

小型河口沉积物重金属风险概率与主要贡献因子研究

——以江苏中山河为例

张 虹¹, 徐 敏¹, 丁言者², 徐文健¹, 李艳霞¹

(1. 南京师范大学海洋科学与工程学院, 江苏 南京 210023)

(2. 国家海洋局南通海洋环境监测中心站, 江苏 南通 226002)

[摘要] 相对于大型入海河流, 小型入海河流缺乏连续环境监测及对河口海域的生态环境影响研究. 本文根据 2013—2019 年江苏中山河口海域 7 个航次固定站位点采集的 70 个表层沉积物样品中 7 种重金属 (As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cr 和 Cd) 检测数据, 利用蒙特卡洛模拟对潜在生态风险与生物毒性风险进行了概率评价, 并识别风险主要贡献因子、分析其时空分布特征. 研究表明: 河口区处于低生态风险的概率为 4.0%, 处于中生态风险的概率为 69.4%, 处于高生态风险的概率为 26.6%, 潜在生物毒性风险处于低风险. 相较于潜在生物毒性风险, 研究区的潜在生态风险更加值得引起关注. 研究区生态风险主要贡献因子是 Hg 和 Cd, 其历年高值区处在不断变化中. 值得关注的是, 小型河口对海洋环境的影响集中在河口附近海域, 现有大范围环境监测并不能准确反映研究区沉积物环境质量现状分布特征, 加强小型河口区海域环境监测是研究此类河口区环境特征的基础.

[关键词] 小型河口, 沉积物重金属, 风险概率评价, 时空分布特征

[中图分类号] X55; X820.4 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2023)01-0064-09

Study on the Probability of Heavy Metal Risk and Main Contributing Factors in Small-Sized Estuarine Sediments: a Case Study of Zhongshan River in Jiangsu Province

Zhang Hong¹, Xu Min¹, Ding Yanzhe², Xu Wenjian¹, Li Yanxia¹

(1. School of Marine Science and Engineering, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

(2. Nantong Marine Environmental Monitoring Center, Nantong 226002, China)

Abstract: Compared with large inlet rivers, small-sized inlet rivers lack continuous environmental monitoring and ecological and environmental impact studies on estuarine waters. Based on the detection data of seven heavy metals (As, Hg, Cu, Pb, Zn, Cr and Cd) in 70 surface sediment samples collected from seven fixed stations in Zhongshan Estuary in Jiangsu Province from 2013 to 2019, this paper conducted probability evaluations of potential ecological risk and biotoxicity risk using Monte Carlo simulation, and identified the main contributing factors of risk and analyzed their spatial and temporal distribution characteristics. The study showed that the probability of the estuary being at low ecological risk was 4.0%, at medium ecological risk was 69.4%, at high ecological risk was 26.6%, and the potential biotoxicity risk was at low risk. Compared to the potential biotoxicity risk, the potential ecological risk in the study area is of more concern. The main contributing factors of ecological risk in the study area are Hg and Cd, and their historical high value areas are in constant change. It is worth noting that the impact of small-sized estuary on the marine environment is concentrated in the sea area near the estuary, and the existing large-scale environmental monitoring does not accurately reflect the current distribution characteristics of sediment environmental quality in the study area. Strengthening environmental monitoring in small-sized estuaries is the basis for studying the environmental characteristics of such estuaries.

Key words: small-sized estuary, sediment heavy metal, risk probability evaluation, spatial and temporal distribution characteristic

收稿日期: 2022-07-21.

基金项目: 江苏省海洋科技创新项目 (JSZRHYKJ202103).

通讯作者: 徐敏, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向: 海洋资源与环境. E-mail: xumin0895@njnu.edu.cn

河口是陆海相互作用的活跃地带,具有物质交换、大气调节、水文调节、污染物净化等重要生态功能,但同时也是陆源污染物入海的主要通道^[1]. 近年来随着沿海地区经济的快速发展,河口地区面临着巨大的环境压力,其中重金属污染因毒性大、来源广、降解难及易在生物体内富集,最终危害人体健康而引起广泛关注^[2]. 沉积物既是海洋重金属污染的“汇”,更是“源”^[3]. 相较于海水和生物体,沉积物反映重金属污染的灵敏度更高^[4],因此国内外学者针对河口区沉积物重金属开展了大量污染评价及生态风险方面的研究^[5-12],但对于小型河口近岸海域沉积物重金属的污染监测与评价仍显不足,并且往往采用确定性方法进行风险评价,即根据确定的重金属含量与评价参数计算风险值.

我国小型入海河流众多,作为区域污染负荷排放接纳者,对河口近岸海域环境产生重要影响. 但相较于主要入海河流,小型入海河流普遍存在监测数据缺乏、重视程度不够等问题. 因此对于小型入海河流河口近岸海域进行污染风险评价,对维护海洋环境健康具有重要实际意义. 同时,不确定性贯穿于污染风险评价的整个过程,用于表征风险的重金属含量存在时空变化,评价参数本身也具有可变性,因此越来越多的研究倾向于运用不确定性方法进行风险评价^[13-14]. 蒙特卡洛是目前风险概率评价的常用方法,可为环境管理者 and 决策者提供相对准确的信息,以便更科学地指导环境风险管理^[15].

