

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20230519001

赵子昂, 冯永亮, 王明丽, 等. 青岛某燃煤电厂排污口邻近海域表层沉积物重金属生态风险评价[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(5): 143-155

Zhao Z A, Feng Y L, Wang M L, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediment near a coal-fired power plant sewage outlet in Qingdao [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(5): 143-155 (in Chinese)

青岛某燃煤电厂排污口邻近海域表层沉积物重金属生态风险评价

赵子昂¹, 冯永亮^{2,*}, 王明丽³, 汝少国¹

1. 中国海洋大学海洋生命学院, 青岛 266003

2. 唐山学院基础教学部, 唐山 063000

3. 山东省青岛生态环境监测中心, 青岛 266003

收稿日期: 2023-05-19 录用日期: 2023-07-01

摘要: 沿海地区燃煤发电厂海水烟气脱硫系统长期、大量排放含有重金属的脱硫海水, 可能会对排污口附近海域生态系统造成危害, 然而目前关于这方面的研究尚少。本研究连续3年跟踪监测了该排污口附近海域表层沉积物中重金属As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb和Zn的含量, 其平均浓度分别为3.54、0.36、26.22、18.04、0.04、24.37和47.21 mg·kg⁻¹。为降低传统沉积物重金属风险评价过程中的不确定性, 分别采用Monte Carlo模拟与沉积物质量基准(SQGs)和潜在生态风险指数(PERI)相结合的概率方法对其生态危害进行了评价。SQGs结果显示, 4次监测Cu、Pb和Cd分别以50%、65%和80%的概率处于低风险, 其他4种重金属以90%以上的概率处于低风险。PERI结果显示, 4次监测Hg分别以34.41%、79.72%、60.39%和85.91%的概率处于中等风险, 其他6种重金属的潜在生态危害均以100%的概率为轻微程度, 7种重金属的综合生态危害以90%以上的概率为轻微程度。总体来讲, 4次监测沉积物中重金属污染程度均为轻微, 表明燃煤电厂脱硫海水的长期排放并未造成排污口附近海域表层沉积物重金属的污染。同时, 本文结果表明采用Monte Carlo模拟法与传统污染指数法相结合的概率方法能够更好地表征重金属的生态危害, 为工业污染水域风险缓解提供更加详细的决策支持。

关键词: 重金属; 沉积物; 风险评价; 燃煤电厂; Monte Carlo模拟

文章编号: 1673-5897(2023)5-143-13 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediment near A Coal-fired Power Plant Sewage Outlet in Qingdao

Zhao Ziang¹, Feng Yongliang^{2,*}, Wang Mingli³, Ru Shaoguo¹

1. Marine Life Science College, Ocean University of China, Qingdao 266003, China

2. Foundation Department, Tangshan University, Tangshan 063000, China

3. Qingdao Eco-Environmental Monitoring Center of Shandong Province, Qingdao 266003, China

Received 19 May 2023 accepted 1 July 2023

Abstract: Large amounts of waste consisting of heavy metal-containing seawater are discharged from coal-fired power plants into adjacent seas daily, which is harmful to the ecosystem of the sea near the outfall. However, very

第一作者: 赵子昂(1994—), 女, 博士研究生, 研究方向为生物资源保护与生态修复, E-mail: claire_zhao1994@yeah.net

* 通信作者(Corresponding author), E-mail: yongliangfeng0511@126.com

few studies have been carried out on the ecological risk of these heavy metals. This study conducted a three-year continuous monitoring to the average concentrations of heavy metals in the surface sediments of the sea located near the outfall of a coal-fired power plant in Qingdao. The average concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb and Zn were 3.54, 0.36, 26.22, 18.04, 0.04, 24.37 and 47.21 mg·kg⁻¹, respectively. In order to reduce the uncertainties in the traditional risk assessment of heavy metals in surface sediment, this study combined Monte Carlo simulations with sediment quality benchmarks (SQGs) and potential ecological risk index (PERI), respectively, to conduct the ecological risk assessment. The results of SQGs showed that, during the four sampling times, risk degrees of Cu, Pb and Cd were low with 50%, 65% and 80% probability, respectively; As, Cr, Hg, and Zn were also at the low risk degree with more than 90% probability. The PERI results showed that, during the four sampling times, the risk degree of Hg was moderate with 34.41%, 79.72%, 60.39% and 85.91% probability, respectively; the potential ecological risk degree of the other six heavy metals were low with 100% probability. The combined ecological risk of these seven heavy metals was at the low degree with more than 90% probability. In general, the heavy metal contamination degree of sediment in the four monitoring times was low, indicating that the long-term discharge of desulfurized seawater from coal-fired power plants did not cause heavy metal contamination in the surface sediments near the outfall. Meanwhile, the results of this study revolved that the probabilistic approach combining Monte Carlo simulation and traditional pollution index method can better characterize the ecological risk of heavy metals and provide a detailed decision support for the risk mitigation of industrially polluted waters.

Keywords: heavy metals; sediments; ecological risk assessment; coal-fired power plant; Monte Carlo simulation

近年来,沿海地区建立了越来越多的配有烟气海水脱硫系统(SFGD)的燃煤发电厂^[1]。这些电厂利用海水弱碱性吸收烟气中 SO₂ 的同时,也会将部分重金属洗脱一起携带入海^[2],从而导致附近海域重金属含量增加^[3-6]。重金属由于具有生物毒性强、难生物降解以及易在生物体内累积等性质,可对海洋生物造成严重威胁,被认为是海洋环境的重要污染物^[7-8]。例如,Zn 抑制黑海胆(*Arbacia lixula*)生长发育的 3 d-EC₅₀ 为 21 μg·L⁻¹^[9],导致大凤螺(*Lobatus gigas*)幼虫死亡的 4 d-LC₅₀ 为 8.9 μg·L⁻¹^[10];Cu 的暴露浓度为 1 μg·L⁻¹ 时就会对微藻产生毒性作用^[11],18 μg·L⁻¹ 时即可造成紫贻贝(*Mytilus edulis*)DNA 损伤^[12]。而郭娟等^[13]指出脱硫海水排水口附近海域中 Zn 和 Cu 的检测范围分别为 8.63 ~ 123.39 μg·L⁻¹ 和 19.24 ~ 72.23 μg·L⁻¹。因此,有必要开展脱硫海水长期排放对排污口附近海域的生态风险评价工作。目前燃煤电厂脱硫海水重金属的研究主要集中于具有挥发性质的 Hg 在烟气和水环境介质中的迁移转化^[14-17],而对于其他重金属,如 As、Cd、Cr、Cu、Pb 和 Zn 的长期排放对排污口附近海域的影响的研究尚未见报道。

