

Distribution Characteristics and Assessment of Water Quality of Radial Tidal Sand Ridge in South Yellow Sea by GIS

Junjie Wang^{1,2}, Hao Xu¹, Ping Zuo^{1,2*}, Xinqing Zou^{1,2}

¹School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing

²MOE Key Laboratory of Coast and Island Development, Nanjing University, Nanjing

Email: [*thissime616@gmail.com](mailto:thissime616@gmail.com)

Received: Nov. 14th, 2014; revised: Nov. 30th, 2014; accepted: Dec. 11th, 2014

Copyright © 2014 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

We used Kriging modelling in Arcgis 10.1 to find out the distribution characteristics of water quality in Radial Tidal Ridge in South Yellow Sea during spring and autumn in 2007, focusing on 7 heavy metals as As, Hg, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr. Hakanson Potential Ecological Risk Index (HPERI) was used to assess extents of heavy metals in this area to propose better suggestions for Jiangsu coastal development. According to our study, contents of heavy metals were higher and more enriched in south in autumn than in spring. Monsoon had a significant impact on distribution of those heavy metals in surface water in study area. Zn was found to contribute the most to the pollution status while other heavy metals were found to cause only slight ecological risk based on HPERI method. RI was high in costal Estuary and port area, where human impacts were significant, or sedimentary area of sand ridges, where tidal dynamics were weaker, which suggested that there was a tendency that pollution caused by human activities had turned into the most important impacting factor of the water quality in the Radial Tidal Sand Ridge in South Yellow Sea. And RI showed that the potential ecological risk was low in spring while high in autumn.

Keywords

Radial Tidal Ridge, The South Yellow Sea, Heavy Metals, Sea Water Quality, Distribution Characteristics, Hakanson Potential Ecological Risk Index

*通讯作者。

基于GIS技术的南黄海辐射沙脊群海域水质分布特征与评价

王俊杰^{1,2}, 许浩¹, 左平^{1,2*}, 邹欣庆^{1,2}

¹南京大学地理与海洋科学学院, 南京

²南京大学海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京

Email: *thisisme616@gmail.com

收稿日期: 2014年11月14日; 修回日期: 2014年11月30日; 录用日期: 2014年12月11日

摘要

使用Arcgis软件对南黄海辐射沙脊群附近海域2007年春秋两季表层水样的水质进行了分析, 包括砷(As)、汞(Hg)、铜(Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)七种重金属的含量分布变化。用Hakanson潜在生态危害指数法(HPERI)对该海域7种重金属进行生态风险评价, 旨在为江苏沿海辐射沙脊区水质健康和海域生态环境保护提供科学依据, 并为江苏沿海的开发利用提出合理化建议。研究发现, 春秋两季As、Cd、Cr、Cu 4种重金属含量均低于国家海水水质I类标准; Pb和Zn在部分区域符合II类标准, 其余各处符合I类标准; Hg在沙脊沉积区含量较高, 春季为IV类海水, 秋季为超IV类海水, 在潮流通道含量较低, 春季为I类海水, 秋季为II、III类海水。秋季重金属较春季普遍含量更高, 且整体分布呈现南移趋势。Hakanson潜在生态危害指数法评价结果表明, 春秋两季该海域均以Zn的潜在生态危害最大, 除秋季Zn存在强生态危害以外, 其余重金属在春秋两季均为轻微生态危害; 综合潜在生态风险以沿岸河口、港口附近和沙脊沉积区处为最高, 表明人类活动是影响该海域重金属分布的主要因素; 春季潜在生态风险属轻微, 秋季高值区属中等风险。

关键词

辐射沙脊, 南黄海, 重金属, 海洋水质, 分布特征, Hakanson潜在生态危害指数法

1. 引言

南黄海辐射沙脊群分布于江苏北部海岸带外侧、黄海南部陆架海域, 即废黄河水下三角洲至长江水下三角洲之间, 经纬度跨度大, 面积广, 是我国重要的海岸地貌[1] [2]。沙脊群以弶港为中心向外呈辐射状分布[3], 沙脊群海域海水流动性较强, 水浅、港又多[4], 且受陆地射阳河、新洋港、斗龙港、东台河、拼茶运河、通吕运河等众多河川径流影响, 浮游生物众多, 生物资源丰富, 是十分重要的近海生态系统[5]。近年来江苏沿海开发迅速, 工业园区、城市化和围垦等人类活动频繁, 工、农业生产废水和城市生活污水不断增多, 对南黄海辐射沙脊群海域的水质产生了一定影响[6] [7]。该海域的水质问题不仅影响到生物生存和生态系统健康[8]-[11], 而且通过海产品的重金属富集进一步影响人类的身体健康[12]。因此, 本文基于对该海域 2007 年春秋两季表层水的重金属含量及其分布特征分析与生态风险评价的分析, 探究江苏沿海不同季节的水质分布规律, 旨在为南黄海辐射沙脊海区的开发利用和环境保护提供科学依据。

2. 材料与方法

2.1. 研究区域

研究区域如图 1 所示。南黄海辐射沙脊群位于废黄河口至长江口北侧的苏北近岸，它是黄河、长江两条大河在西太平洋边缘海的巨型堆积体，是海陆相互作用的典型产物[13]。南北长约 200 km (32°00'N~33°48'N)，东西宽近 90 km (120°40'E~122°10'E)，海区水深 0~25 m，面积为 22,470 km²，其中 0 m 以上面积为 3782 km²，行政区涉及盐城、南通两市，大丰、东台、通州、海安、如东、海门 6 个县(区)。沙脊群以弶港为中心向外呈辐射状分布，由 10 条形态完整的大型水下沙脊向北、东北、东和东南方向伸展而成。辐射沙脊群中主干沙脊约 22 列，分隔沙脊的潮流通道主要有 11 条。各潮流通道的水深均大于 10 m，深度向海递增。