中山河位于江苏省北部,是 1934 年利用废黄河下游河槽开挖形成的淮河入海河道^[16],长约 160 km,承载着沿岸居民生产生活污水,是一条典型的小型排污河. 本研究以 2013—2019 年中山河口近岸海域沉积物重金属监测数据为基础,运用蒙特卡洛模拟进行风险概率评价,识别风险主要贡献因子并分析其时空变化特征,以期为小型河口近岸海域环境风险管理提供有益参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

中山河口近岸海域位于南黄海北部海域,废黄河口北突咀西北侧,岸线走向为 NW—SE 向. 研究区位于南暖温带气候带,年平均气温 14.7 ℃,年平均降水量 931.6 mm,降水多集中在 6—8 月. 1855 年黄河北归导致研究区泥沙来源断绝,海岸始终处于侵蚀状态,研究区表层沉积物平均粒径 Φ 值介于 6~7.5 之间^[17]. 研究区南侧为江苏盐城湿地珍禽国家级自然保护区实验区.

1.2 样品采集与分析

2013—2019 年在研究区(34.359°N~34.490°N,120.040°E~120.227°E)开展了 7 个航次表层沉积物调查采样工作,每个航次布设的站点点均相同,站点点坐标见表 1,共计采集 70 个表层沉积物样品. 现场样品采集、贮存与运输按照《海洋监测规范 第 3 部分:样品采集、贮存与运输(GB 17378.3—2007)》^[18]相关要求进行;用抓斗采泥器采集表层 0~2 cm 沉积物样品,装入自封袋密封并进行标号,在 4 ℃ 条件下冷藏保存和运输. 沉积物样品重金属元素含量的测定分析参照《海洋监测规范 第 5 部分:沉积物分析(GB 17378.5—2007)》^[19]中规定的方法,具体分析方法、检出限等相关质控情况见表 2.

表 1 站点点坐标

Table 1 Station site coordinates		
站位	东经	北纬
1	120.040°	34.432°
2	120.078°	34.490°
3	120.101°	34.431°
4	120.111°	34.391°
5	120.128°	34.416°
6	120.145°	34.438°
7	120.157°	34.454°
8	120.155°	34.401°
9	120.190°	34.359°
10	120.227°	34.421°

表 2 样品分析方法

Table 2 Sample analysis method			
序号	分析项目	分析方法	检出限/(mg/kg)
1	砷(As)	原子荧光法	0.06
2	汞(Hg)	原子荧光法	0.002
3	铜(Cu)	无火焰原子吸收分光光度法	0.5
4	铅(Pb)	无火焰原子吸收分光光度法	1
5	锌(Zn)	火焰原子吸收分光光度法	6
6	铬(Cr)	无火焰原子吸收分光光度法	2
7	镉(Cd)	无火焰原子吸收分光光度法	0.05

1.3 重金属风险评价方法

1.3.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法(PERI)由 Hakanson 于 1980 年提出,该方法已广泛应用于沉积物重金属生态风险评价. 计算公式^[20]为:

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i = T_r^i \times C^i / C_n^i,$$
$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i,$$

式中, C_f^i 为重金属 i 的污染系数, C^i 为重金属 i 的实测浓度, C_n^i 为重金属 i 的背景值, E_r^i 为单因子潜在生态风险值, T_r^i 为某一重金属的毒性系数, As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cr 和 Cd 的重金属毒性系数取值分别为 10、40、5、5、1、2 和 30^[21]. RI 为综合潜在生态风险值. 本研究涉及的重金属和 Hakanson 研究中涉及的污染物不完全一致, 因此对本研究的潜在生态风险指数分级标准进行适当调整, 调整后的分级标准见表 3^[22].

表 3 调整后的潜在生态风险指数分级标准
Table 3 Adjusted potential ecological risk index grading criteria

E_r^i	单因子潜在生态风险水平	RI	综合潜在生态风险水平
<40	低风险	<110	低风险
40~80	中风险	110~220	中风险
80~160	较高风险	220~440	较高风险
160~320	高风险	≥ 440	极高风险
≥ 320	极高风险		

1.3.2 沉积物质量基准法

沉积物质量基准(SQGs)由沉积物生物效应数据库(BEDS)推导而来, 其中有 2 个重要基准值: 阈值效应水平(TEL)和可能效应水平(PEL). 当沉积物重金属浓度低于 TEL 时, 几乎不会发生潜在生物毒性效应; 沉积物重金属浓度高于 PEL 时, 必然发生潜在生物毒性效应; 沉积物重金属浓度介于 TEL 与 PEL 之间时, 偶尔发生潜在生物毒性效应. 各元素 TEL 与 PEL 值见表 4^[23].

Pedersen 等提出的毒性单位评价法对沉积物质量基准法进一步补充. 毒性单位(TU)为毒性元素浓度与其 PEL 值之比, 毒性单位之和(STU)可反映重金属污染物的综合潜在生物毒性, STU<4 为低毒性, 4≤STU≤6 为中等毒性, STU>6 为高毒性. 计算公式^[24]如下:

表 4 重金属基准值
Table 4 Heavy metal benchmark value

	As	Hg	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd
TEL	7.24	0.13	18.7	30.2	124	52.3	0.68
PEL	41.6	0.70	108.2	112.2	271	160	4.21

$$STU = \sum_{i=1}^n C^i / PEL_i,$$

式中, C^i 为 i 元素的浓度.