水环境中的重金属,由于吸附、水解和沉淀的共同作用,只有一小部分的自由金属离子溶解在水中,大部分都沉积于沉积物中^[18]。因此,对重金属的生

态风险评价主要集中在沉积物上。目前,已有多种污染指数法可用于沉积物中重金属的风险评价^[19]。其中,沉积物质量基准(SQGs)^[20-21]、潜在生态危害指数(potential ecological risk index, PERI)^[22-23]、地累积指数(Igeo)^[1,24]、富累计因子(EF)^[25]、污染严重指数(CSI)^[26]等均是较为常用的方法。Ranjbar Jafarabadi 等^[8]采用 SQGs、PERI、CSI 等 10 种方法评价了波斯湾 10 个珊瑚岛沿海表层沉积物中 13 种重金属的生态风险,其中基于 EF 和 PERI 的结果显示 V、Ni、Hg 和 Cd 为中等污染水平,需要引起关注。然而,上述污染指数法通常仅使用(或联合使用)数据的平均值、保守值(90% 或 95% 分位数)和最大值来获得风险的一个平均或保守的估计^[25,27]。这种将监测数据压缩为一个单点值的方法会导致生态风险评价中信息的丢失,产生不确定性,从而造成对风险的高估或者低估。因此,美国国家科学院和环境保护局推荐使用 Monte Carlo 模拟方法来量化风险评价中的可变性和不确定性^[28-29]。这种随机模拟技术通过产生大量的符合一定规律的随机数,将其带入到有效的风险评价模型,进而得到风险的概率分布,为决策者提供更多的信息。

燃煤电厂附近海域重金属浓度一般是通过浓度增量(根据电厂及 SFGD 的运行参数)叠加环境背景值或对电厂运行后的短期检测获得的^[30]。然而,由

于估计值或短期检测值的不确定因素较多,导致以其为基础的风险评价结果具有较大的不确定性。因此,本研究连续3年跟踪监测了青岛某燃煤电厂排污口附近海域沉积物中As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb和Zn的浓度。基于重金属的长期暴露数据,采用Monte Carlo模拟技术与SQGs和PERI相结合的概率方法评价了排污口附近海域沉积物中重金属的生态风险。本研究能够为燃煤电厂排口附近海域的污染控制和生态风险减缓提供更多的科学依据。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 沉积物样品的采集

在青岛胶州湾某燃煤电厂排污口附近海域共设置了12个站位(图1)。利用采泥器分别于2012年12月26日和2013年6月21日的低潮期采集表层2 cm处的沉积物混合样,去除上覆水后,装入密封的聚乙烯袋中带回实验室。样品运回实验室后,晾干,研磨至完全通过160目(96 μm)的尼龙筛,然后存储到预先准备好的干净样品袋中以待进一步分析。此外,本研究还引用了王云鹏等^[31]于2011年

12月23日和2012年6月5日对该排污口附近表层沉积物的重金属监测数据。其站位设置与采样方法均与本研究相同。2011年12月23日未在4#站位采集到沉积物样本,2013年6月21日未在1#和4#站位采集到沉积物样本。沉积物样品采集回实验室后,置于冷冻干燥机中进行冻干,并研磨过160目筛,之后密封冷藏保存。

1.2 重金属分析与质量控制

取沉积物样品0.04 g置于Teflon容器中,加入0.8 mL HNO₃(V: V=1:1)和0.8 mL HF,再加入HClO₄(V: V=1:3)后,密封超声震荡60 s,然后在100 °C下恒温加热蒸干。再加入0.8 mL HNO₃(V: V=1:1),在100 °C下恒温加热蒸干。之后加入0.8 mL的HF和HClO₄,密封置于高压釜中,在170 °C烘箱内加热。样品蒸干之后再加入4 mL 4 mol·L⁻¹的HNO₃,在170 °C烘箱内加热4 h。最后用3% (V: V) HNO₃稀释并移至50 mL的容量瓶中,加入Rh-Re内标液,以1% (V: V) HNO₃至稀释至50 mL以备分析使用。

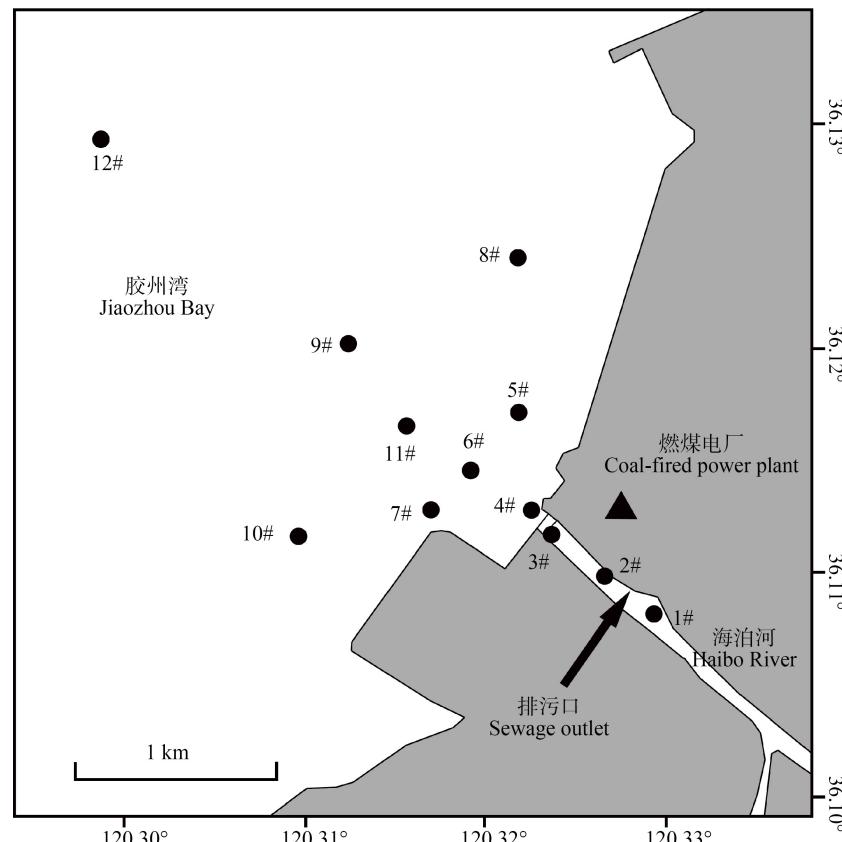


图1 调查站位设置

Fig. 1 Map of sampling stations near the outlet of the coal-fired power plant

重金属分析采用美国安捷伦公司生产的等离体质谱仪 ICP-MS(Agilent 7500CX), 标准物质为安捷伦公司多元素混合标准溶液(批号:5183-4688)。通过该方法, 金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb 和 Zn 的最低检出限分别为 0.2、0.02、1、0.2、0.01、0.5 和 2 mg·kg⁻¹; 所有金属样品的回收率均在 90% ~ 110% 范围内, 重复样品的相对标准差均<10%。

1.3 沉积物质量基准法(SQGs)