2.2. 数据来源和处理

本次研究数据来源于 2007 年春、秋两季江苏近海海洋综合调查与评价，共有调查站点 21 个，如图 1 所示。春季采样时间为 4 月，秋季采样时间为 10 月。每次采样均使用卡盖式采水器采取表层水样。前处理过程中，Hg 和 As 使用硫酸、其他 5 种重金属使用硝酸调 pH < 2。7 种重金属使用的监测仪器、检出限、准确度以及精确度如表 1 所示。

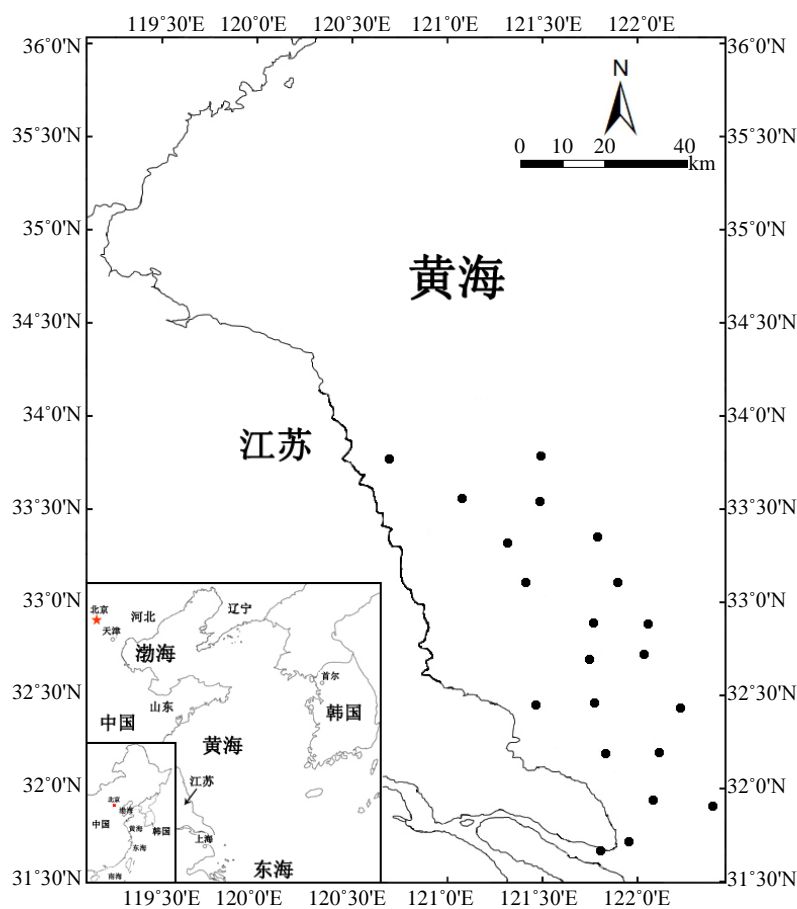


Figure 1. Sampling sites of water quality in Radial Tidal Sand Ridge in South Yellow Sea

图 1. 南黄海辐射沙脊群海区水质采样站点分布图

Table 1. Monitoring information of 7 heavy metals in radial tidal sand ridge system in South Yellow Sea
表 1. 南黄海辐射沙脊群海区 7 种重金属监测信息表

重金属	监测仪器	检出限	准确度	精确度(相对标准偏差)
铜	原子吸收分光光度计	0.2 μg/L	70%~110%	<30%
锌	多功能极谱仪	1.2 μg/L	70%~110%	<30%
铅	多功能极谱仪	0.3 μg/L	70%~110%	<30%
镉	原子吸收分光光度计	0.01 μg/L	70%~110%	<30%
总铬	原子吸收分光光度计	0.4 μg/L	70%~110%	<30%
汞	原子荧光光度计	0.007 μg/L	70%~110%	<30%
砷	原子荧光光度计	0.05 μg/L	70%~110%	<30%

2.3. 数据分析

Hakanson 潜在生态危害指数法: 综合考虑了重金属的毒性、在沉积物和水体中普遍的迁移转化规律和评价区域对重金属污染的敏感性, 以及重金属区域背景值的差异, 消除区域差异影响, 体现生物有效性和相对贡献及地理空间差异等特点, 是综合反映重金属对生态环境影响潜力的指标, 适合于大区域范围沉积物和水质进行评价比较。该方法是目前国内外沉积物和水质评价中应用最为广泛的方法之一 [14]-[20]。其计算公式如下 [14]:

$$E_r^i = T_r^i C_f^i \tag{1}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i C_f^i \tag{2}$$

式(1)、式(2)中, E_r^i 为单污染物潜在生态风险指数; C_f^i 为重金属的富集系数 ($C_f^i = C_s^i / C_n^i$), 即单因子污染指数; C_s^i 为重金属 i 的实测含量; C_n^i 为计算所需的参比值; T_r^i 为重金属 i 的毒性系数见表 2 [14]; RI 为潜在生态风险指数(区域多因子生态风险指数), 其与污染程度之间的关系见表 3 [14]。