1.4 蒙特卡洛模拟

为准确反映中山河口海域表层沉积物重金属风险特征, 使用蒙特卡洛模拟法处理本研究重金属含量的不确定性, 进行重金属风险概率评价, 同时定量评估每种重金属对风险的贡献程度, 识别风险主要贡献因子. 该方法的原理是从若干输入变量的概率分布中重复抽样以获得输出变量的分布, 因此为输入变量设定适当的概率分布将决定风险概率评估结果的可靠性^[25]. 本研究对 2013—2019 年 7 种重金属含量进行分布拟合, 运用 Anderson-Darling 检验、Kolmogorov-Smirnov 检验与卡方检验来检验分布函数的拟合程度. 由于 Anderson-Darling 检验更适用于小样本, 因此本文主要依据 Anderson-Darling 检验排序得到最优分布, 并在可变性范围内选取随机值进行重复模拟来进行风险概率评价, 重复模拟次数通常选取 10 000^[26].

1.5 数据处理方法

所有数据分析均在 Excel 中进行, 运用 Oracle Crystal Ball 进行蒙特卡洛模拟, 图件绘制在 Origin2021、ArcMap10.2 与 Surfer11 中完成.

2 结果与讨论

2.1 沉积物重金属含量统计性描述

2013—2019 年中山河口海域沉积物环境质量总体较好(见表 5), 仅 2013 年 10 号站位 As 含量超出《海洋沉积物质量(GB 18668—2002)》^[27]规定的一类标准, 其余年份各站位 7 种重金属元素含量均符合海洋沉积物质量一类标准. 计算历年沉积物重金属变异系数发现, 整体来说, 中山河口海域表层沉积物重

金属处于低变异程度到高变异程度之间^[28],存在空间差异. 研究区除 Cr 外,其余 6 种重金属元素均有个别年份的变异系数超过 20%,表明人类活动是造成研究区表层沉积物重金属空间分异的主要驱动力^[29].

表 5 中山河口海域表层沉积物重金属含量统计性描述

Table 5 Statistical description of heavy metal content of surface sediments in Zhongshan Estuary								
年份	统计量	As	Hg	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd
2013	最大值/(mg/kg)	21.60	0.048	28.00	21.00	94.50	51.20	0.110
	最小值/(mg/kg)	12.40	0.018	11.55	7.20	58.50	31.20	0.050
	平均值/(mg/kg)	15.40	0.029	22.82	15.78	74.70	40.24	0.081
	变异系数/%	17.21	32.00	20.71	26.24	15.57	16.40	20.44
2014	最大值/(mg/kg)	19.30	0.102	32.90	35.80	98.30	72.30	0.200
	最小值/(mg/kg)	10.50	0.058	12.30	17.60	49.70	43.90	0.126
	平均值/(mg/kg)	16.80	0.086	21.60	23.27	74.79	56.29	0.155
	变异系数/%	13.82	13.33	23.84	22.51	21.44	15.90	15.00
2015	最大值/(mg/kg)	17.20	0.037	25.90	20.20	76.80	55.80	0.179
	最小值/(mg/kg)	9.60	0.011	14.20	14.60	48.40	31.40	0.053
	平均值/(mg/kg)	13.40	0.022	22.08	16.85	55.14	47.99	0.117
	变异系数/%	17.47	34.56	15.78	11.00	15.49	14.09	33.53
2016	最大值/(mg/kg)	15.00	0.046	29.75	28.20	79.50	56.80	0.240
	最小值/(mg/kg)	7.00	0.012	18.90	21.60	55.50	33.60	0.160
	平均值/(mg/kg)	12.34	0.028	24.75	24.30	68.85	40.80	0.188
	变异系数/%	21.96	32.09	11.61	8.64	10.10	19.49	13.83
2017	最大值/(mg/kg)	15.40	0.033	25.90	27.90	88.10	53.80	0.225
	最小值/(mg/kg)	10.60	0.017	21.90	21.30	66.30	37.30	0.139
	平均值/(mg/kg)	12.96	0.025	24.02	25.38	79.40	45.80	0.186
	变异系数/%	10.94	21.73	4.45	6.98	8.34	9.03	13.69
2018	最大值/(mg/kg)	15.40	0.014	34.10	24.80	74.00	55.40	0.177
	最小值/(mg/kg)	3.29	0.001	21.00	14.90	47.40	28.10	0.066
	平均值/(mg/kg)	9.59	0.008	28.18	18.96	61.89	39.70	0.120
	变异系数/%	38.31	52.08	14.90	16.76	12.83	18.67	30.21
2019	最大值/(mg/kg)	19.60	0.024	25.40	24.60	58.10	43.90	0.200
	最小值/(mg/kg)	9.02	0.001	17.30	18.80	44.70	37.10	0.129
	平均值/(mg/kg)	14.79	0.011	21.63	21.38	54.20	40.19	0.171
	变异系数/%	20.45	52.92	14.30	7.11	6.88	5.88	11.89
海洋沉积物质量一类标准 ^[27] /(mg/kg)		20	0.2	35	60	150	80	0.5
背景值 ^[30] /(mg/kg)		7.38	0.023	15.02	11.4	47.15	60.11	0.042