SQGs 方法是基于北美沉积物生物效应数据库构建的多阈值型基准, 广泛用于海洋沉积物中污染物的风险评价^[20,32-33]。Long 等^[20]将导致 10% 和 50% 有害生物效应的污染物浓度分别称为效应范围低值(effect range low, ERL)和效应范围中值(effect range median, ERM), 随后 MacDonald 等^[21]又对该阈值做了修改, 给出了一对更为严格的阈值: 临界效应水平(threshold effect level, TEL)和可能发生效应水平(probable effect level, PEL)。当污染物的环境浓度 EEC(estimated environmental concentration)<ERL 或 TEL 时, 将不会导致有害生物效应, 为低风险; 当 EEC>ERM 或 PEL 时, 将导致有害生物效应, 为高风险; 当 EEC 值位于二者之间时, 认为污染物导致

毒性效应的概率和不导致毒性效应的概率相当, 为中等风险。每种金属的具体基准值见表 1。

1.4 潜在生态危害指数法(PERI)

基于水生生态系统的敏感性依赖于其生产力的假设, Hakanson^[22]提出了 PERI 方法。该方法结合监测浓度与生态效应、环境效应和毒性的关系, 对沉积物中重金属的污染程度进行评估。其具体计算公式如下:

$$RI = \sum E_r^i \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i C_f^i \quad (2)$$

$$C_f^i = C_0^i / C_r^i \quad (3)$$

式中: RI 为多种金属的综合潜在生态危害指数, E_r^i 为金属 i 的潜在生态危害指数, T_r^i 为金属 i 的毒性响应系数, C_f^i 为金属 i 的污染系数, C_0^i 为重金属 i 的实测浓度, C_r^i 为金属 i 的沉积物背景值。各类重金属的背景值是该海域未受到影响时的测量值, 本研究参考王云鹏等^[31]所给出的胶州湾沉积物中重金属背景值和毒性响应系数(表 2)。基于上述参考值, 重金属潜在生态危害指数对应的危害程度分级标准见表 3。

表 1 7 种重金属的不同类型海洋沉积物质量基准值

Table 1 Different types of marine sediment quality guideline values for the seven heavy metals

(mg·kg⁻¹)

重金属 Heavy metals	TEL	PEL	ERL	ERM
砷 As	7.24	41.6	8.2	70
镉 Cd	0.68	4.21	1.2	9.6
铬 Cr	52.3	160	81	370
铜 Cu	18.7	108	34	270
汞 Hg	0.13	0.7	0.15	0.71
铅 Pb	30.2	112	46.7	218
锌 Zn	124	271	150	410

注: 数据引自文献[21]; TEL 指临界效应水平; PEL 指可能发生效应水平; ERL 为效应范围低值; ERM 为效应范围中值。

Note: The data come from Reference [21]; TEL means threshold effect level; PEL means probable effect level; ERL means effect range low; ERM means effect range median.

表 2 胶州湾沉积物中重金属浓度背景参考值及毒性响应系数

Table 2 The background values and toxic-response factors of heavy metals in sediments of Jiaozhou Bay

	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	汞 Hg	铅 Pb	锌 Zn
$C_r^i / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	7.75	0.66	58.16	60.34	0.024	26.26	78.28
T_r^i	10	30	2	5	40	5	1

注: C_r^i 为金属的沉积物背景值; T_r^i 为金属的毒性响应系数。

Note: C_r^i means background values of heavy metals in sediments; T_r^i means toxic response factor for heavy metals.

1.5 Monte Carlo 模拟

本研究采用 Monte Carlo 模拟技术与传统的 SQGs 和 PERI 相结合的概率方法评价表层沉积物中重金属的生态风险。Monte Carlo 模拟技术是将模型或者方法中需要输入的关键变量(如污染物的浓度)视为符合某种概率分布的随机变量,通过重复抽样,带入到模型或者方法中得到输出结果的概率分布^[34]。本研究采用 log-normal、log-logistic 和 Weibull 分布分别对每种重金属的监测数据进行分布拟合,根据 Kolmogorov-Smirnov 检验选择最优模型:*P* 值越接近于 1,拟合效果越好^[35]。总体上,log-logistic 的拟合效果要优于其他 2 种分布。基于 log-logistic,运用软件 Matlab v.9.3 (MathWorks Inc., Natick, Massachusetts)对每个数据集进行 10 万次的随机抽样。然后再结合 SQGs 和 PERI 法,得到超过各个 SQGs 标准值的概率以及 E_r^i 和 RI 的概率分布,进而得到重金属所处各个风险水平的概率等更为详细的信息。

2 结果(Results)

2.1 表层沉积物中重金属的含量

4 次监测排污口附近海域表层沉积物中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb 和 Zn 的浓度范围分别为 1.54 ~ 7.33、0.08 ~ 0.72、12.16 ~ 54.04、5.08 ~ 33.10、0.02 ~ 0.08、8.37 ~ 35.91 和 14.58 ~ 85.01 mg·kg⁻¹,平均浓度分别为 3.54、0.36、26.22、18.04、0.04、24.37 和 47.21 mg·kg⁻¹。7 种重金属 4 次监测的平均浓度均符合中国海洋沉积物质量标准(GB 18668—2002)的一类标准值。各个监测时间的详细结果见表 4。排污口附近下游区域(2# ~ 11# 站位)沉积物中重金属的平均浓度大体上都高于排水口上游的 1# 站位和胶州湾对照点 12# 站位。如 2012 年 12 月,2# ~ 11# 站位 As、Cd、Cr、Cu、Pb 和 Zn 的平均浓度分别为 4.25、0.34、37.51、22.03、26.90 和 57.61 mg·kg⁻¹,高于 1# 站位的 2.86、0.10、17.03、15.29、23.75 和 40.31 mg·kg⁻¹,高于 12# 站位的 3.81、0.08、23.34、8.58、16.01 和

表 3 沉积物中重金属潜在生态危害指数对应的危害程度分级标准

Table 3 Criteria for degrees of the ecological risk of heavy metal in sediments

E_r^i 范围 Range of E_r^i	单个因子危害程度 Risk degree of individual factor	RI 范围 Range of RI	多个因子综合危害程度 Risk degree of multiple factors
$E_r^i < 40$	轻微 Low	$RI < 150$	轻微 Low
$40 \leq E_r^i < 80$	中等 Moderate	$150 \leq RI < 300$	中等 Moderate
$80 \leq E_r^i < 160$	强 Considerable	$300 \leq RI < 600$	强 Considerable
$160 \leq E_r^i < 320$	很强 High	$RI \geq 600$	很强 High
$E_r^i > 320$	极强 Extreme		

注: E_r^i 为金属的潜在生态危害指数; RI 为多种金属的综合潜在生态危害指数。

Note: E_r^i means potential ecological risk index for a certain heavy metal; RI means the potential ecological risk index of heavy metals.