3. 结果与讨论

3.1. 春季重金属含量分析

As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn 7 种重金属春季在南黄海辐射沙脊海区的含量分布特征如图 2(a)~(g) 所示。其中红色代表该处相应的重金属含量较高, 绿色代表含量较低。由图 2(a)可见, 整个海区春季的 As 含量均远低于国家海水水质 I 类标准(0.02 mg/L), 在区域上呈现以西北到东南一线高值与低值相间分布, 其中最高值出现在西北部的射阳河口附近, 表明来自射阳河运输的 As 是造成该区含量异常增高的主要原因; 次高值出现在中部的东凌港口附近和东南部的长江口附近。由此可见, 由陆地人类活动产生并通过各入海河流运输是该海域 As 的主要来源。由图 2(b)可见, 整个海区春季的 Cd 含量均远低于 I 类标准(0.001 mg/L), Cd 的高值主要集中于北部的射阳河口和南部的长江口; 蒋家沙附近也有异常增高点, 可能是由于此处紫菜和贝类养殖活动较为频繁, 人工养殖和渔业生产活动过程中对水质造成了一定的污染。图 2(c)中, 各站点的 Cr 含量均远低于 I 类标准(0.05 mg/L), 仅在东凌港口和大洋港口两处出现含量异常增高现象, 表明该两处近海港口的人类活动是造成 Cr 含量增高的主要原因。图 2(d)中, 各站点的 Cu 含量均低于 I 类标准(0.005 mg/L), 由北到南各个沿海的河口附近均出现含量增高的现象, 且在蒋家沙附近也有异常增高点, 表明该海域的 Cu 主要来源于陆上河流输送以及海上人工养殖等生产活动。由图 2(e), Hg 在烂沙洋和黄沙洋区的重金属含量较低, 符合 I 类标准(0.00005 mg/L); 在斗龙港港口、西平涂

Table 2. The Hakanson toxic-response factors of heavy metals

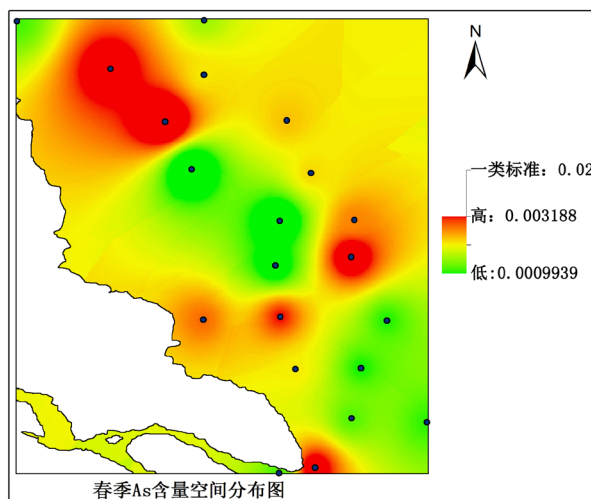
表 2. Hakanson 重金属毒性系数表

重金属种类	As	Hg	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr
毒性指数	10.00	40.00	5.00	1.00	30.00	5.00	2.00

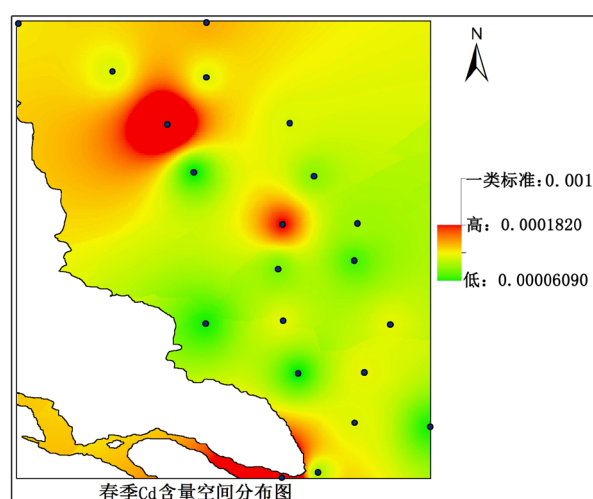
Table 3. Potential ecological risk factor, risk index and their corresponding extent of pollution

表 3. 潜在生态危害系数和危害指数与污染程度的关系

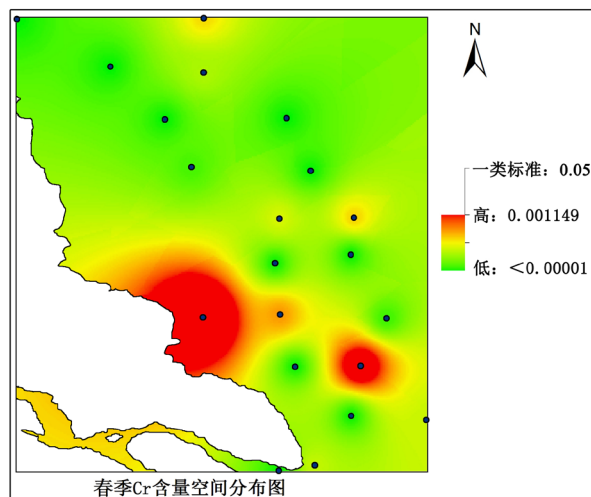
E_r^i 与污染程度	RI 与污染程度
$E_r^i < 40$	轻微生态危害
$40 \leq E_r^i < 80$	中等生态危害
$80 \leq E_r^i < 160$	强生态危害
$160 \leq E_r^i < 320$	很强生态危害
$E_r^i \geq 320$	极强生态危害



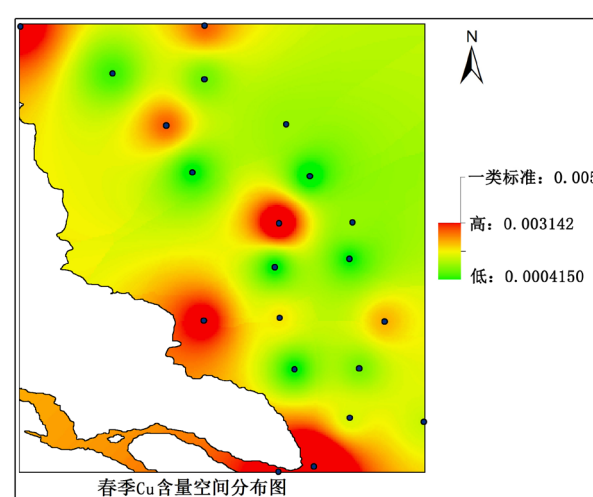
(a)



(b)



(c)



(d)

