

黄河三角洲表层土壤重金属空间分布与潜在生态风险评价

王颜昊, 刘增辉, 柳新伟, 宋祥云, 崔德杰

(青岛农业大学资源与环境学院, 山东 青岛 266109)

摘要: 研究黄河三角洲表层土壤中重金属空间分布特征, 评价其潜在生态风险。结果表明: 表层土壤(0—20 cm) Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni、As 和 Hg 的平均含量为 27.87, 79.19, 69.01, 0.383, 21.98, 33.42, 13.76, 0.025 mg/kg。除 Cd 外, 其他重金属含量平均值均小于国家二级标准值; 各重金属空间分布均呈现自西北向东南递减的趋势, 且实验区含量最高, 核心区含量最小; Hakanson 潜在生态风险指数评价表明, Cd 为中等—较强生态危害, 其余重金属单项均为轻微生态危害, 潜在风险程度由高到低依次为 Cd>Hg>As>Ni>Cu>Pb>Cr>Zn; 保护区综合潜在生态风险为轻微—中等生态危害, 呈实验区>缓冲区>核心区的规律。重金属受人类活动影响较大, 距离人类活动较近区域含量高, 较远区域含量低。

关键词: 黄河三角洲; 土壤重金属; 空间分布; 潜在生态风险评价

中图分类号: X53; X825

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)03-0305-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.03.045

Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Topsoil of the Yellow River Delta

WANG Yanhao, LIU Zenghui, LIU Xinwei, SONG Xiangyun, CUI Dejie

(College of Resources and Environment, Qingdao Agricultural University, Qingdao, Shandong 266109)

Abstract: The distribution and potential ecological risk of heavy metals in the topsoil (0—20 cm) of the Yellow River Delta were investigated. The results showed that the average contents of Cu, Zn, Cr, Cd, Pb, Ni, As and Hg in the topsoil were 27.87, 79.19, 69.01, 0.383, 21.98, 33.42, 13.76 and 0.025 mg/kg, respectively, and these values were all less than the national standard value II, except the content of Cd. The spatial distribution of above heavy metals decreased from northwest to southeast, and the highest content was found in experimental zone, while the lowest was found in core area. The evaluation of potential ecological risk index of Hakanson showed that Cd was medium-strong ecological hazard, and the other heavy metals were minor ecological hazards, the potential risks of the different heavy metals followed the order of Cd>Hg>As>Ni>Cu>Pb>Cr>Zn. The comprehensive potential ecological risk of the protected area was minor to moderate ecological hazard, and the ecological hazard level of each functional area was experimental zone>buffer zone>core zone. Heavy metals were greatly affected by human activities, which were higher in areas close to human activities and lower in distant areas.

Keywords: Yellow River Delta; soil heavy metals; spatial distribution; potential ecological risk assessment

重金属易积累、难降解, 是目前环境中主要的污染物之一^[1]。土壤重金属污染与大气污染、水污染不同, 其更具隐蔽性和滞后性, 虽然土壤重金属能够通过物理、化学和生物作用被吸收、固定和转化, 但污染超过其承受能力时, 重金属将从土壤中再次释放, 造成二次污染^[2], 并且通过食物链、食物网进入人体, 威胁人类健康。因此, 对重金属污染的研究及潜在生态

风险评价具有重要意义。

黄河三角洲地区是世界上最年轻的土地之一, 是众多珍稀濒危鸟类的栖息地与迁徙区, 生态意义重大。近年来, 随着经济发展, 该区域经济活动不断增强, 人类生产生活产生大量污染物, 特别是石油开采、近海捕捞、旅游观光等威胁着生态环境。同时, 海岸侵蚀、上游来水减少、土壤盐碱化及流域内重金属污

染,也使三角洲生态环境遭到不同程度的影响^[3-4]。随着该区域研究的深入,众多学者^[5-6]开始选取不同黄河故道,不同潮间带或者不同功能分区探究土壤重金属变化,发现保护区存在不同程度重金属污染。但已有研究涉及点位较少,区域范围较小,极少与地统计学相联系,难以体现具体空间分布现状。且缺少全面的最新的基础数据,需进一步对保护区土壤重金属污染现状进行全面调查和评价。

土壤重金属风险评价标准众多,常见的有单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法、Hakanson 潜在风险评价指数、RAC 值评价模型、地累积指数法及重金属毒性单位(TUs)评价法等。其中,Hakanson 潜在风险评价指数法是重金属污染生态风险评价应用中较为广泛的一种。通过此方法评价单个及多个重金属污染物潜在生态危害程度,并且能够较为快速、准确地评价土壤重金属污染程度及潜在生态风险^[7]。本文通过分析 Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni、As 和 Hg 8 种重金属,探究土壤重金属变化与空间分布状况,并结合 Hakanson 潜在风险评价指数法进行生态风险评价,为黄河三角洲地区重金属污染防治与生态

