、广西大冠沙以及广东台山的相近,略高于海南新盈港、东寨港和广西的钦州湾,远低于广东福田^[37-39]。

4 结论

(1)人工无瓣海桑林土壤重金属的垂直分布受林龄影响较小,主要与土壤的粒度组成、有机质含量和淋溶作用有关,细颗粒物和有机质含量越高,其吸附重金属的能力越强,重金属的含量及累积程度也越高,而水交换和淋溶作用则加剧分层。

(2)随着无瓣海桑林的不断发育,其土壤重金属Cr、Pb、Cd、Zn和Cu含量及相对累积程度的变化规律是先增加后减少,呈波浪式变化;As是林龄越大其含量及累积程度也越高,Hg则是林龄越大其含量越低,但其相对累积程度是5 a > 18 a > 11 a。

(3)5 a、18 a无瓣海桑林土壤重金属Cr、Pb、Cd、Zn、Cu和Hg的平均含量均低于相同恢复年限的混生林和秋茄林,重金属As则反之。

(4)人工无瓣海桑林土壤重金属的潜在生态风险指数属中等水平,对土壤重金属环境的改变没有种植着乡土种的混生林和秋茄林明显,且恢复年限越长,重金属的潜在生态风险指数越低。

[参考文献]

[1] 林鹏. 中国红树林湿地与生态工程的几个问题[J]. 中国工程科学, 2003, 5(6): 33-38.
Lin Peng. The characteristics of mangrove wetlands and some ecological engineering questions in China[J]. Engineering Science, 2003,5(6): 33-38.

[2] FAO. The World's Mangroves 1980-2005, FAO Forestry Paper 153[R]. Rome: Forest Resources Division, 2007, 77.

[3] Ffield C D. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview[J]. Marine Pollution Bulletin, 1998, 37: 383-392.

[4] 彭逸生, 周炎武, 陈桂珠. 红树林湿地恢复研究进展[J]. 生态学报, 2008, 28(2): 786-797.
Peng Yisheng, Zhou Yanwu, Chen Guizhu. The restoration of mangrove wetland: a review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(2): 786-797.

[5] 廖宝文, 张乔民. 中国红树林的分布、面积和树种组成[J]. 湿地科学, 2014, 12(4): 125-130.
Liao Baowen, Zhang Qiaomin. Area, distribution and species composition of mangrove in China[J]. Wetland Science, 2014, 12(4): 125-130.

[6] 李云, 郑德璋, 陈焕雄, 等. 红树植物无瓣海桑引种的初步研究[J]. 林业科学研究, 1998, 11(1): 39-44.

Li Yun, Zheng Dezhong, Chen Huanxiong, et al. Preliminary study on introduction of mangrove *Sonneratia apetala* Buch-Ham[J]. Forest Science Research, 1998, 11(1):39-44.

[7] 田广红, 陈蕾伊, 彭少麟, 等. 外来红树植物无瓣海桑的入侵生态特征[J]. 生态环境学报, 2010, 19(12): 3014-3020.
Tian Guanghong, Chen Leiyi, Peng Shaolin, et al. Ecological traits of invasiveness of alien mangrove species *Sonneratia apetala*[J]. Ecology and Environmental Science, 2010, 19(12): 3014-3020.

[8] 吴中亨, 蔡俊欣, 叶亲柏. 无瓣海桑引种及推广效果分析[J]. 广东林业科技, 2000, 16(2): 5-10.
Wu Zhongheng, Cai Junxin, Ye Qinbai. Analysis on effects of introduction and popularization of *Sonneratia apetala*[J]. Guangdong Forest Science and Technology, 2000, 16(2): 5-10.

[9] 廖宝文, 李玫, 郑松发, 等. 外来种无瓣海桑种内、种间竞争关系研究[J]. 林业科学研究, 2003, 16(4): 418-422.
Liao Baowen, Li Mei, Zheng Songfa, et al. Study on intra-specific and interspecific competition in exotic species *Sonneratia apetala*[J]. Forest Science Research, 2003, 16(4): 418-422.

[10] 韩维栋, 凌大炯, 李燕, 等. 人工无瓣海桑林的土壤动态研究[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2003, 27(2): 49-54.
Han Weidong, Ling Dajiong, Li Yan, et al. The soil dynamic study of restored *Sonneratia apetala* plantations[J]. Journal of Nanjing Forestry University: Natural Science Edition, 2003, 27(2): 49-54.

[11] 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]. Environmental Geology, 1999, 39(1): 91-98.

[12] GB 17378.5-2007, 海洋监测规范 第5部分: 沉积物分析[S]. GB 17378.5-2007, The Specification for Marine Monitoring: Part 5: Sediment Analysis[S].

[13] 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, 1978: 62-105.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Analysis of Soil Physico-chemical Property[M]. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Publishers, 1978: 62-105.

[14] NY/T 1121.2-2006, 土壤检测第2部分: 土壤pH的测定[S]. NY/T 1121.2-2006, Soil Testing: Part 2: Method for Determination of Soil pH[S].

[15] NY/T 1121.16-2006, 土壤检测第16部分: 土壤水溶性盐总量的测定[S]. NY/T 1121.16-2006, Soil Testing: Part 16: Method for Determination of Total Water-soluble Salt[S].