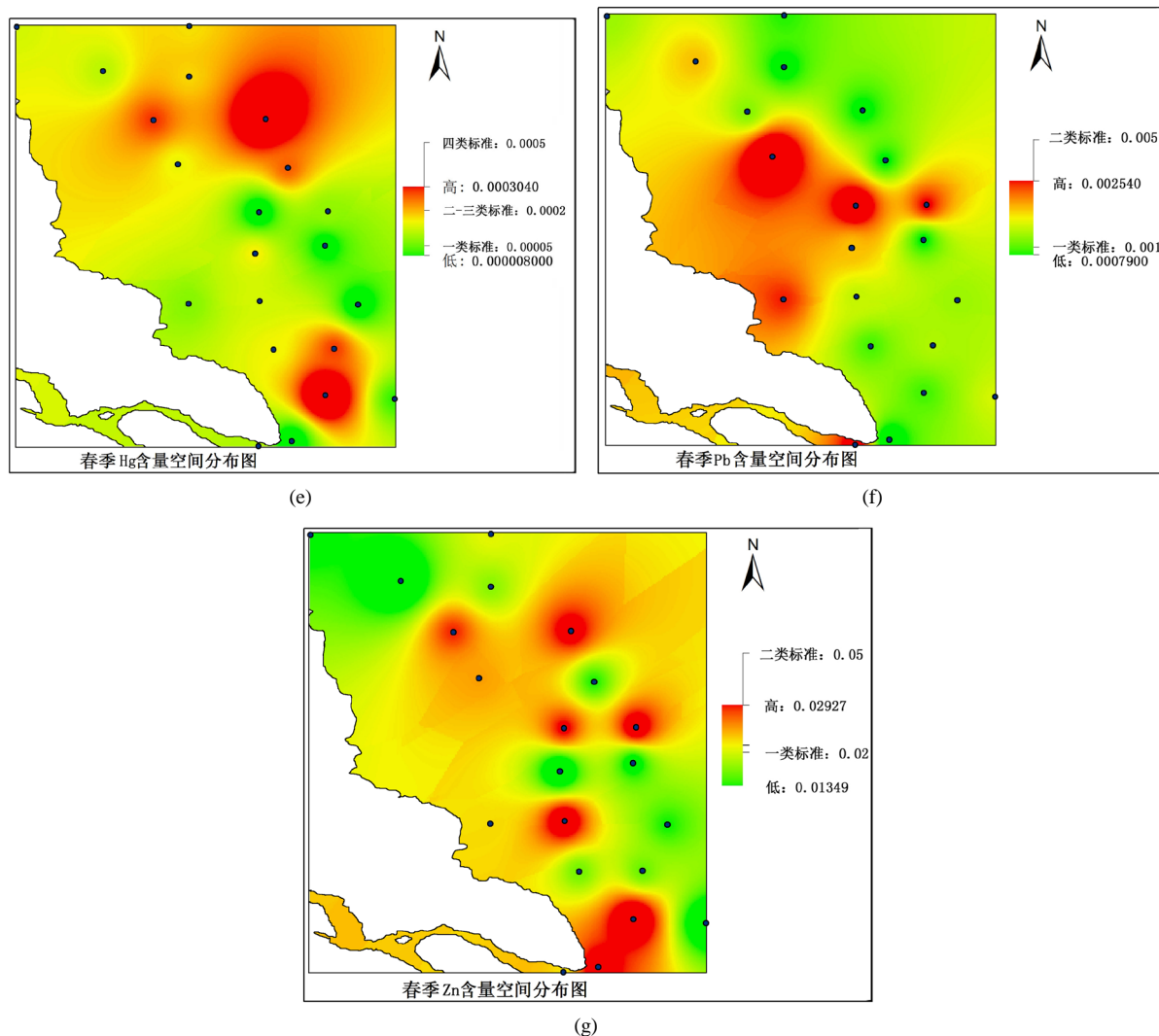


Figure 2. (a) Spatial distribution of As in spring (mg/L); (b) Spatial distribution of Cd in spring (mg/L); (c) Spatial distribution of Cr in spring (mg/L); (d) Spatial distribution of Cu in spring (mg/L); (e) Spatial distribution of Hg in spring (mg/L); (f) Spatial distribution of Pb in spring (mg/L); (g) Spatial distribution of Zn in spring (mg/L)

图 2. (a) 南黄海辐射沙脊海区春季 As 含量空间分布; (b) 南黄海辐射沙脊海区春季 Cd 含量空间分布; (c) 南黄海辐射沙脊海区春季 Cr 含量空间分布; (d) 南黄海辐射沙脊海区春季 Cu 含量空间分布; (e) 南黄海辐射沙脊海区春季 Hg 含量空间分布; (f) 南黄海辐射沙脊海区春季 Pb 含量空间分布; (g) 南黄海辐射沙脊海区春季 Zn 含量空间分布