表 4 电厂排污口附近海域表层沉积物重金属含量

Table 4 Statistics of concentrations of the heavy metals in the marine surface sediment near the outlet of the power plant

重金属 Heavy metal	2011.12 ^a				2012.06 ^a				2012.12				2013.06			
	范围 Range	平均值 Mean	标准差 SD	范围 Range	平均值 Mean	标准差 SD	范围 Range	平均值 Mean	标准差 SD	范围 Range	平均值 Mean	标准差 SD	(mg·kg ⁻¹)			
砷 As	3.23 ~ 7.33	4.99	1.50	2.04 ~ 3.28	2.71	0.36	3.33 ~ 5.04	4.21	0.54	1.54 ~ 2.99	2.25	0.40				
镉 Cd	0.11 ~ 0.55	0.26	0.12	0.25 ~ 0.72	0.52	0.15	0.08 ~ 0.68	0.31	0.19	0.09 ~ 0.61	0.32	0.17				
铬 Cr	14.75 ~ 42.78	24.41	7.07	15.76 ~ 38.41	23.25	6.41	23.34 ~ 54.04	36.22	8.72	12.16 ~ 45.78	20.30	10.02				
铜 Cu	5.35 ~ 31.40	18.93	6.70	6.43 ~ 18.25	13.87	3.92	8.58 ~ 33.10	20.81	8.61	5.08 ~ 25.71	18.71	6.45				
汞 Hg	0.03 ~ 0.05	0.04	0.008	0.03 ~ 0.06	0.045	0.01	0.02 ~ 0.05	0.03	0.008	0.04 ~ 0.08	0.054	0.013				
铅 Pb	8.37 ~ 25.09	17.98	4.77	17.46 ~ 35.91	25.76	5.53	15.03 ~ 35.64	25.91	6.70	13.48 ~ 33.71	27.51	6.28				
锌 Zn	24.13 ~ 85.01	55.15	15.84	19.84 ~ 52.76	35.84	9.77	41.66 ~ 83.49	56.96	13.72	14.58 ~ 63.81	41.03	17.79				

注:^a 表示引自文献[31]; SD 为标准差。

Note:^a represents that the data come from Reference [31]; SD means standard deviation.

$50.53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Hg 的浓度变化不明显。

2.2 基于 Monte Carlo 模拟的 SQGs 评价结果

由 Monte Carlo 模拟与 SQGs 相结合, 可以得到实际监测数据高于各个 SQGs 标准值的概率。表 5 列出了 7 种重金属超越 4 种 SQGs 标准值的具体概率。由表 5 可知, 如果以 ERL/ERM 这对较为宽松的标准来看, 4 次监测 7 种重金属均以 90% 以上的概率处于低风险, 因此以下分析均依据 TEL/PEL 这对较为严格的标准进行。

从不同监测时间来看, 2011 年 12 月 Cu 以 49.91% 的概率为中等风险, 49.99% 的概率为低风险, 其他 6 种重金属均以 90% 以上的概率为低风

险。2012 年 6 月 Cd、Cu 和 Pb 处于低风险的概率分别为 81.26%、84.60% 和 82.94%, 处于中等风险的概率分别为 18.74%、15.40% 和 17.06%, 其他 4 种重金属均以 99% 以上的概率处于低风险。2012 年 12 月 Cu 和 Pb 处于低风险的概率分别为 46.58% 和 74.39%, 处于中等风险的概率分别为 53.32% 和 25.60%, 其他 5 种重金属均以 90% 以上的概率处于低风险。2013 年 6 月, Cu 和 Pb 处于低风险的概率分别为 49.24% 和 64.22%, 处于中等风险的概率分别为 50.72% 和 35.77%, 其他 5 种重金属均以 90% 以上的概率处于低风险。

从不同重金属的角度来看, 4 次监测 As、Cr、Hg

表 5 7 种重金属超越 ERL 和 ERM 的概率

Table 5 Probabilities of exceeding ERL and ERM for the seven heavy metals

重金属 Heavy metal	时间 Sampling date	TEL	PEL	ERL	ERM
砷 As	2011.12	7.77E-02	0	3.89E-02	0
	2012.06	0	0	0	0
	2012.12	6.00E-04	0	1.20E-04	0
	2013.06	0	0	0	0
镉 Cd	2011.12	8.43E-03	0	5.70E-04	0
	2012.06	1.87E-01	0	9.01E-03	0
	2012.12	7.52E-02	4.10E-04	1.69E-02	0
	2013.06	6.72E-02	2.60E-04	1.28E-02	0
铬 Cr	2011.12	8.10E-04	0	2.07E-05	0
	2012.06	1.63E-03	0	5.42E-05	0
	2012.12	5.40E-02	0	2.00E-03	0
	2013.06	5.24E-03	2.66E-05	5.80E-04	0
铜 Cu	2011.12	5.00E-01	3.00E-04	5.45E-02	0
	2012.06	1.54E-01	3.00E-05	6.10E-03	0
	2012.12	5.34E-01	1.00E-03	9.72E-02	1.52E-05
	2013.06	5.08E-01	4.00E-04	6.842E-02	2.00E-05
汞 Hg	2011.12	1.20E-04	0	5.74E-05	0
	2012.06	3.90E-04	0	1.20E-04	0
	2012.12	6.00E-05	0	1.97E-05	0
	2013.06	5.00E-04	0	1.40E-04	0
铅 Pb	2011.12	3.15E-02	1.00E-05	1.88E-03	0
	2012.06	1.71E-01	0	5.35E-03	0
	2012.12	2.56E-01	3.71E-05	1.87E-02	0
	2013.06	3.58E-01	3.21E-05	2.00E-02	0
锌 Zn	2011.12	5.31E-03	0	1.56E-03	0
	2012.06	3.30E-04	0	9.25E-05	0
	2012.12	2.63E-03	1.00E-05	6.40E-04	0
	2013.06	1.79E-02	1.21E-03	9.26E-03	3.30E-04

注: 代号意义同表 1。

Note: The meanings of symbols are the same as those in Table 1.