环境保护提供最新参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

黄河三角洲自然保护区位于东营市东北部黄河入海口,范围为东经 118.32°—119.20°,北纬 37.34°—38.12°,根据保护区自然生态条件、生物群落特征等将其自东向西划分为 3 个功能区,即核心区、缓冲区、实验区。该地区属于温带大陆性季风性气候,年平均气温为 12.6℃,年降水量 592.2 mm,常见地貌类型为陆上、潮滩及潮下带 3 种,成土母质为黄河沉积物,常见土壤类型为潮土、盐土,主要植物类型有芦苇(*Phragmites australis*)、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)、怪柳(*Tamarix chinensis*)等^[8]。

采样时间为 2017 年 3—5 月,根据保护区功能区(实验区、缓冲区、核心区)具体位置和地表植被分布情况,采用网格布点法,选取 71 个样点(每个点位 3 次重复),分布状况见图 1。每个采样点均通过全球定位系统获取经纬度,并使用土钻采集土壤混合样品(0—20 cm),于聚乙烯袋中密封保存,带回实验室风干后过 0.149 mm 尼龙筛,测定重金属含量。

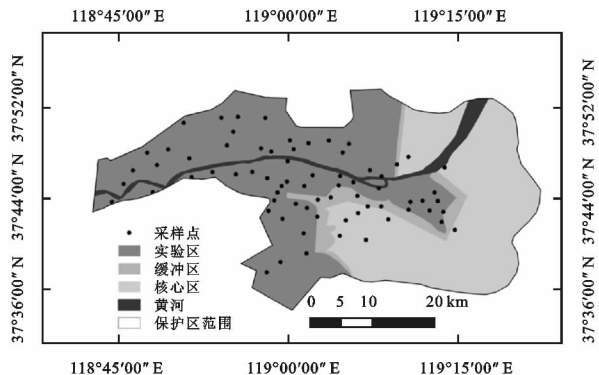


图 1 研究区与土壤采样点位置

1.2 测试方法

土壤重金属全量均使用 $\text{HNO}_3-\text{HClO}_4-\text{HF}$ 混酸消解^[9],Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni 采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES Optima 8000 型,美国 PerkinElmer 公司)测定,As、Hg 采用原子荧光光度计(AFS-933 型,北京吉天仪器有限公司)测定^[10]。

1.3 数据分析与统计

数据采用 SPSS 20.0 软件对数据进行描述性统计、相关性分析及主成分分析等;通过地统计学软件 GS+ 9.0 对重金属指标进行半方差模型计算,得出最优变异函数模型及参数;在 ArcGIS 10.2 软件的地统计学模块中,运用 kriging 插值法绘制表层土壤重金属空间分布图。

1.4 评价方法

根据 Hakanson 提出的潜在生态风险评价方

法^[7,11]对研究区土壤重金属进行评价,在不考虑 PCB 的影响下,将 Ni 纳入评价体系,计算土壤综合潜在生态风险指数,单项潜在生态风险指数,重金属富集系数,计算公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot c_f^i \quad (2)$$

$$c_f^i = c^i / c_n^i \quad (3)$$

式中:RI 为综合潜在生态风险指数; E_r^i 为单项潜在生态风险指数; T_r^i 为重金属 i 的毒性响应系数; c_f^i 为重金属富集系数; c^i 为土壤重金属 i 浓度实测值(mg/kg); c_n^i 为参照值(mg/kg)。

选取山东省土壤背景值作为参照值^[12],以毒性响应系数表示重金属的毒性水平和生物对重金属污染的敏感程度,设置各重金属毒物响应系数(表 1)。

Hakanson 将 PCB、Hg、Cd、As、Cu、Pb、Cr 和 Zn

的毒性系数确定为 40,40,30,10,5,5,2,1,并根据毒性系数之和(133)放大后确定 *RI* 第 1 级阈值,其他各级依次扩大 2 倍;而本文毒性系数之和为 98,故将本文 *RI* 第 1 级阈值设置为 110^[13](表 2)。

表 1 重金属参照值和毒性相应系数

项目	Cu	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni	As	Hg
参照值 $c_n^i/(mg \cdot kg^{-1})$	22.6	63.3	62	0.13	23.6	27.1	8.6	0.031
毒性响应系数 T_f^i	5	1	2	30	5	5	10	40

表 2 重金属潜在风险分级标准

项目	轻微	中度	较强	很强	极强
E_r^i	<40	40~80	80~160	160~320	≥320
<i>RI</i>	<110	110~220	220~440	≥440	

表 3 黄河三角洲表层土壤重金属统计特征值($n=71$)