中山河口海域表层沉积物 As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cr 和 Cd 的多年平均含量分别为 13.61、0.03、23.58、20.85、67.00、44.43 和 0.15 mg/kg,除 Cr 以外均超过江苏海涂背景值. As、Hg、Cu、Pb、Zn 和 Cd 在中山河口海域表层沉积物中存在一定的富集,人类活动可能是这 6 种元素的主要来源,Cr 则可能主要来自岩石风化. 有研究表明,在我国七大水系中,中山河隶属的淮河水系沉积物重金属浓度处于较低水平^[31]. 选取分别隶属于珠江、辽河、海河和长江水系的珠江、双台子河、大沽河和长江及同属于淮河水系的射阳河,将这些河口的重金属浓度与中山河口海域进行对比可发现(见表 6),中山河口海域表层沉积物中 Cu、Pb、Zn、Cr 和 Cd 含量处于较低水平,As 和 Hg 含量显著较低,表明研究区的重金属污染程度总体上较其他河口较低,河口区沉积物重金属污染程度与河流沉积物重金属污染程度具有一定的相关性.

表 6 中山河口海域表层沉积物重金属含量与其他河口对比

Table 6 Comparison of heavy metal content of surface sediments in Zhongshan Estuary with other estuaries								mg/kg
研究区	As	Hg	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd	数据来源
中山河口	13.61	0.03	23.58	20.85	67.00	44.43	0.15	本研究
射阳河口	12.85	0.02	23.51	16.87	62.16	37.19	0.15	2015 ^[5]
珠江口	93.2	—	37.4	37	78.5	41.4	0.26	2012 ^[6]
双台子河口	10.4	0.14	25.9	15.4	55.1	—	0.26	2017—2019 ^[7]
大沽河口	15.16	—	34.15	25.5	90.99	72.97	0.11	2016 ^[8]
长江口	8.24	0.07	10.17	11.18	45.95	—	0.07	2016 ^[9]

2.2 沉积物重金属风险概率评价及风险主要贡献因子识别

2.2.1 各元素概率分布情况

对 2013—2019 年 7 种重金属含量进行分布拟合,运用 Anderson-Darling 检验、Kolmogorov-Smirnov 检验与卡方检验来检验分布函数的拟合程度,当 3 种检验方法得到的最优分布不一致时,以 Anderson-Darling 检验得到的最优分布结果为准. 结果见表 7,As 符合 Weibull 分布,Hg 符合对数正态分布,Cu 符合逻辑分布,Pb 符合学生分布,Zn 符合三角分布,Cr 符合 Beta 分布,Cd 符合最小极值分布.

表 7 中山河口海域表层沉积物重金属含量拟合概率分布
Table 7 Fitting probability distribution of heavy metal content of surface sediments in Zhongshan Estuary

元素	概率分布	参数
As	Weibull 分布	位置 = -7.24, 标度 = 22.33, 形状 = 7.04
Hg	对数正态分布	位置 = 0, 平均值 = 0.03, 标准偏差 = 0.03
Cu	逻辑分布	平均值 = 23.75, 标度 = -2.35
Pb	学生分布	中点 = 20.97, 标度 = 4.17, 自由度 = 11.18
Zn	三角分布	最小值 = 41.89, 最可能值 = 54.50, 最大值 = 104.25
Cr	Beta 分布	最小值 = 24.68, 最大值 = 168.71, Alpha = 4.19
Cd	最小极值分布	最可能值 = 0.17, 标度 = 0.04

2.2.2 潜在生态风险概率评价

基于中山河口海域表层沉积物多年重金属含量概率分布情况,运用蒙特卡洛模拟对研究区综合潜在生态风险进行风险概率评价并识别风险主要贡献因子. 研究区处于低生态风险的概率仅为 4.0%,处于中生态风险的概率为 69.4%,处于高生态风险的概率为 26.6% (见图 1). 敏感性分析结果表明 (见图 2):Hg 和 Cd 是中山河口海域表层沉积物重金属综合潜在生态风险的主要贡献因子,贡献率分别为 51.2%和 47.4%;As 和 Pb 有极微弱的贡献,分别为 1.1%和 0.2%;Cr、Cu 和 Zn 对研究区综合潜在生态风险无贡献. 沉积物重金属综合潜在生态风险受含量与自身毒理性质双重影响^[32],因此应更注意对 Hg 和 Cd 此类毒性系数明显较高元素的污染防控.