和 Zn 均以 90% 以上的概率处于低风险。Cd 除 2012 年 6 月以 18.74% 的概率处于中等风险外, 其他 3 次均以 90% 以上的概率处于低风险。Cu 4 次监测处于中等风险的概率分别为 49.91%、15.40%、53.32% 和 50.72%。Pb 4 次监测处于中等风险的概率分别为 3.15%、17.06%、25.60% 和 35.77%。虽然 2011 年 12 月 Cu 的平均浓度为 $18.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 略大于其 TEL($18.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 处于中等风险, 但其仍有 49.99% 的概率处于低风险。2012 年 12 月 Cu 的平均浓度为 $20.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 为其 TEL($18.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 1.11 倍, 处于中等风险, 但其仍有 46.58% 的概率为低风险, 可见应用 Monte Carlo 模拟与 SQGs 相结合能够得到更加详细的结果。

总体来讲, 4 次监测 As、Cr、Hg 和 Zn 均为低风险, Cd 以 80% 以上的概率处于低风险, Pb 以 65% 以上的概率处于低风险, Cu 有 3 次以大约 50% 的概率处于中等风险。7 种重金属对脱硫排污口附近海域的污染程度较小, 其大小顺序为 $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{As} \approx \text{Cr} \approx \text{Hg} \approx \text{Zn}$ 。

2.3 基于 Monte Carlo 模拟的 PERI 评价结果

采用 Monte Carlo 模拟与 PERI 相结合的评价

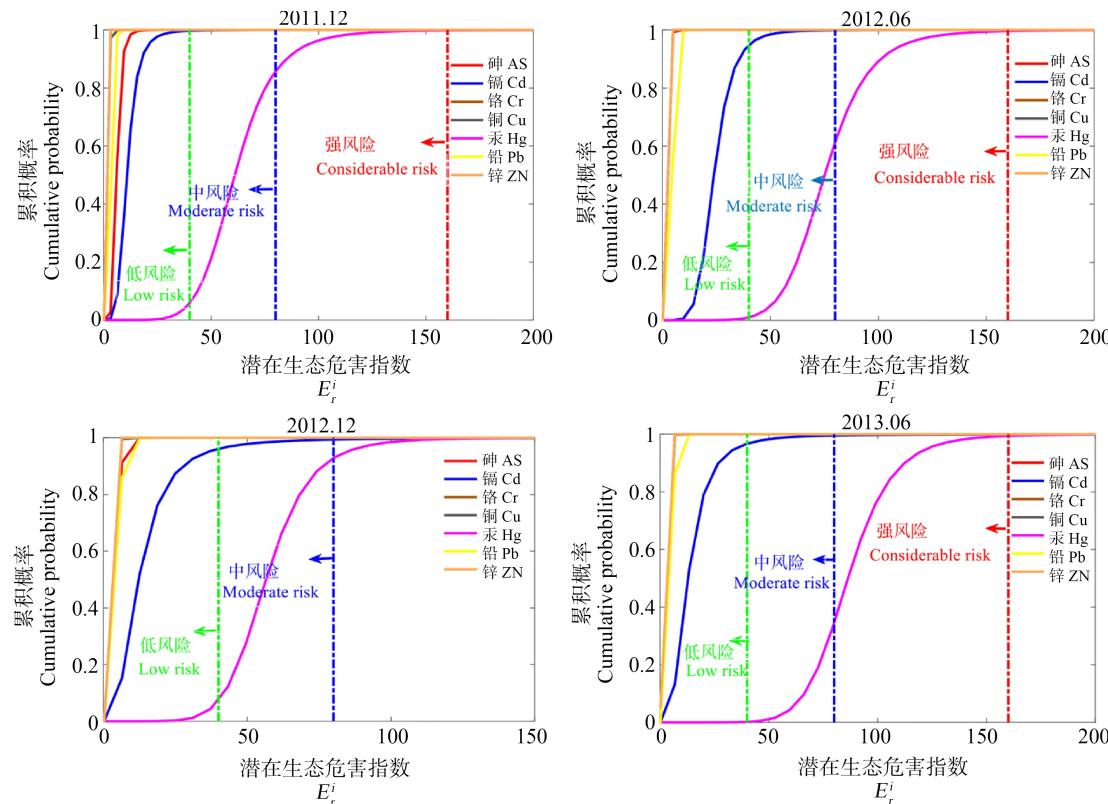


图 2 单个重金属潜在生态危害指数(E_r^i)的累积概率曲线

Fig. 2 Cumulative probability curves of potential ecological risk factor (E_r^i) for individual heavy metal

方法, 可以得到各重金属生态危害指数(E_r^i)的累积概率曲线(图 2), 以及其所处每个风险级别的概率(表 6)。

4 次监测 As、Cr、Cu、Pb 和 Zn 的潜在生态危害均以 100% 的概率为轻微程度, 4 次监测 Cd 的潜在生态危害均以 90% 以上的概率为轻微程度。Hg 前 3 次监测的平均潜在生态危害为中等程度, 其处于中等程度的概率分别为 79.72%、60.39% 和 85.91%, 2013 年 6 月 Hg 以 64.68% 的概率为强危害程度。

2011 年 12 月、2012 年 6 月、2012 年 12 月和 2013 年 6 月的综合生态危害指数(RI)分别为 86.10、110.32、85.89 和 115.33, 均 < 150 (轻微程度的上限值), 属于轻微危害程度。Monte Carlo 模拟结果显示, 4 次监测沉积物中重金属的综合生态危害以 90% 以上的概率为轻微程度(图 3)。

总体来讲, 4 次监测沉积物中重金属污染程度均为轻微。SQGs 显示 Cu、Cd 和 Pb 污染程度相对较大。PERI 方法结果显示 Hg 的污染程度最大, 其中夏季(2012.06 和 2013.06)重金属的污染程度要略高于冬季(2011.12 和 2012.12)。

表6 基于平均值估计和概率估计的单个重金属的生态风险

Table 6 Ecological risk of each heavy metal derived from both average estimation and probabilistic estimation

时间 Sampling date	重金属 Heavy metal	平均值估计 Estimation of mean value		Monte Carlo 模拟估计每个风险级别的概率 Probability of each risk degree estimated by Monte Carlo simulation			
		平均 E_r^i 值 Mean value of E_r^i	风险级别 Risk degree	轻微/% Low/%	中等/% Moderate/%	强/% Considerable/%	很强/% High/%
2011.12	As	6.44	Low	100	0	0	0
	Cd	11.89	Low	99.69	0.31	0	0
	Cr	0.84	Low	100	0	0	0
	Cu	1.57	Low	100	0	0	0
	Hg	61.23	Moderate	5.89	79.72	14.20	0.18
	Pb	3.42	Low	100	0	0	0
	Zn	0.70	Low	100	0	0	0
2012.06	As	3.49	Low	100	0	0	0
	Cd	23.76	Low	94.93	4.96	0.11	0
	Cr	0.80	Low	100	0	0	0
	Cu	1.15	Low	100	0	0	0
	Hg	75.76	Moderate	1.01	60.39	38.26	0.34
	Pb	4.91	Low	100	0	0	0
	Zn	0.46	Low	100	0	0	0
2012.12	As	5.43	Low	100	0	0	0
	Cd	14.25	Low	96.09	3.29	0.53	0.07
	Cr	1.25	Low	100	0	0	0
	Cu	1.72	Low	100	0	0	0
	Hg	57.58	Moderate	7.29	85.91	6.77	0.03
	Pb	4.93	Low	100	0	0	0
	Zn	0.73	Low	100	0	0	0
2013.06	As	2.91	Low	100	0	0	0
	Cd	14.41	Low	96.72	2.84	0.38	0.05
	Cr	0.70	Low	100	0	0	0
	Cu	1.55	Low	100	0	0	0
	Hg	90.00	High	0.15	34.41	64.86	0.58
	Pb	5.24	Low	100	0	0	0
	Zn	0.52	Low	100	0	0	0

注: As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb 和 Zn 分别指重金属砷、镉、铬、铜、汞、铅和锌; Low、Moderate 和 High 分别表示风险级别为轻微、中等和很强。

Note: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb and Zn means arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, lead and zinc, respectively. Low, Moderate, and High indicate that risk degree is low, moderate and very high, respectively.