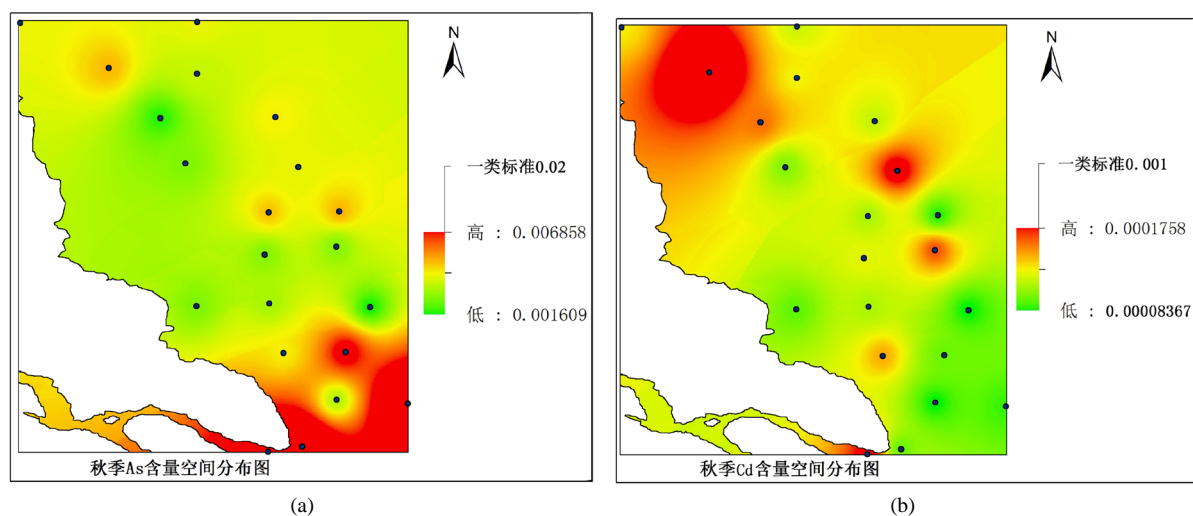
洋东部、塘芦港口三处附近呈现高值，高于 II、III 类标准(0.0002 mg/L)，低于 IV 类标准(0.0005 mg/L)，属于 IV 类海水；其余区域均为 III 类海水。其中西平涂洋东部的 Hg 可能来源于沿岸的港口运输，在脊间潮流的运动下向远岸偏离，并在水动力较弱、靠近沙脊背部的东侧滞留，形成重金属 Hg 的高值区。远岸重金属高值也有可能是悬浮体解析和海底沉积物释放造成的，表层水悬浮物和颗粒含量低，对释放的重金属吸附力差，易形成高值区[20]。图 2(f)中，Pb 含量的高值聚集在沿海的河口区，延伸到东部的辐射沙脊区，高值区高于 I 类标准(0.001 mg/L)，低于 II 类标准(0.005 mg/L)；其余区域均低属 I 类海水。由其分布特征可知，陆上入海河流运输的 Pb 在潮流作用下向海延伸过度形成沿海的高值区，而蒋家沙附近的 Pb 含量也偏高，可能是由于附近人工养殖和沉积物释放导致。由图 2(g)可见，沿辐射沙脊各辐射方向出现 Zn 含量的高值，且低于 II 类标准(0.05 mg/L)，其余各处均低于 I 类标准(0.02 mg/L)，表明江苏沿

海区域产生和排放的 Zn 较为均匀,且在潮流作用下沿潮流通道向外海迁移,并在水动力较弱的沙脊群滞留形成 Zn 的高值分布条带。

7 种重金属的分布和含量均呈现较大的差异,表明了南黄海辐射沙脊海区的重金属的产生地区、排放量、浓度、滞留和释放效应以及受潮流水动力作用产生的混合效应等方面有很大差异。各重金属的高值区主要集中在各河口、港口和人工养殖区附近,表明人类活动对江苏沿海水质中重金属的产生和排放有很大影响。远岸的高值区主要集中在沙脊区而非潮流通道区,表明远岸悬浮体解析和沉积物再释放可能是此处水体重金属的来源之一[20] [21],且水动力对重金属的在该海区的混合和重新分布有着重要影响。

3.2. 秋季重金属含量分析

As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn 7 种重金属秋季在南黄海辐射沙脊海区的含量分布特征如图 3(a)~(g) 所示。由图 3(a)可见,整个海区春季的 As 含量均远低于国家海水水质 I 类标准,仅在南部长江口附近含量较高,表明长江口附近的工业、运输等人类活动秋季是该处秋季 As 的主要来源,与春季相比,此处的 As 来源由多点源变成单点源,且最高值和最低值都有所增高。由图 3(b)可见,整个海区的 Cd 含量均低于 I 类标准,在北部新洋港口和中南部几个辐射沙脊的末端都有高值,与春季相比,高值有一定的分散化趋。由图 3(c)可见,秋季各站点的 Cr 含量均远低于 I 类标准,与春季相比含量普遍增大了一倍左右,高值区的位置与春季基本一致,集中在东凌港口和大洋港口附近,表明该两处近海港口的常年人类活动是造成 Cr 含量增高的主要原因。由图 3(d),各站点的秋季 Cu 含量均低于 I 类标准,基本含量分布与春季基本一致,高值区更加集中于几大河口附近。由图 3(e)可见,在麻菜珩、蒋家沙、冷家沙和小庙洪附近出现 Hg 秋季含量的高值,高于 IV 类标准,属国家超 IV 类海水;从北到南西平涂洋、草米树洋、黄沙洋、烂沙洋区重金属 Hg 含量较低,介于 I 类标准和 II、III 类标准之间;其余区域属 IV 类海水。与春季相比,整个区域的 Hg 含量都有所增加,且分布趋于分散化。这可能是由于脊间潮流作用将沿岸河口、港口产生的 Hg 带到较远的区域,而沙脊附近水动力较弱,水流较缓,造成重金属滞留,表明产生排放 Hg 的且其中西平涂洋东部的 Hg 可能来源于沿岸的港口运输,在脊间潮流的运动下向远岸偏离,并在水动力较弱、靠近沙脊背部的东侧滞留,形成重金属 Hg 的高值区,由此形成临近沙脊且分散的高值区。图 3(f)中, Pb 含量的高值聚集在南部沿海的河口、港口附近和几个沙脊延伸的东端,介于 I 类标准和 II 类标准之间,属 II 类海水;其余区域均低属 I 类海水。与春季相比,高值区的分布呈现向外海延伸的特点,可能是由于黄海表层流为风海流,秋季受西北季风影响,表层流向东侧大洋扩展,影响有关重金属的