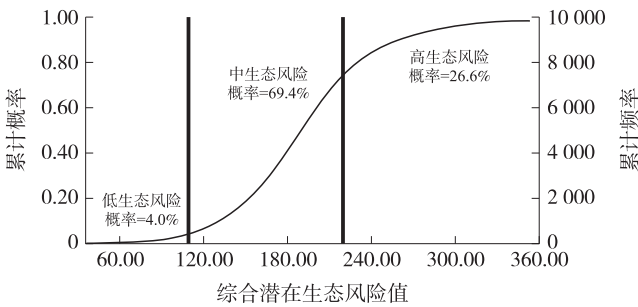


图 1 综合潜在生态风险概率评价结果

Fig. 1 Integrated potential ecological risk probability evaluation results

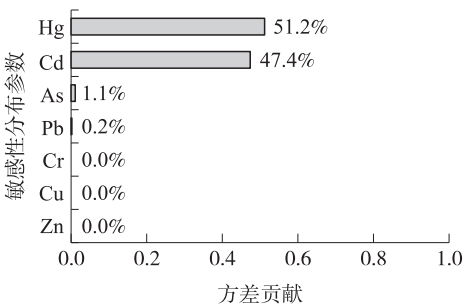


图 2 综合潜在生态风险敏感性分析

Fig. 2 Integrated potential ecological risk sensitivity analysis

2.2.3 潜在生物毒性风险概率评价

运用蒙特卡洛模拟对研究区表层沉积物重金属潜在生物毒性进行风险概率评价. 结果显示 (见图 3): 中山河口海域表层沉积物重金属综合潜在生物毒性风险最大值为 1.70,远小于低毒性风险至中等毒性风险的临界值 4,处于低毒性风险水平. 各元素对潜在生物毒性风险的贡献率由高到低排序依次为:As (42.6%)>Cr (18.1%)>Zn (15.6%)>Cu (8.9%)>Pb (8.6%)>Hg (5.5%)>Cd (0.7%) (见图 4). Cd 虽然富集程度高,但对潜在生物毒性风险贡献却很低,这是由 Cd 的背景值和毒性阈值相差较大所致^[33]. As 对研究区沉积物潜在生物毒性风险贡献最高,虽然海产品中的 As 主要以毒性较低的有机形态存在,但有研究表

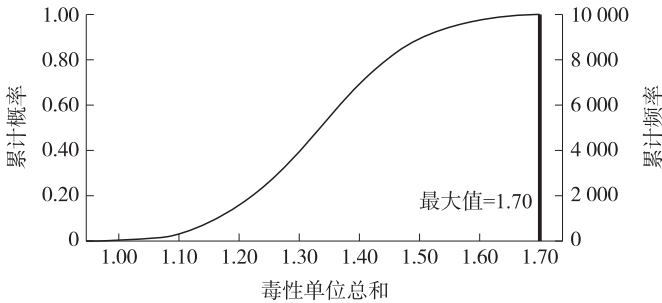


图 3 潜在生物毒性风险概率评价结果

Fig. 3 Potential biotoxicity risk probability evaluation results

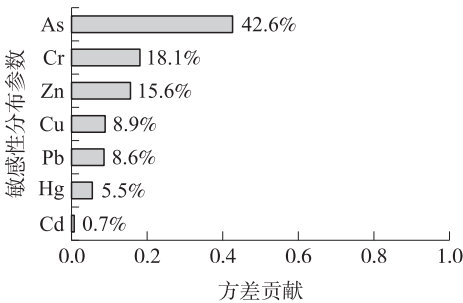


图 4 潜在生物毒性风险敏感性分析

Fig. 4 Potential biotoxicity risk sensitivity analysis

明一些有机 As 及其中间代谢产物具有细胞毒性。同时,随着海岸带地区工业的不断发展,海洋生物体内的无机 As 含量越来越高^[34-35]。

2.3 风险主要贡献因子时空分布特征分析

相较于潜在生物毒性风险,研究区的综合潜在生态风险更加值得引起关注。对研究区生态风险主要贡献因子 Hg 和 Cd 含量的空间变化特征进行分析,运用各站位重金属实测含量与其对应的海洋沉积物质量一类标准值的比值进行空间插值,结果如图 5、6 所示。2013—2019 年研究区 Hg 和 Cd 空间分布变化较大,历年的