3 讨论(Discussion)

本研究海域表层沉积物重金属平均浓度与胶州湾以及其他受人类活动影响较大海域的对比如表7所示。对比分析发现,本研究4次监测表层沉积物中Cd、Cr、Cu、Pb和Zn的平均浓度均高于2004年5月胶州湾的平均浓度^[36],表明脱硫海水的长期大量排放确实引起了附近海域沉积物中重金属的累积。本研究Cd、Hg和Pb的平均浓度高于2009年胶州湾跨海大桥附近沉积物中的平均浓度^[37],但大部分

重金属含量低于胶州湾东部沉积物中的含量^[38]。类似的,李玉等^[39]运用平均富集因子发现胶州湾表层沉积物中重金属主要分布在胶州湾东部李村河口、娄山河口以及附近海域。魏璟弢等^[40]应用连续提取法研究了2008年11月和2010年11月青岛近海和胶州湾内沉积物的富集状况,发现Pb和Cr存在明显富集,胶州湾东部重金属污染程度最为明显。本研究As、Cd、Cu、Hg、Pb和Zn的浓度比五里河河口附近海域(葫芦岛锌厂排污口邻近海域)低一个数量

级^[41]。与我国高雄湾^[15]、香港海岸带^[40]、泉州湾^[42]以及国外一些其他海湾(表7)相比,本研究沉积物中重金属含量均低于上述区域。总体上,该燃煤电厂排污口附近海域沉积物中重金属的浓度较低。

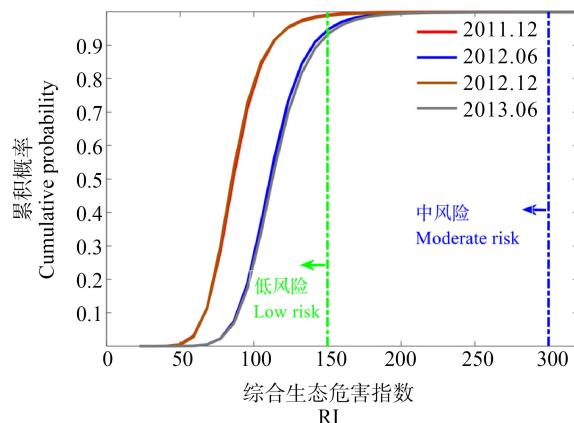


图3 7种重金属综合潜在生态危害指数(RI)的累积概率曲线

Fig. 3 Cumulative probability curves of comprehensive potential ecological risk index (RI) of seven heavy metals

目前燃煤电厂脱硫海水重金属的研究主要集中于具有挥发性质的 Hg 在烟气和水环境介质中的迁移转化以及其不同形态在水环境中的分布特征^[1]。Liang 等^[43]研究发现燃煤电厂排污口附近海域表层沉积物中 Hg 的浓度范围为 $0.055 \sim 0.201 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 $0.126 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 为本研究 Hg 浓度的 3 倍左右。本研究采用 PERI 方法过程中由于选用了该地区 Hg 的较低背景值 $0.024 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[31,44], 导致其潜在生态危害指数(E_r^i)范围为 $57.58 \sim 90.00$, 污染程度远大于其他重金属。此外,PERI 方法不仅考虑了重金属的环境背景值,还考虑了其毒性系数。Hg 由于具有高毒性,尤其是通过生物体产生的有机汞,其毒性系数采用了所有重金属元素中最高的 40。Li 等^[35]采用地累积指数法和 PERI 法对 2009 年 7 月胶州湾表层沉积物 8 种重金属的污染和潜在生态危害进行了评价,发现重金属总体污染程度较轻,但 Hg 污染较为严重,与本研究结果一致。此外,由于夏季(2012.06 和 2013.06)Hg 的监测浓度要略高于冬季(2011.12 和 2012.12),进而导致夏季重金属的综合生态危害指数(RI)也略高于冬季。本研究 4 次监测重金属的 RI 均 < 150 (轻微程度的上限值),属于轻微危害程度。类似的,郭军辉等^[38]采用潜在生态危害指数法对 2009 年胶州湾东岸表层沉积物重金属的生态危害进

行了评价,发现 Cd 对沉积物生态环境的潜在危害为中等程度,As、Cr、Cu、Pb 和 Zn 的危害程度均为轻微,多个重金属的 RI 值均 < 150 ,属于轻微危害程度。

目前大部分针对沉积物重金属生态风险评价的方法,包括 SQGs 和 PERI,都采用监测数据的平均值、保守值(90% 或 95% 分位数)或最大值来获得风险的一个平均或保守的估计^[25-26]。这种将监测数据压缩为一个单点值的方法会导致生态风险评价中信息的丢失,产生不确定性,从而造成对风险的高估或者低估。本研究中 2012 年 12 月 Cu 的平均浓度为 $20.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,为其 TEL($18.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的 1.11 倍,处于中等风险,但结合 Monte Carlo 模拟发现其仍有 46.58% 的概率为低风险。类似的,Sawe 等^[45]发现坦桑尼亚的瓦米河口中 As、Cd、Cr、Pb 和 Zn 的浓度以 99% 的概率低于 SQGs 的效应范围低值,风险可忽略,但 Cu 却有一定的概率对该河口造成风险。此外,本研究 2012 年 6 月 Hg 的平均 E_r^i 值为 75.76(为中等程度上限值 80 的 0.947 倍),生态危害程度为中等,但由 Monte Carlo 模拟的结果可得其仍有 38.26% 的概率处于强危害程度。Qu 等^[34]指出虽然香江和天池湖的平均 RI 值略高于高危害程度(high risk)的上限值 600(分别为其 1.08 倍和 1.17 倍),处于高危害程度,但 Monte Carlo 模拟结果显示其仍有 43.3% 和 47.1% 的概率处于较高危害程度(considerable risk)。Li 等^[35]指出尽管莱州湾西部 Hg 的平均 E_r^i 为 20.24(为轻微程度上限值 40 的 0.51 倍),但 Monte Carlo 模拟显示仍有一定的概率(0.03%)处于中等危害程度。可见只用平均值进行评价,可能会高估或者低估重金属的真实风险。采用 Monte Carlo 模拟与传统评价方法相结合能够有效降低风险评估的不确定性,为污染水域沉积物重金属风险缓解提供更多的决策支持。