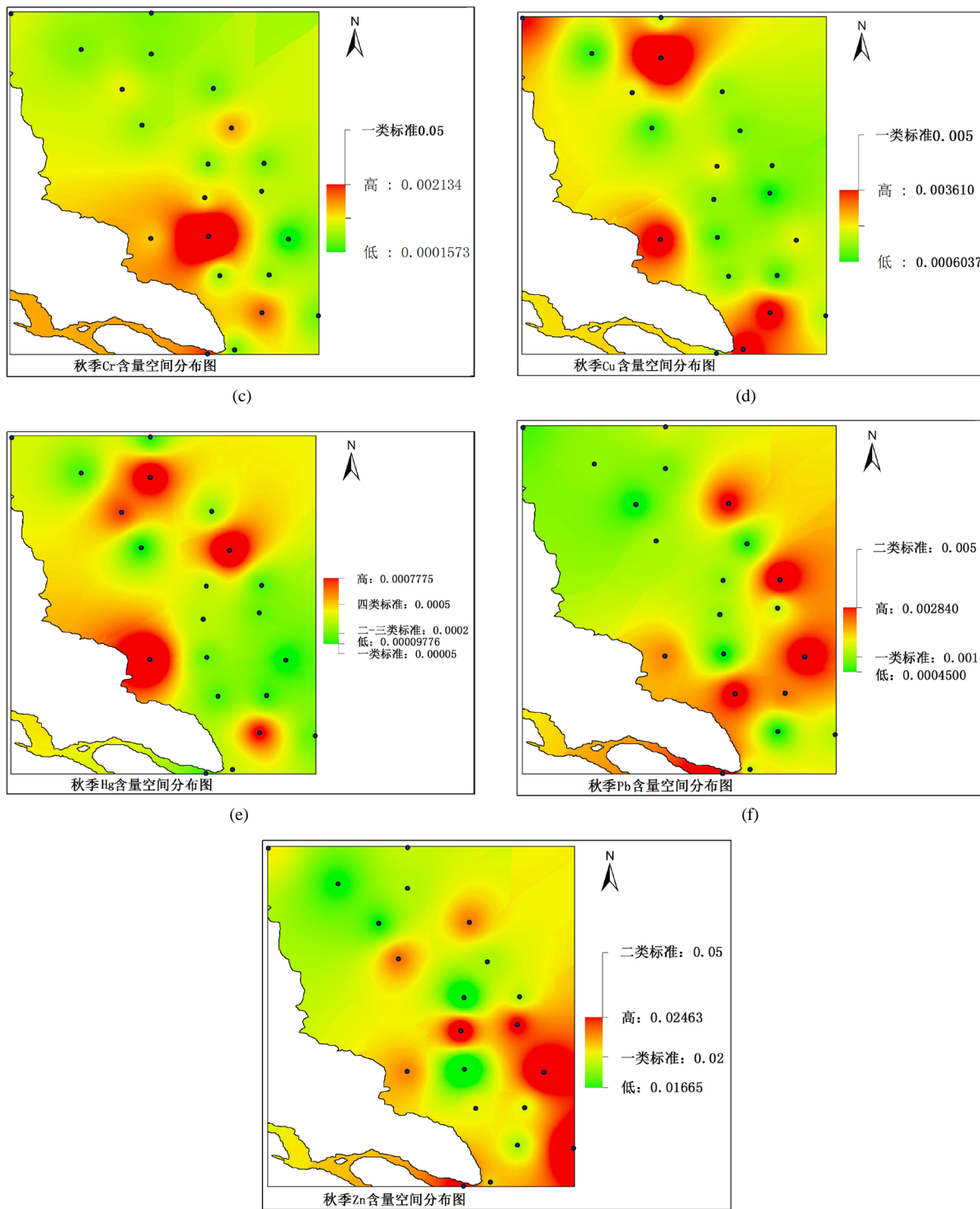


Figure 3. (a) Spatial distribution of As in autumn (mg/L); (b) Spatial distribution of Cd in autumn (mg/L); (c) Spatial distribution of Cr in autumn (mg/L); (d) Spatial distribution of Cu in autumn (mg/L); (e) Spatial distribution of Hg in autumn (mg/L); (f) Spatial distribution of Pb in autumn (mg/L); (g) Spatial distribution of Zn in autumn (mg/L)

图 3. (a) 南黄海辐射沙脊海区秋季 As 含量空间分布; (b) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Cd 含量空间分布; (c) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Cr 含量空间分布; (d) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Cu 含量空间分布; (e) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Hg 含量空间分布; (f) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Pb 含量空间分布; (g) 南黄海辐射沙脊海区秋季 Zn 含量空间分布

分布。由图 3(g)可见, Zn 秋季含量分布与春季含量分布相似, 高值整体向南有一定的移动, 且最高值集中在南部, 这可能是由于秋季西北季风的影响。高值区为 II 类海水, 其余各处为 I 类海水。

南黄海辐射沙脊海区 7 种重金属的秋季含量分布有很大的差异。与重金属与春季相比, 高值区普遍呈现南移的现象, 表明冬季风对该海区潮流作用影响, 并进一步影响重金属在该海区的分布。

3.3. 春秋两季重金属生态风险评价

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法对春秋两季南黄海辐射沙脊海区中 As、Hg、Cu、Zn、Cd、Pb、C 共 7 种重金属的综合潜在生态危害评价结果见图 4 和图 5。

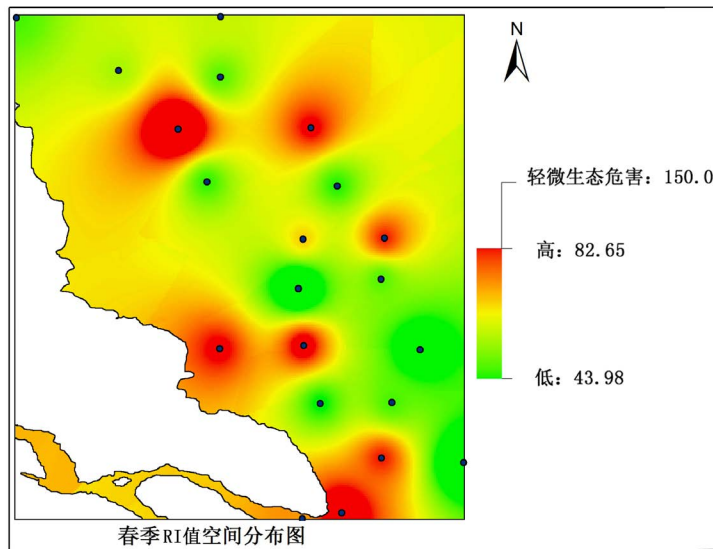


Figure 4. Spatial distribution of Hakanson potential ecological risk index in spring