项目	Cu	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni	As	Hg
最小值	16.06	53.13	49.84	0.114	12.29	22.69	7.02	0.004
最大值	40.13	143.22	87.26	0.611	34.59	54.32	22.93	0.047
平均值	27.87	79.19	69.01	0.383	21.98	33.42	13.76	0.025
标准差	6.17	19.56	9.51	0.148	6.84	7.70	4.26	0.012
变异系数/%	22	25	14	39	31	23	31	48
山东省土壤背景值	22.6	63.3	62	0.132	23.6	27.1	8.6	0.031
国家一级标准值	35	100	90	0.2	35	40	15	0.15
国家二级标准值	100	300	250	0.6	350	60	25	1
国家三级标准值	400	500	300	1	500	200	40	1.5

与山东省土壤背景值相比,除 Cd 是山东省背景值的 2.90 倍,其他重金属相对较低,Cu、Zn、Cr、Pb、Ni、As 和 Hg 平均值分别是山东省背景值的 1.23,1.25,1.11,0.93,1.23,1.60,0.81 倍;而与国家土壤环境质量标准^[15]相比,仅有 Cd 的平均值在国家一级标准值之上,其余重金属平均值均在国家二级标准值之下。通过超标点位数比采样点数得出点位超标率,具体重金属元素点位超标率见图 2,各重金属超背景值点位率在 32%~96%,其中 Cd、As 点位超标率较高,均超过 90%;各重金属超国家一级标准值点位中,除 Cd、As 点位超标率为 84%,34%,其余重金属点位超标率均小于 25%;仅 Cd 存在超国家二级标准点位,点位超标率为 4%,表明可能存在潜在 Cd 污染风险。

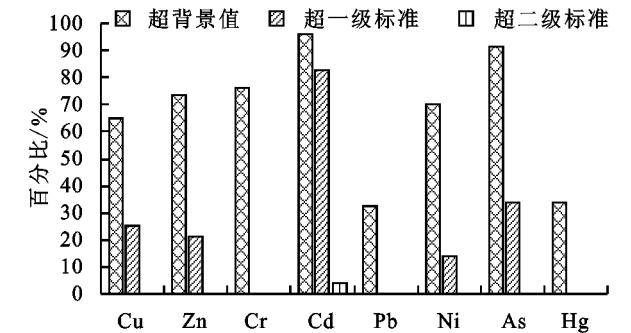


图 2 黄河三角洲表层土壤重金属点位超标率

为进一步探究不同功能分区中重金属的分布规

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量

由表 3 可知,Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni、As 和 Hg 的平均含量为 27.87,79.19,69.01,0.383,21.98,33.42,13.76,0.025 mg/kg。样本整体变异水平通过变异系数来反映,变异系数随数据离散程度的增高而增大,变异系数<10%为轻度变异;10%<变异系数<100%,为中度变异;变异系数>100%,为强变异^[14]。各重金属变异系数均处于 10%~100%,属于中度变异,其中 Hg 变异系数最高,为 48%,表明其数据离散程度最高。

律,减少数据中极值的影响,绘制了不同功能区表层土壤重金属箱型图(图 3)。结果表明,各重金属含量分布在实验区均较高,其次为缓冲区,含量最小的为核心区;核心区内各重金属箱形均较小,表明该区域内数据分布更为集中,含量更为一致;前文中指出仅有 Cd 存在超过国家二级标准值点位,结合功能分区可以发现此点位位于实验区。