目前对于像燃煤电厂这样的点污染源的暴露评价主要是基于电厂建设前的模型预测研究,缺少电厂运行后的长期跟踪监测^[2]。并且模型涉及大量的污染物特有参数(如分子量、蒸气压、吸附系数等)和环境场景参数,其结果往往具有一定的不确定性^[46]。本研究将脱硫海水工艺运行 10 年后,连续 3 年的跟踪监测数据作为环境暴露数据能更好地表征重金属排放对排污口附近海域的长期生态风险。SQGs 和 PERI 方法均显示 4 次监测沉积物中重金属污染程度为轻微,表明燃煤电厂脱硫海水的长期排放并未造成排污口附近海域表层沉积物重金属的污染。除

重金属外,脱硫海水中的其他特征性污染物 pH (H^+)、 SO_4^{2-} 、温度等也可能对排污口附近海域造成不利影响^[2]。为研究脱硫海水排放对海洋生态环境的综合影响,本研究还根据调查了排污口附近海域的生物群落结构(本研究未列出),共发现浮游植物4门93种,其中硅藻78种;浮游动物58种,其中节肢

动物类和浮游幼虫类分别有27种和17种;底栖动物8门128种,其中环节动物门69种。依据 Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数^[31],排污口附近海域各类群生物多样性较高,群落结构较稳定,表明脱硫海水排放未对生物群落结构和生物多样性造成明显不利影响。

表7 电厂排污口附近海域与其他受影响海域中表层沉积物重金属的平均浓度比较

Table 7 Mean concentrations of heavy metals found in sediment near the outlet of the power plant compared to the reported average concentrations for other impacted coastal systems

地区 Area	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	汞 Hg	铅 Pb	锌 Zn	(mg·kg ⁻¹) 参考文献 Reference
中国胶州湾 Jiaozhou Bay, China	3.54	0.36	26.22	18.04	0.04	24.37	47.21	本研究 This study
中国胶州湾 Jiaozhou Bay, China	11.15	0.059	22.14	11.99	-	10.31	31.1	[36]
中国胶州湾 Jiaozhou Bay, China	-	0.055	-	19.05	0.031	12.7	51.14	[37]
中国胶州湾 Jiaozhou Bay, China	10.90	0.55	77.40	36.23	-	52.94	161.32	[38]
中国五里河口 Wulihe Estuary, China	88.25	4.11	-	116.60	0.56	104.65	1 008.75	[41]
中国泉州湾 Quanzhou Bay, China	21.7	0.59	82.0	71.4	0.40	67.70	179.6	[42]
中国香港近岸 Hong Kong Coasts, China	-	0.33	48.93	118.68	0.19	53.56	147.73	[47]
中国台湾高雄港 Kaohsiung Harbor, Taiwan, China	-	0.93	154.15	117.60	0.46	55.23	318.33	[48]
意大利那不勒斯湾 Gulf of Naples, Italy	2.0	0.57	28	27.2	0.70	221	602	[49]
巴西里贝拉湾 Ribeira Bay, Brazil	-	0.207	118	24.6	-	22.9	109	[50]
巴西塞佩提巴湾 Sepetiba Bay, Brazil	-	3.22	66	31.9	-	40	567	[50]

通信作者简介:冯永亮(1987—),男,博士,讲师,主要研究方向为生态风险评价和水质基准构建。

参考文献(References):

- [1] Liu X Y, Sun L M, Yuan D X, et al. Mercury distribution in seawater discharged from a coal-fired power plant equipped with a seawater flue gas desulfurization system [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2011, 18(8): 1324-1332
- [2] Córdoba P. Status of flue gas desulphurisation (FGD) systems from coal-fired power plants: Overview of the phys-

ic-chemical control processes of wet limestone FGDs [J]. Fuel, 2015, 144: 274-286

- [3] Clarke L B. The fate of trace elements during coal combustion and gasification: An overview [J]. Fuel, 1993, 72 (6): 731-736
- [4] Aunela-Tapola L, Hatanpää E, Hoffren H, et al. A study of trace element behaviour in two modern coal-fired power plants: II. Trace element balances in two plants equipped with semi-dry flue gas desulphurisation facilities [J]. Fuel Processing Technology, 1998, 55: 13-34
- [5] Radojević M. The use of seawater for flue gas desulphuri-

- zation [J]. Environmental Technology, 1989, 10(1): 71-76
- [6] Barrero F V, Ollero P, Gutiérrez Ortiz F J, et al. Catalytic seawater flue gas desulfurization process: An experimental pilot plant study [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(20): 7114-7119
- [7] Zhuang W, Gao X L. Integrated assessment of heavy metal pollution in the surface sediments of the Laizhou Bay and the coastal waters of the Zhangzi Island, China: Comparison among typical marine sediment quality indices [J]. PLoS One, 2014, 9(4): e94145
- [8] Ranjbar Jafarabadi A, Riyahi Bakhtiyari A, Shadmehri Toosi A, et al. Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran [J]. Chemosphere, 2017, 185: 1090-1111
- [9] Carballeira C, De Orte M R, Viana I G, et al. Assessing the toxicity of chemical compounds associated with land-based marine fish farms: The sea urchin embryo bioassay with *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2012, 63(2): 249-261
- [10] Garr A L. Toxicity and availability of copper and zinc to queen conch: Implications for larval recruitment in the Florida Keys [D]. Boca Raton, FL: Florida Atlantic University, 2012: 31-35
- [11] Debelius B, Forja J M, DelValls A, et al. Toxicity and bioaccumulation of copper and lead in five marine microalgae [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(5): 1503-1513
- [12] Al-Subiai S N, Moody A J, Mustafa S A, et al. A multiple biomarker approach to investigate the effects of copper on the marine bivalve mollusc, *Mytilus edulis* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2011, 74(7): 1913-1920
- [13] 郭娟, 袁东星, 陈进生, 等. 燃煤电厂海水脱硫工艺的排水对海域环境的影响[J]. 环境工程学报, 2008, 2(5): 707-711
- Guo J, Yuan D X, Chen J S, et al. Impact of discharge water from seawater flue gas desulfurization system of coal-fired power plant on the environment of surrounding sea area [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2008, 2(5): 707-711 (in Chinese)
- [14] Álvarez-Ayuso E, Querol X, Tomás A. Environmental impact of a coal combustion-desulphurisation plant: Abatement capacity of desulphurisation process and environmental characterisation of combustion by-products [J]. Chemosphere, 2006, 65(11): 2009-2017
- [15] Chen Y W, Liu G J, Wang L, et al. Occurrence and fate of some trace elements during pyrolysis of Yima coal, China [J]. Energy & Fuels, 2008, 22(6): 3877-3882
- [16] Liu B L, Hu K, Jiang Z L, et al. Distribution and enrichment of heavy metals in a sediment core from the Pearl River Estuary [J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 62(2): 265-275
- [17] Sun L M, Feng L F, Yuan D X, et al. The extent of the influence and flux estimation of volatile mercury from the aeration pool in a typical coal-fired power plant equipped with a seawater flue gas desulfurization system [J]. The Science of the Total Environment, 2013, 444: 559-564
- [18] Gaur V K, Gupta S K, Pandey S D, et al. Distribution of heavy metals in sediment and water of River Gomti [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2005, 102(1-3): 419-433
- [19] Kowalska J B, Mazurek R, Gašiorek M, et al. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination-A review [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2018, 40(6): 2395-2420
- [20] Long E R, MacDonald D D, Smith S L, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. Environmental Management, 1995, 19(1): 81-97
- [21] 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
- [22] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001
- [23] Li D P, Yu R D, Chen J, et al. Ecological risk of heavy metals in lake sediments of China: A national-scale integrated analysis [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 334: 130206
- [24] 孔令晖, 罗明科, 余辉, 等. 长江中游湖南段湖泊重金属时空累积因素研究[J]. 中国环境科学, 2023, 43(4): 1812-1823
- Kong L H, Luo M K, Yu H, et al. Spatial-temporal accumulation factors of heavy metals in Hunan Lakes along the middle reach of the Yangtze River [J]. China Environmental Science, 2023, 43(4): 1812-1823 (in Chinese)
- [25] Su L Y, Liu J L, Christensen P. Spatial distribution and ecological risk assessment of metals in sediments of Baiyangdian wetland ecosystem [J]. Ecotoxicology, 2011, 20(5): 1107-1116
- [26] Pejman A, Nabi Bidhendi G, Ardestani M, et al. A new index for assessing heavy metals contamination in sedi-