图 4. 南黄海辐射沙脊海区春季重金属潜在风险 RI 分布

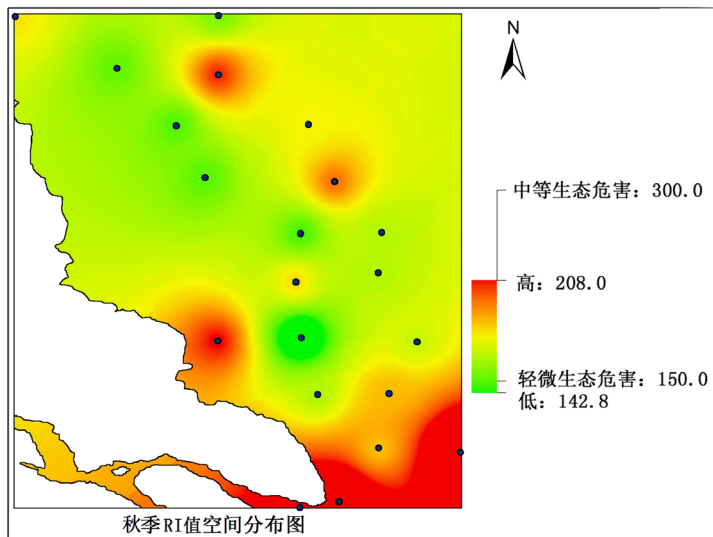


Figure 5. Spatial distribution of Hakanson potential ecological risk index in autumn

图 5. 南黄海辐射沙脊海区秋季重金属潜在风险 RI 分布

南黄海辐射沙脊海区春季 7 种重金属平均潜在生态风险值 E_r^i 的排序为: $40 > \text{Zn} (20.96) > \text{As} (19.87) > \text{Pb} (7.00) > \text{Cu} (5.91) > \text{Hg} (4.65) > \text{Cd} (2.56) > \text{Cr} (0.38)$, 参见表 3 可知, 均属轻微生态危害。生态危害最大的两种重金属为 Zn 和 As, 而由图 4 可见, 春季重金属潜在风险指数 RI 的分布与图 2(g)所示 Zn 含量分布和图 2(a)所示 As 含量分布较为接近。春季 RI 高值分布在长江口和辐射沙脊的几大沙脊外端, 与沙脊的辐射状大致相似, 表明近岸河口、港口的运输、建设和排放是江苏沿海海区重金属污染的主要来源, 在辐射沙脊区的水动力作用下呈现在水动力较弱的泥沙沉积区滞留并以辐射状分布。其中, 高值区是低值区潜在生态风险指数的两倍左右, 但春季整个南黄海辐射沙脊海区的重金属潜在生态危害均属于轻微生态危害($\text{RI} < 150$)。

南黄海辐射沙脊海区秋季 7 种重金属平均潜在生态风险值 E_r^i 的排序为: $160 > \text{Zn} (104.66) > 40 > \text{As} (32.09) > \text{Hg} (11.75) > \text{Cu} (6.65) > \text{Cd} (3.26) > \text{Pb} (1.27) > \text{Cr} (1.12)$, 其中 Zn 属强生态危害, 其余 6 种均属轻微生态危害。生态危害最大的三种重金属为 Zn、As 和 Hg, 对比图 4 和秋季各重金属含量分布图可知, 秋季重金属潜在风险指数 RI 的分布与图 3(g)所示 Zn 含量分布、图 3(b)所示 As 含量分布和图 3(f)所示 Hg 含量分布较为接近。秋季 RI 最大值分布在南部长江口附近, 在中、北部辐射沙脊外端的也有高值分布, 与春季 RI 分布相比, 高值有整体向南移动并集中的趋势, 是因为受冬季风影响近岸水流向南移动造成水体内重金属向南移动和集中, 造成南部区域潜在生态风险很高。其中, 高值区属中等生态危害($150 < \text{RI} < 300$), 低值区为轻微生态危害($\text{RI} < 150$), 高值区的潜在生态风险是低值区的 1.5 倍最右。

4. 结论

1) 南黄海辐射沙脊群海区春季表层水中, As、Cd、Cr、Cu 四种重金属含量均低于国家海水水质 I 类标准。Hg 在烂沙洋和黄沙洋区的重金属含量较低, 符合 I 类标准; 在斗龙港港口、西平涂洋东部、塘芦港口三处附近含量较高, 属 IV 类海水; 其余区域均为 II、III 类海水。Pb 在沿海的河口区延伸到东部的辐射沙脊区的高值区高于 I 类标准, 低于 II 类标准; 其余区域均低属 I 类海水。Zn 沿辐射沙脊各辐射方向出现高值, 属 II 类海水, 其余非高值区属 I 类海水。

2) 南黄海辐射沙脊群海区秋季表层水中, As、Cd、Cr、Cu 四种重金属含量符合 I 类标准。Hg 在麻菜珩、蒋家沙、冷家沙和小庙洪附近出现高值, 高于 IV 类标准, 属国家超 IV 类海水; 从北到南西平涂洋、草米树洋、黄沙洋、烂沙洋区含量较低, 属 II、III 类海水; 其余区域属 IV 类海水。Pb 在南部沿海河口、港口附近和几个沙脊延伸的东端含量较高, 介于 I 类和 II 类标准之间; 其余区域均低属 I 类海水。Zn 最高值集中在南部沙脊外缘, 其次在中部沙脊区出现含量较高值, 属 II 类海水; 其余各处为 I 类海水。