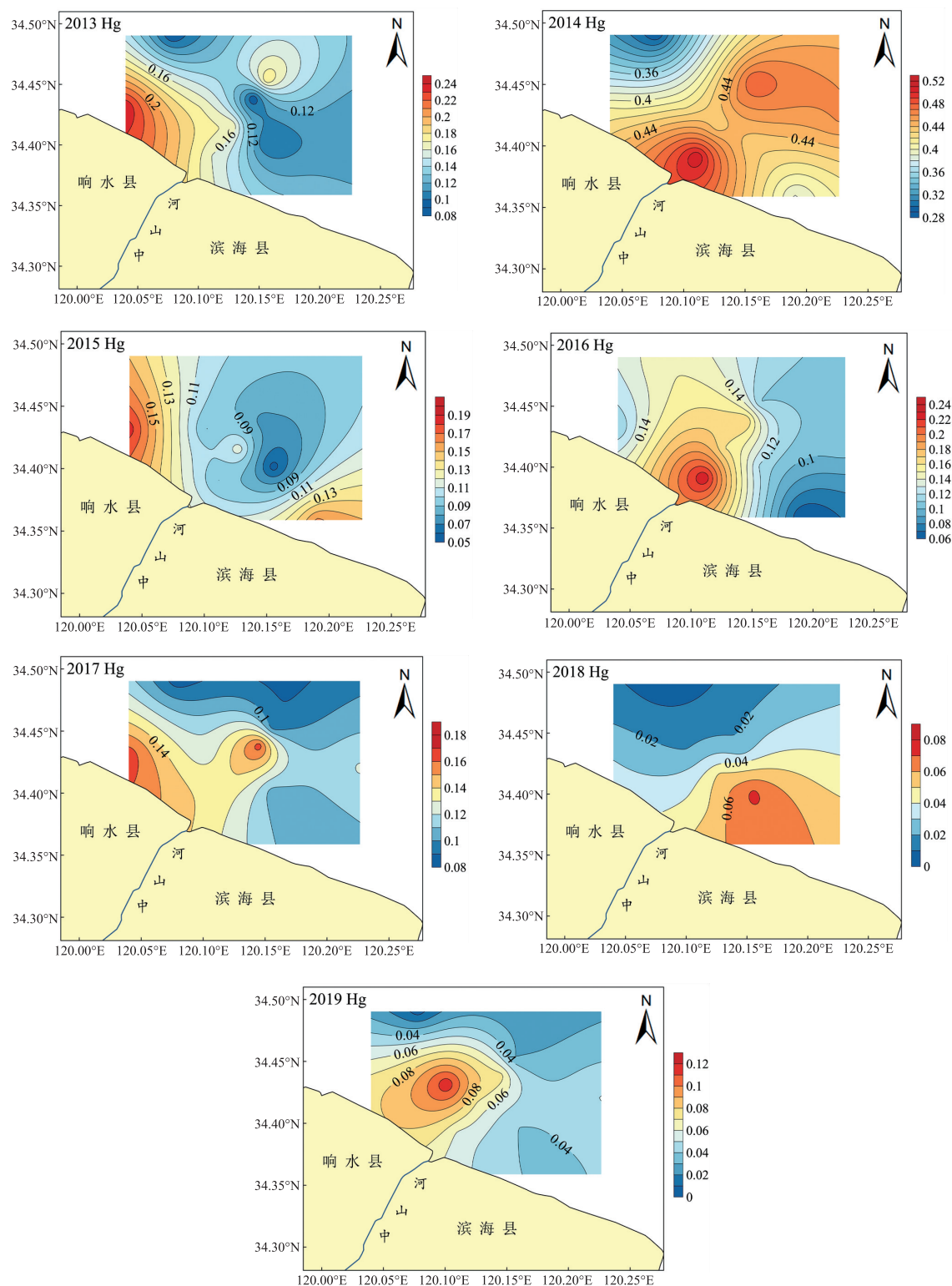


图 5 2013—2019 年研究区 Hg 含量时空分布特征

Fig. 5 Spatial and temporal distribution characteristics of Hg content in the study area from 2013–2019

相对高值区处在不停的变换之中,这为研究区环境监管带来了不便. 目前对于小型河口缺乏连续环境监测,而大范围的环境监测是否能够反映出小型河口局部小范围的污染物空间分布趋势仍值得商榷.