[16] GB 13193-91, 水质总有机碳(TOC)的测定非色散红外吸收法[S]. GB 13193-91, Water Quality—Determination of TOC by

- Nondispersive Infrared Absorption Method[S].
- [17] GB/T 12763.8, 海洋调查规范第8部分:海洋地质地球物理调查[S].
GB/T 12763.8, The Specification for Oceanographic Survey: Part 8: Marine Geology and Geophysics Survey[S].
- [18] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14: 975-986.
- [19] 李健, 郑春江, 等. 环境背景值数据手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.
- [20] Alongi D M, Pfitzner J, Trott, L A, et al. Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, 63: 605-618.
- [21] Ray A K, Tropany S C, Patra S, et al. Assessment of Godavari estuarine mangrove ecosystem through trace metal studies[J]. *Environment International*, 2006: 219-223.
- [22] 张际标, 姚兼辉, 杨波, 等. 雷州湾陆源入海污染负荷及其对海水水质的影响[J]. *海洋开发与管理*, 2015(6): 107-113.
- [23] 李玫, 廖宝文, 郑松发. 无瓣海桑海滩人工林的生态影响[J]. *上海环境科学*, 2003, 22(8): 540-543.
Li Mei, Liao Baowen, Zheng Songfa. Ecological effect of *Sonneratia apetala* plantation[J]. *Shanghai Environmental Science*, 2003, 22(8): 540-543.
- [24] Singh N, Turner A. Trace metals in antifouling paint particles and their heterogeneous contamination of coastal sediments[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009(58): 559-564.
- [25] Tam N F Y, Wong Y S. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater[J]. *Environmental Pollution*, 1996(94): 283-291.
- [26] 金相灿. 沉积物污染化学[M]. 北京: 环境科学出版社, 1992: 27-56.
- [27] Clark M W, Mcconchie D M, Lewis D W, et al. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model[J]. *Chemical Geology*, 1998(149): 147-171.
- [28] 朱颖, 吴纯德, 余英华. 淇澳岛潮间带沉积物及红树植物中重金属分布[J]. *生态科学*, 2009, 28(1): 19-24.
Zhu Ying, Wu Chunde, Yu Yinghua. The distribution of heavy metals in sediment and mangrove plants of tidal zone in Qi'ao Island, Zhuhai, China[J]. *Ecological Science*, 2009, 28(1): 19-24.
- [29] 郑文教, 连玉武, 郑逢中, 等. 广西英罗湾红海榄林重金属元素的累积及动态[J]. *植物生态学报*, 1996, 20(1): 20-27.
Zheng Wenjiao, Lian Yuwu, Zheng Fengzhong, et al. Accumulation and dynamic of heavy metal elements in *Rhizophora stylosa* community at Yingluo Bay in Guangxi[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 1996, 20(1): 20-27.
- [30] Tam N F Y, Wong Y S. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps[J]. *Environmental Pollution*, 2000(110): 195-205.
- [31] 林鹏. 中国红树林生态系[M]. 北京: 科学出版社, 1995.
Lin Peng. *Mangrove Ecosystem in China*[M]. Beijing: Science Press, 1995.
- [32] 王文卿, 林鹏. 红树林生态系统重金属污染的研究[J]. *海洋科学*, 1999(3): 45-48.
Wang Wenqing, Lin Peng. Study on the heavy metal pollution in mangrove ecosystems: a review[J]. *Marine Science*, 1999(3): 45-48.
- [33] 李柳强, 丁振华, 刘金铃, 等. 我国红树林主要分布区表层沉积物砷的分布及形态特征[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(6): 171-175.
Li Liuqiang, Ding Zhenhua, Liu Jinling, et al. Distribution features and speciation of heavy metals in surface sediments of main mangrove of China[J]. *Research of Environmental Science*, 2008, 21(6): 171-175.
- [34] 张宇峰, 武正华, 王宁, 等. 海南南岸港湾海水和沉积物重金属污染研究[J]. *南京大学学报: 自然科学*, 2002, 39(1): 81-90.
Zhang Yufeng, Wu Zhenghua, Wang Ning, et al. An investigation of heavy metal pollution in the bays in the south of Hainan Islands[J]. *Journal of Nanjing University: Natural Science*, 2002, 39(1): 81-90.
- [35] 丁振华, 刘金铃, 李柳强, 等. 中国红树林湿地沉积物中汞的形态特征、生物可利用性和迁移性[J]. *海洋环境科学*, 2010, 29(5): 653-656.
Ding Zhenhua, Liu Jinling, Li Liuqiang, et al. Speciation, bioaccumulation and transportation of mercury in sediment of mangrove wetlands of China[J]. *Marine Environmental Science*, 2010, 29(5): 653-656.
- [36] 丁振华, 刘金铃, 李柳强, 等. 中国主要红树植物中汞含量特征与沉积物汞形态之间的关系[J]. *环境科学*, 2010, 31(9): 2234-2239.
Ding Zhenhua, Liu Jinling, Li Liuqiang, et al. Distribution of Hg in mangrove plants and correlation with Hg speciation in sediments[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(9): 2234-2239.
- [37] 丘耀文, 余克服. 海南红树林湿地沉积物中重金属的累积[J]. *热带海洋学报*, 2011, 30(2): 102-108.
Qiu Yaowen, Yu Kefu. Accumulation of heavy metals in sediment of mangrove wetland from Hainan Island[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2011, 30(2): 102-108.
- [38] 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[J]. *海洋学报*, 2008, 30(5): 159-164.
Li Liuqiang, Ding Zhenhua, Liu Jinling, et al. Distribution of heavy metals in surficial sediments from main mangrove wetlands of China and their influence factors[J]. *Journal of Ocean*, 2008, 30(5): 159-164.
- [39] 鲁双凤, 王鹏, 王军广, 等. 琼北红树林湿地表层沉积物重金属含量及环境质量评价[J]. *江苏农业科学*, 2011, 39(4): 431-435.