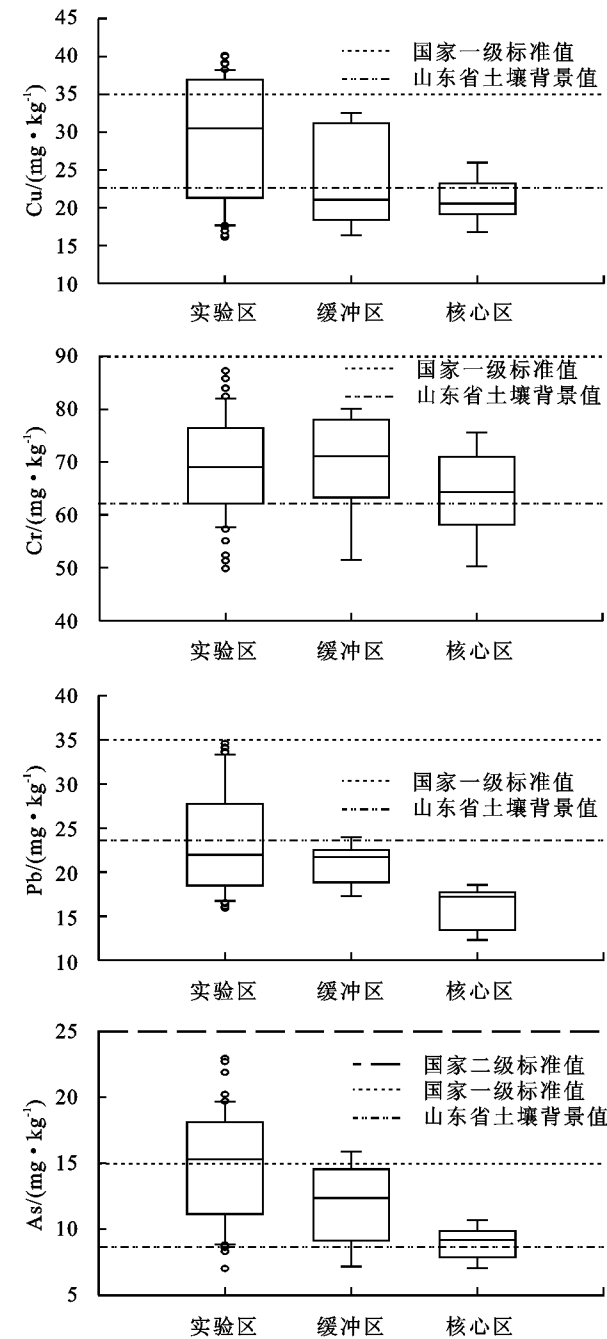
较黄河三角洲以往重金属研究结果及国内外河流表层土壤重金属研究(表 4)可知,各重金属含量随时间变化呈现不同程度上升,其中 Cu、Zn、Ni 和 As 随时间上升明显,Cr、Pb 和 Hg 呈波动上升的趋势,而 Cd 表现为前期急剧上升而后期趋于平稳的趋势;与国内外其他研究结果相比,处在各研究区域中等水平,其中除 Cd、Pb 外,黄河三角洲表层土壤含量与长江流域安庆段表层土壤重金属含量较为接近。

2.2 重金属空间分布

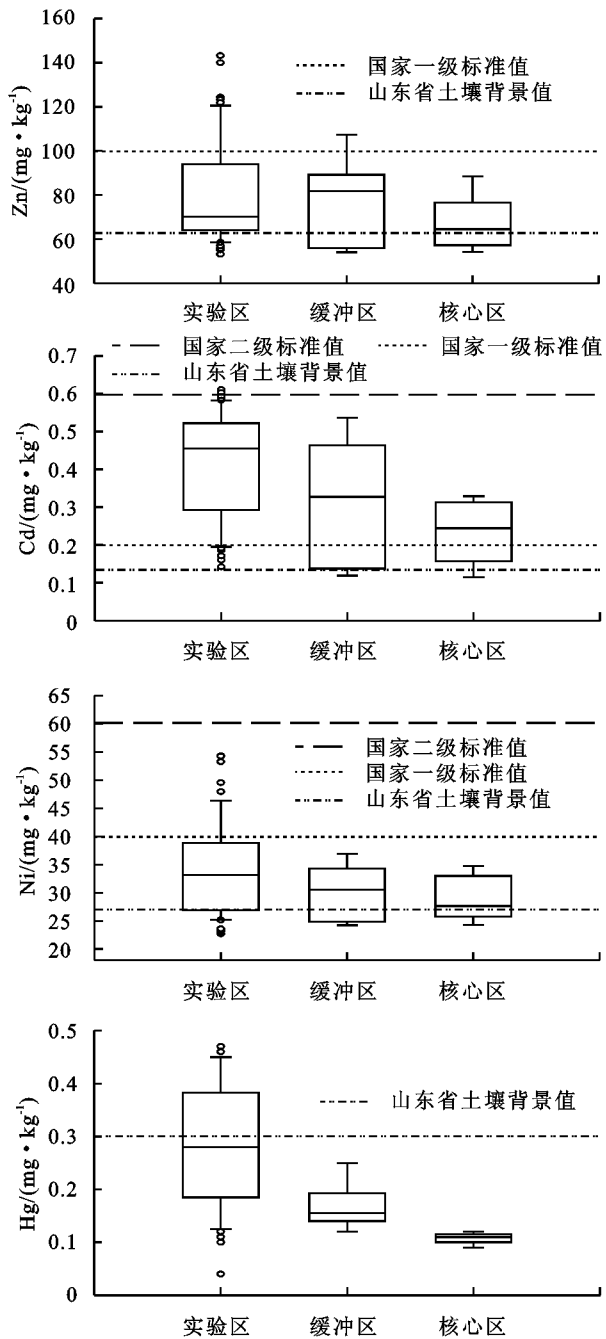
利用 GS+9.0 软件对各指标进行正态检验,发现均满足自然对数正态分布。半方差变异函数模型在指数模型、球状模型和高斯模型中比较,选取变异函数模型及参数见表 5。Cu、Zn 和 Cr 满足指数模型,Cd 和 Ni 满足球状模型,Pd、As 和 Hg 满足高斯模型;各重金属块基比范围为 0.081~0.500,决定系数 R^2 范围为 0.527~0.817,表明模型空间自相关性