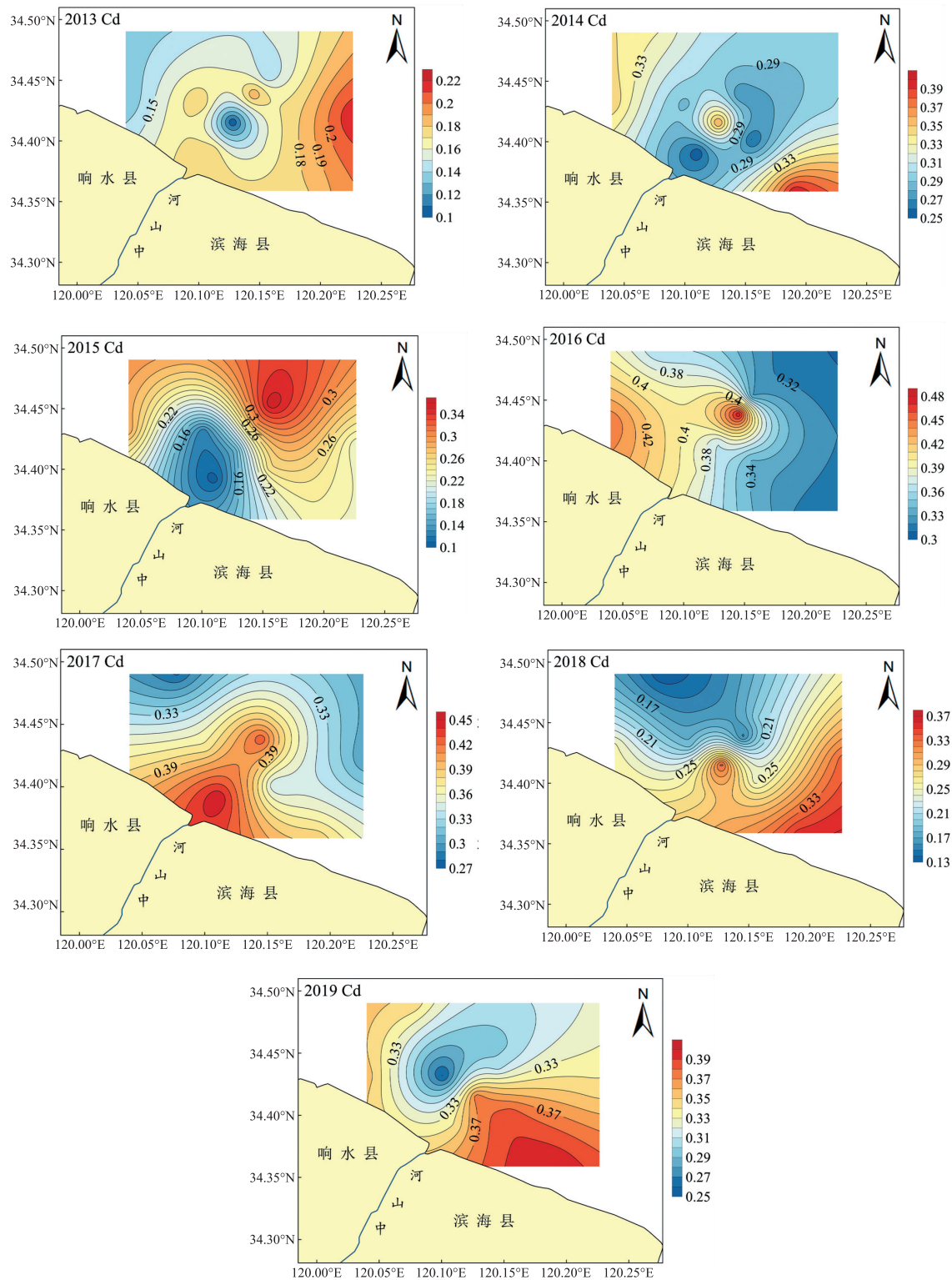


图 6 2013—2019 年研究区 Cd 含量时空分布特征

Fig. 6 Spatial and temporal distribution characteristics of Cd content in the study area from 2013–2019

将 2019 年本研究 Hg 和 Cd 插值结果与同年滨海县大范围环境监测插值结果进行对比. 2019 年大范围插值结果显示(见图 7),研究区 Hg 含量自西向东递增,Cd 含量自西向东递减,与本研究得到的插值结果并不相符. 由此可见,大范围环境监测难以准确反映小型河口局部小范围沉积物环境质量现状分布特征,针对小型河口建立连续环境监测是研究此类河口区环境特征的基础.

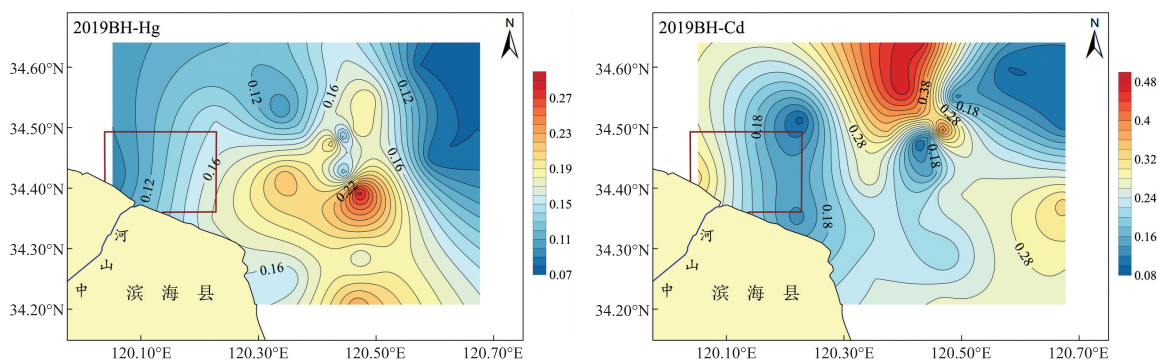


图7 2019年滨海县大范围Hg(左)、Cd(右)含量分布

Fig. 7 Large-scale Hg (left) and Cd (right) content distribution in Binhai in 2019

3 结论

(1) 2013—2019年研究区As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cr和Cd的多年平均含量分别为13.61、0.03、23.58、20.85、67.00、44.43和0.15 mg/kg,除Cr以外均超过江苏海涂背景值,存在一定程度的富集。

(2) 研究区处于低生态风险的概率为4.0%,处于中生态风险的概率为69.4%,处于高生态风险的概率为26.6%,潜在生物毒性风险处于低毒性水平。潜在生态风险主要贡献因子是Hg和Cd,潜在生物毒性风险主要贡献因子是As,研究区的生态风险更值得引起关注。2013—2019年研究区生态风险主要贡献因子Hg和Cd空间分布存在较大差异,无稳定高值区。

(3) 小型河口对海洋环境的影响集中在河口附近海域,现有大范围环境监测并不能准确反映研究区沉积物环境质量现状分布特征,加强小型河口区海域环境监测是研究此类河口区环境特征的基础,进而可探寻国内不同小型河口间环境特征和污染主要贡献因素的异同。

[参考文献]