- ments: A case study [J]. Ecological Indicators, 2015, 58: 365-373
- [27] Bai J H, Cui B S, Chen B, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China [J]. Ecological Modelling, 2011, 222(2): 301-306
- [28] National Research Council (NRC). Science and judgment in risk assessment [R]. Washington DC: National Academy Press, 1994
- [29] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Guiding principles for Monte Carlo analysis [R]. Washington DC: US EPA, 1997
- [30] Taylor M R G, Heaton R, Baty R. The impact of flue-gas desulphurization on the water environment [J]. Water and Environment Journal, 1989, 3(3): 227-234
- [31] 王云鹏, 纪良, 时国梁, 等. 脱硫海水排放对附近海域的生态环境影响初步研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2014, 44(5): 61-68
Wang Y P, Ji L, Shi G L, et al. A preliminary study of the impact of discharge water from seawater flue gas desulphurization on the ecological environment of surrounding sea area [J]. Periodical of Ocean University of China, 2014, 44(5): 61-68 (in Chinese)
- [32] McCready S, Birch G F, Long E R. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity—A chemical dataset for evaluating sediment quality guidelines [J]. Environment International, 2006, 32 (4): 455-465
- [33] Christophoridis C, Dedepsidis D, Fytianos K. Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of Thermaikos Gulf, N. Greece. Assessment using pollution indicators [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(2-3): 1082-1091
- [34] Qu C S, Li B, Wu H S, et al. Probabilistic ecological risk assessment of heavy metals in sediments from China's major aquatic bodies [J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2016, 30(1): 271-282
- [35] Li X, Chi W Q, Tian H, et al. Probabilistic ecological risk assessment of heavy metals in western Laizhou Bay, Shandong Province, China [J]. PLoS One, 2019, 14(3): e0213011
- [36] Wang X C, Feng H, Ma H Q. Assessment of metal contamination in surface sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China [J]. CLEAN - Soil, Air, Water, 2007, 35(1): 62-70
- [37] 张珂, 王朝晖, 冯杰, 等. 胶州湾表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. 分析测试学报, 2011, 30(12): 1406-1411
Zhang K, Wang Z H, Feng J, et al. Distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments of Jiaozhou Bay [J]. Journal of Instrumental Analysis, 2011, 30(12): 1406-1411 (in Chinese)
- [38] 郭军辉, 殷月芬, 陈发荣, 等. 胶州湾表层沉积物重金属污染分布特征及其生态风险评价[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(3): 13-21
Guo J H, Yin Y F, Chen F R, et al. The distribution characteristics of heavy metals in sediments of Jiaozhou Bay and its potential ecological risk evaluation [J]. Environmental Pollution & Control, 2012, 34(3): 13-21 (in Chinese)
- [39] 李玉, 俞志明, 曹西华, 等. 重金属在胶州湾表层沉积物中的分布与富集[J]. 海洋与湖沼, 2005, 36(6): 580-589
Li Y, Yu Z M, Cao X H, et al. Distribution and enrichment of heavy metals in surface sediments of Jiaozhou Bay [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2005, 36(6): 580-589 (in Chinese)
- [40] 魏璟弢, 张焕玲, 李铁, 等. 胶州湾及青岛近海表层沉积物重金属赋存形态研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2012, 42(S1): 157-164
Wei J T, Zhang H L, Li T, et al. Study of the geochemical forms of heavy metals in surface sediments of Jiaozhou Bay and Qingdao inshore areas [J]. Periodical of Ocean University of China, 2012, 42(S1): 157-164 (in Chinese)
- [41] Feng Y L, Chen Y Z, Wang J, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surface seawater and sediment near the outlet of a zinc factory in Huludao City, Liaoning Province, China [J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2016, 34(6): 1320-1331
- [42] Yu R L, Yuan X, Zhao Y H, et al. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China [J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2008, 20(6): 664-669
- [43] Liang Y, Liu X Y, Yuan D X, et al. Mercury species in seawater and sediment of Xiamen western sea area adjacent to a coal-fired power plant [J]. Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation, 2010, 82(4): 335-341
- [44] 迟清华, 鄢明才. 应用地球化学元素丰度数据手册[M]. 北京: 地质出版社, 2007: 67-75
- [45] Sawe S F, Shilla D A, Machiwa J F. Assessment of ecological risk of heavy metals using probabilistic risk assessment model (AQUARISK) in surface sediments from Wami Estuary, Tanzania [J]. BioMed Research International, 2021, 2021: 6635903
- [46] 周林军, 冯洁, 刘济宁, 等. 污水处理厂中化学品暴露

- 预测模型研究进展[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(8): 68-74
- Zhou L J, Feng J, Liu J N, et al. Models of exposure prediction for chemicals in the sewage treatment plant: A review [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 38(8): 68-74 (in Chinese)
- [47] Chen C W, Kao C M, Chen C F, et al. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan [J]. Chemosphere, 2007, 66(8): 1431-1440
- [48] Zhou F, Guo H C, Hao Z J. Spatial distribution of heavy metals in Hong Kong's marine sediments and their human impacts: A GIS-based chemometric approach [J]. Marine Pollution Bulletin, 2007, 54(9): 1372-1384
- [49] Romano E, Ausili A, Zharova N, et al. Marine sediment contamination of an industrial site at Port of Bagnoli, Gulf of Naples, Southern Italy [J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, 49(5-6): 487-495
- [50] de Carvalho Gomes 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 [J]. Marine Pollution Bulletin, 2009, 59(4-7): 123-133 ◆