较强,模型拟合效果较好。

根据半方差变异函数模型及参数,利用 ArcGIS 软件中的地统计学模块,绘制研究区域重金属空间分布(图 4)。结果表明,Cr 含量最高区域位于保护区中部、西部,向东北部逐渐递减;Pd 含量最高区域位于保护区北部,向其他 3 个方向递减;其余重金属均表现为保护区西北部较高,向东部递减。特别指出,



Cr 空间分布有别于其他各组,含量较高的中部区域与进入保护区的公路位置相吻合,而含量较低的区域则位于黄河入海口附近,此区域 Cr 来源可能与交通运输、旅游开发有关。结合保护区具体功能分区分析,重金属在实验区分布情况变化较大,缓冲区与核心区分布较一致,且整体分布趋势满足实验区>缓冲区>核心区。



注:○表示异常值;箱体中—表示中值,箱体上、下—表示最大、最小值。

图 3 不同功能区表层土壤重金属箱型图

2.3 生态风险评价

土壤重金属单项潜在生态风险指数与综合潜在生态风险指数,由表 6 可知,除 E_r^{Cd} 外,其余重金属单项潜在生态风险指数 (E_r^i) 均小于 40,属于轻微生态危害。 E_r^{Cd} 介于 26.31~141.00,平均值为 88.29,属

于中等—较强生态危害。表层土壤重金属潜在生态风险程度大小顺序为 $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn}$ 。从综合潜在生态风险角度分析,研究区域 RI 介于 60.52~250.56,平均值为 157.49,属于轻微—中等生态危害。

综合各单项潜在生态风险指数发现,Cd 为最主要生态风险贡献因子,因此重点分析 Cd 可能存在的风险水平,绘制 E_r^{Cd} 与 RI 空间分布(图 5)。 E_r^{Cd} 与 RI 具有空间分布相似性,均表现为在保护区西部较高,东部较低,即重金属生态危害程度为实验区>缓冲区>核心区。

表 4 其他研究区表层土壤重金属含量平均值 单位:mg/kg

研究区域	取样年份	Cu	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni	As	Hg	文献
黄河三角洲表层土壤	2017	27.87	79.19	69.01	0.38	21.98	33.42	13.76	0.025	本文
黄河三角洲土壤	2013	22.36	75.21	59.10	0.39	14.29	29.13	—	—	[3]
黄河三角洲表层土壤	2008	21.02	70.37	70.04	0.27	22.66	—	—	0.034	[4]
黄河口表层土壤	2006	19.90	58.30	63.00	0.14	19.40	—	10.50	0.022	[5]
黄河口土壤	2004	18.60	32.00	20.00	0.13	13.30	—	9.00	0.045	[6]
长江流域安庆段表层土壤	2014	43.94	93.14	69.28	0.17	57.60	—	13.75	0.060	[16]
太湖流域表层土壤	2012	40.28	91.63	—	0.20	50.13	—	10.88	0.930	[17]
扎龙湿地沉积物	2010	18.20	52.08	46.47	0.16	21.35	—	10.26	0.065	[18]
珠江三角洲沙洼村	2009	75.00	253.00	109.00	2.99	86.00	53.00	—	—	[19]
土耳其 Kavak 三角洲	2014	37.50	84.20	163.00	0.47	26.50	141.00	—	—	[20]
尼日利亚 Niger 三角洲	2014	—	45.65	6.91	0.84	5.49	1.99	—	—	[21]
孟加拉 Buriganga 流域沉积物	2016	15.93	40.71	41.45	0.23	11.41	7.14	0.20	0.018	[22]

注:—表示未检索到相应数据。

表 5 表层土壤重金属半方差变异函数模型及其参数

项目	半方差变异函数模型	块金值	基台值	块基比	决定系数 R^2	变程/km	残差平方和	分维数
Cu	指数模型	0.053	0.107	0.500	0.661	13.419	0.001	1.929
Zn	指数模型	0.089	0.406	0.219	0.817	6.625	0.004	1.937
Cr	指数模型	0.036	0.193	0.187	0.714	7.012	0.002	1.964
Cd	球状模型	0.009	0.094	0.099	0.750	7.987	0.001	1.923
Pb	高斯模型	0.054	0.108	0.495	0.559	10.556	0.002	1.915
Ni	球状模型	0.046	0.162	0.284	0.691	9.426	0.001	1.973
As	高斯模型	0.012	0.150	0.081	0.527	7.104	0.006	1.898
Hg	高斯模型	0.026	0.246	0.106	0.604	8.457	0.005	1.902