- [1] 杨剑洲,马生明,王振亮,等. 海南岛典型河口表层沉积物重金属和多环芳烃的累积和生态风险评价[J]. 岩矿测试, 2022,41(4):621-631.
- [2] SIN S N, CHUA H, LO W, et al. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong[J]. Environment international, 2001,26(5):297-301.
- [3] CHAPMAN P M, WANG F, ADAMS W J, et al. Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids[J]. Environmental science and technology, 1999,33(22):3937-3941.
- [4] 王化泉. 河口和近岸海洋沉积物中的重金属及其污染评价[J]. 海洋环境科学, 1985(1):32-38.
- [5] ZHAO Y F, XU M, LIU Q, et al. Study of heavy metal pollution, ecological risk and source apportionment in the surface water and sediments of the Jiangsu coastal region, China; a case study of the Sheyang Estuary[J]. Marine pollution bulletin, 2018, 137:601-609.
- [6] 倪志鑫,张霞,蔡伟叙,等. 珠江口沉积物中重金属分布、形态特征及风险分析[J]. 海洋环境科学, 2016,35(3):321-328.
- [7] 程嘉熠,王晓萌,杨正先,等. 双台子河口沉积物重金属溯源及生态风险评估[J]. 中国环境科学, 2021,41(3):1345-1353.
- [8] 刘培渊,徐夕博,邢凯旋,等. 胶州湾典型河口区沉积物重金属来源解析与潜在生态风险评价[J]. 绿色科技, 2018(6):43-45.
- [9] 张芬,孙振中,张玉平. 长江口重要渔业水域重金属分布特征及风险评价[J]. 水产科技情报, 2017,44(4):177-180.
- [10] 李平,郭晓娟,杨清书,等. 珠江磨刀门河口表层沉积物中重金属的分布特征及生态风险评价[J]. 海洋环境科学, 2017,36(5):746-753.
- [11] POOVENESWARY N, BAKAR A F B A, WEI B C, et al. Contamination status and ecological risk of heavy metal in surface sediment of Kelantan river and its nearshore area, Malaysia[J]. Water supply, 2020,20(1):103-117.
- [12] 刘金庆,印萍,张勇,等. 滦河口沉积物重金属分布及生态风险评价[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2016,36(5):43-52.
- [13] 佟瑞鹏,杨校毅. 基于蒙特卡罗模拟的土壤环境健康风险评价:以PAHs为例[J]. 环境科学, 2017,38(6):2522-2529.

- [14] JIANG C L,ZHAO Q,ZHENG L G, et al. Distribution, source and health risk assessment based on the Monte Carlo method of heavy metals in shallow groundwater in an area affected by mining activities, China. [J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2021, 224: 112679.
- [15] 王丽, 黄德寅, 刘茂, 等. 蒙特卡洛模拟方法在苯致癌风险评价中的应用[J]. 安全与环境学报, 2011, 11(5): 231-235.
- [16] 牛汝辰. 中国水名词典[M]. 哈尔滨: 哈尔滨地图出版社, 1995.
- [17] 欧阳凯, 闫玉茹, 项立辉, 等. 盐城北部潮间带表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. 海洋环境科学, 2016, 35(2): 256-263.
- [18] 国家海洋环境监测中心. 海洋监测规范 第3部分: 样品采集、贮存与运输(GB 17378.3—2007)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [19] 国家海洋环境监测中心. 海洋监测规范 第5部分: 沉积物分析(GB 17378.5—2007)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [20] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [21] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008(2): 112-115.
- [22] 马建华, 韩昌序, 姜玉玲. 潜在生态风险指数法应用中的一些问题[J]. 地理研究, 2020, 39(6): 1233-1241.
- [23] MACDONALD D D, CARR R S, CALDER F D, et al. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters[J]. Ecotoxicology, 1996, 5(4): 253-278.
- [24] PEDERSEN F, BJØRNESTAD E, ANDERSEN H V, et al. Characterization of sediments from Copenhagen Harbour by use of biotests[J]. Water science & technology, 1998, 37(6/7): 233-240.
- [25] RAJASEKHAR B, NAMBI I M, GOVINDARAJAN S K. Human health risk assessment of ground water contaminated with petroleum PAHs using Monte Carlo simulations: a case study of an Indian metropolitan city[J]. Journal of environmental management, 2018, 205: 183-191.
- [26] GINSBERG G L, BELLEGIA G. Use of Monte Carlo analysis in a risk-based prioritization of toxic constituents in house dust[J]. Environment international, 2017, 109: 101-113.
- [27] 国家海洋环境监测中心. 海洋沉积物质量(GB 18668—2002)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [28] KARIM Z, QURESHI B A, MUMTZA M, et al. Heavy metal content in urban soils as an indicator of anthropogenic and natural influences on landscape of Karachi—A multivariate spatio-temporal analysis[J]. Ecological indicators, 2014, 42: 20-31.
- [29] 张杰, 郭西亚, 曾野, 等. 太湖流域河流沉积物重金属分布及污染评估[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2202-2210.
- [30] 陈邦本, 胡蓉卿, 陈铭达. 江苏海涂土壤环境元素的自然背景值[J]. 南京农业大学学报, 1985(3): 54-60.
- [31] 范成新, 刘敏, 王圣瑞, 等. 近20年来我国沉积物环境与污染控制研究进展与展望[J]. 地球科学进展, 2021, 36(4): 346-374.
- [32] 旷泽行. 南海三种典型河口海湾生物—沉积物重金属污染与风险评价及其不确定性分析[D]. 上海: 上海海洋大学, 2021.
- [33] 庞阔, 李敏, 刘璐, 等. 基于蒙特卡洛模拟与PMF模型的黄河流域沉积物重金属污染评价及源解析[J]. 环境科学, 2022, 43(8): 4008-4017.
- [34] 钟映雄, 陈佳佳, 汪思钧, 等. 海产品中砷的形态及其毒性研究进展[J]. 食品与发酵工业, 2022, 48(23): 337-343.
- [35] 王瑛, 陈苗苗, 谭婷婷, 等. 海产品中的砷及其代谢机制的研究进展[J]. 现代食品科技, 2014, 30(11): 256-265.

[责任编辑: 丁 蓉]