3) 在同一季节(春季或者秋季), 7 种重金属在该海域的空间分布特点各有不同, 但一般以河口、港口、人工养殖区以及沙脊沉积区附近含量较高, 在潮流通道处含量较低。不同重金属的产生和排放的位置不同, 可能造成最初的沿海水质中不同重金属的分布差异; 不同重金属的溶解程度和被水流携带程度不同, 沉积物对不同重金属吸附能力的差异, 海洋生物对不同重金属降解能力的差异, 导致该区域不同重金属分布差异的进一步形成。整体而言, 该区重金属含量以水动力较强的潮流通道处较低, 水动力较弱的沙脊沉积区较高; 人类工业、养殖业、运输业等活动密集的河口、港口较高, 而人类活动较少的海岸带地区较低。

4) 与春季相比, 该海区秋季各重金属含量高值分布呈现整体向南移动的特点, 这与我国江苏沿海不同季节受到的季风影响有密切关系, 表明季风会影响表层水重金属含量的分布和扩散。且秋季的重金属含量普遍较春季更高。

5) 南黄海辐射沙脊海区春季存在轻微潜在生态风险, 其中 Zn 和 As 的风险最大; 秋季 RI 最大值分布在南部长江口附近和北、中部辐射沙脊外端, 存在中等潜在生态风险, 其余各处为轻微潜在生态风险,

其中 Zn 造成的生态危害最大,其次是 As 和 Hg。综合两个季节的 RI 值可知,Zn 是该区域重金属潜在生态风险的最大影响因子。

南黄海辐射沙脊群的形成和演变离不开来自陆源入海河流的物质输入以及潮汐动力作用。其所在海区表层水中重金属的分布也与陆源输入和水动力条件也有紧密关系。随着江苏沿海近年来的经济开发成为热点,沿岸工业、农业、养殖业发展,城市化建设进程加快,围垦幅度和范围增加,工、农业生产废水和生活污水的产生和排放对南黄海辐射沙脊海区的的水质造成越来越大的压力。由于海域水质污染具有扩散性强的特点,因此为了维护南黄海海区的水质健康,必须严格规定和执行各类污染物排放标准。在合理规划沿海区人类各项经济活动和控制工、农业污染源的同时,也要增设监督机制,避免直接排海;积极采用新型高效污染处理技术,实现可持续发展。

项目基金

本研究受国家自然科学基金(41471431)资助。

参考文献 (References)

- [1] 王颖,朱大奎 (1998) 南黄海辐射沙脊群沉积特点及其演变. *中国科学*, **28**, 385-393.
- [2] 殷勇,张宁 (2010) 南黄海辐射沙脊群西洋潮道晚更新世晚期以来沉积环境. *古地理学报*, **12**, 618-628.
- [3] 陶建峰,姚静 (2007) 江苏近海高分辨率潮流场数值模拟. *中国海洋湖沼学会水文气象分会,中国海洋湖沼学会潮汐及海平面专业委员会,中国海洋湖沼学会计算海洋物理专业委员会,山东(暨青岛市)海洋湖沼学会 2007 年学术研讨会论文摘要集*.
- [4] 陆培东 (2011) 中国黄海南部辐射状沙脊群水动力研究与应用. *第十五届中国海洋(岸)工程学术讨论会论文集(上)*.
- [5] 相景昌,陈爽,燕月等 (2013) 南黄海辐射沙脊群生态系统服务功能价值评估. *海洋环境科学*, **1**, 16.
- [6] 王俊杰,左平,黄阳等 (2013) 盐城新洋港表层沉积物重金属分布特征与评价. *环境保护科学*, **5**, 57-62.
- [7] 李杨帆,朱晓东,邹欣庆等 (2005) 江苏海岸湿地水质污染特征与海陆一体化调控. *环境污染与防治*, **26**, 348-350.
- [8] 丘耀文,颜文,王肇鼎等 (2005) 大亚湾海水、沉积物和生物体中重金属分布及其生态危害. *热带海洋学报*, **24**, 69-76.
- [9] 崔毅,马绍赛,李云平等 (2003) 莱州湾污染及其对渔业资源的影响. *海洋水产研究*, **24**, 35-41.
- [10] 李洪利,高晓田 (2008) 水体常见几种重金属污染物及对水生生物的危害. *河北渔业*, **3**, 1-4, 27.
- [11] 高世荣,孙凤英,许永香 (2005) 利用水生生物评价水质及环境污染. *中国环境卫生*, **8**, 1-8.
- [12] 于晓莉,刘强 (2011) 水体重金属污染及其对人体健康影响的研究. *绿色科技*, **10**, 123-126.
- [13] 殷勇,张宁 (2010) 南黄海辐射沙脊群西洋潮道晚更新世晚期以来沉积环境. *古地理学报*, **12**, 618-628.
- [14] Hakanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, **14**, 975-1001.
- [15] 徐燕,李淑芹,郭书海等 (2008) 土壤重金属污染评价方法的比较. *安徽农业科学*, **36**, 4615-4617.
- [16] 徐争启,倪师军,虞先国等 (2008) 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. *环境科学与技术*, **31**, 112-115.
- [17] 方淑波,贾晓波,安树青等 (2012) 盐城海岸带土壤重金属潜在生态风险控制优先格局. *地理学报*, **67**, 27-35.
- [18] 乔磊,袁旭音,李阿梅 (2005) 江苏海岸带的重金属特征及生态风险分析. *农业环境科学学报*, **z1**, 178-182.
- [19] 贺志鹏 (2008) 南黄海重金属的演变特征及控制因素. 中国科学院研究生院(海洋研究所),青岛.
- [20] 贺志鹏,宋金明,张乃星等 (2008) 南黄海表层海水重金属的变化特征及影响因素. *环境科学*, **29**, 1153-1162.
- [21] 黄向青,张顺枝,霍振海 (2006) 深圳大鹏湾,珠江口海水有害重金属分布特征. *海洋湖沼通报*, **4**, 38-44.