2.4 重金属来源分析

对表层土壤各重金属进行相关性分析,由表 7 可知,Zn 与 Cr、Cr 与 Ni、Cd 与 As、Cd 与 Hg、As 与 Hg 之间相关系数均大于 0.600,分别为 0.623,0.672,0.633,0.701,0.711,均属于显著强相关。研究^[23]表明,可以根据重金属之间的相关性来判断重金属的来源是否相同或相似,相关性越高时,判断其来源相同或相似,相关性较低时,则判断其来源复杂多样。其中,Cd 与其余重金属相关系数均>0.4,为显著相关,判断 Cd 与其他重金属来源相同或相似。

为进一步探究重金属来源,对各重金属元素进行 KMO(Kaiser-Meyer-Olkin)和 Bartlett 球形检验,其中 KMO 值和 Bartlett 分别为 0.804(>0.5)和 241.31,显著性水平为 0,表明数据可用。主成分分析结果见表 8,第 1 主成分和第 2 主成分的特征值分别为 3.645 和 1.719。第 1 主成分和第 2 主成分的方差贡献率分别为 45.56%和 21.48%,累加贡献率

为 67.04%,2 个主成分能够反映所有数据的大部分信息。更为直观的表层重金属主成分载荷因子图(图 6),第 1 主成分主为 Cd,第 2 主成分为 Cr,结合相关性分析与潜在生态风险评价,将 Cd 作为该区域重点关注的重金属元素。

黄河三角洲地区土壤发育时间较短,土壤一定程度上继承了黄河冲积物特征,即各重金属元素整体沿黄河流向呈带状分布。沿黄河流向可以发现,研究区域上游开发历史与耕种时间较长,而下游区域属于保护区核心区,人员活动较少。结合空间分布进一步发现,重金属含量在距离人类活动较近区域较高,较远区域较低。保护区北邻孤东油田,主要为农业控制区,大规模种植水稻、小麦等农作物,人员来往密集。大量研究显示,Cd 与农药、化肥的施用有关^[24],特别是土壤中磷肥的施用,该区域速效磷含量较低,农业生产需要较多磷肥投入。因此,再次验证重金属来源与人类活动有关。

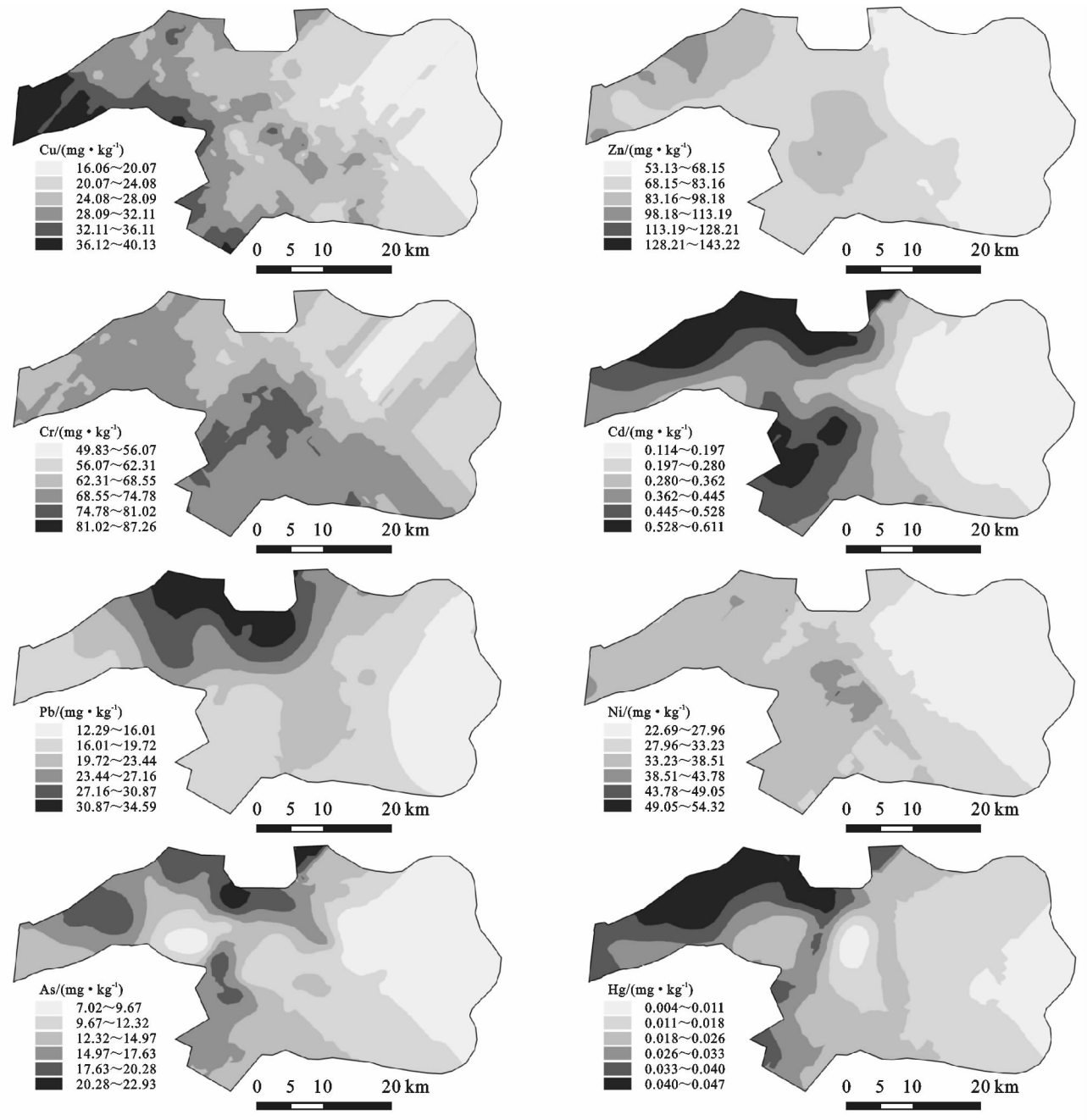


图 4 研究区域表层土壤重金属空间分布

表 6 表层土壤单项潜在生态风险指数与综合潜在生态风险指数

项目	E_r^{Cu}	E_r^{Zn}	E_r^{Cr}	E_r^{Cd}	E_r^{Pb}	E_r^{Ni}	E_r^{As}	E_r^{Hg}	RI
最小值	3.55	0.84	1.61	26.31	2.60	4.19	8.16	4.95	60.52
最大值	8.88	2.26	2.81	141.00	7.33	10.02	26.67	61.19	250.56
平均值	6.15	1.25	2.23	88.29	4.66	6.16	16.00	32.73	157.49

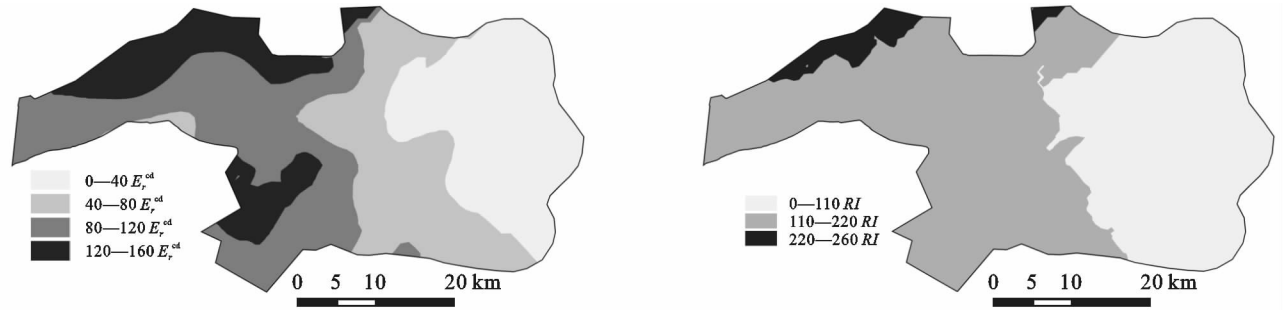


图 5 研究区域表层土壤重金属 Cd 的潜在生态风险指数 (E_r^{Cd}) 及重金属综合潜在生态风险指数 (RI) 的水平分布

表 7 表层土壤重金属相关性矩阵

项目	Cu	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni	As	Hg
Cu	1							
Zn	0.382**	1						
Cr	0.435**	0.623**	1					
Cd	0.412**	0.418**	0.286*	1				
Pb	0.146	0.194	0.043	0.426**	1			
Ni	0.517**	0.541**	0.672**	0.446**	0.191	1		
As	0.237*	0.201	0.094	0.633**	0.334**	0.211	1	
Hg	0.292*	0.308**	0.106	0.701**	0.462**	0.310**	0.711**	1

注: ** 在 0.01 水平上显著相关; * 在 0.05 水平上显著相关。

表 8 表层重金属元素主成分分析结果

项目	成分 1	成分 2
Cu	0.635	0.292
Zn	0.684	0.404
Cr	0.598	0.658
Cd	0.824	-0.294
Pb	0.491	-0.431
Ni	0.729	0.451
As	0.646	-0.543
Hg	0.737	-0.517
特征值	3.645	1.719
方差贡献率/%	45.56	21.48
累计贡献率/%	45.56	67.04

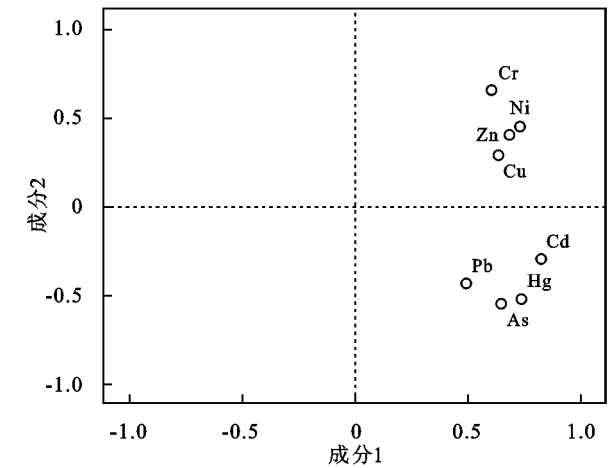


图 6 表层重金属因子荷载

3 结论

(1)各重金属元素空间分布均呈现自西北向东南递减的趋势,整体分布为实验区>缓冲区>核心区。与国家一级标准值相比,所有重金属均值均未超标。与国家二级标准相比,仅有 Cd 存在点位超标,超标率为 4%,表明 Cd 存在潜在污染风险,与人类活动有关,应作为主要关注对象。

(2)通过 Hakanson 潜在生态风险指数评价,发现除 Cd 为中等—较强生态危害,其余重金属单项均为轻微生态危害,潜在风险程度排序为 Cd>Hg>As>Ni>Cu>Pb>Cr>Zn;各功能区生态危害程度为实验区>缓冲区>核心区。

致谢:感谢山东黄河三角洲国家级自然保护区管理局对研究的大力支持。

参考文献:

[1] Tume P, González E, King R W, et al. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for potentially toxic elements in urban soils of Talcahuano, Chile [J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(6): 2335-2349.

[2] 廉欢,高柏,李志勇,等. 临水河表层沉积物中的重金属污染评价[J]. 环境工程,2017,35(8):159-162.

[3] Li Y, Zhang H B, Chen X B, et al. Distribution of heavy metals in soils of the Yellow River Delta: Concentrations in different soil horizons and source identification [J]. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(6): 1158-1168.

[4] 刘志杰,李培英,张晓龙,等. 黄河三角洲滨海湿地表层沉积物重金属区域分布及生态风险评价[J]. 环境科学, 2012,33(4):1182-1188.

[5] 缪雄谊,郝玉培,阳莲锦,等. 黄河三角洲表层土壤重金属元素的空间分布及其影响因素[J]. 海洋地质与第四纪地质,2016,36(1):57-68.

[6] 吴晓燕,刘汝海,秦洁,等. 黄河口沉积物重金属含量变化特征研究[J]. 海洋湖沼通报,2007(增刊 1):69-74.

[7] 方淑波,贾晓波,安树青,等. 盐城海岸带土壤重金属潜在在生态风险控制优先格局[J]. 地理学报,2012,67(1): 27-35.

[8] 侯学会,李新华. 黄河三角洲自然保护区 1992—2010 年土地覆被变化分析[J]. 亚热带植物科学, 2015,44(4): 309-314.

[9] Bai J H, Huang L B, Yan D H, et al. Contamination characteristics of heavy metals in wetland soils along a tidal ditch of the Yellow River Estuary, China [J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2011, 25(5): 671-676.

[10] 鲍士旦,土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社,2010.

[11] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.

[12] 庞绪贵,代杰瑞,胡雪平,等. 山东省土壤地球化学背景值[J]. 山东国土资源,2018,34(1):39-43.

[13] 吴健,王敏,张辉鹏,等. 复垦工业场地土壤和周边河道沉积物重金属污染及潜在生态风险[J]. 环境科学, 2018,39(12):5620-5627.

- 对土壤有机碳及其组分的影响:对土壤活性有机碳的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 333-342.
- [42] 王新, 周启星. 土壤重金属污染生态过程、效应及修复[J]. 生态科学, 2004, 23(3): 278-281.
- [43] 周礼恺, 张志明, 曹承绵, 等. 土壤的重金属污染与土壤酶活性[J]. 环境科学学报, 1985, 5(2): 176-184.
- [44] 和文祥, 朱铭莪. 土壤酶与重金属关系的研究现状[J]. 生态环境学报, 2000, 9(2): 139-142.
- [45] Gao Y, Wang Y F, Zhang G M, et al. An approach for assessing soil health: A practical guide for optimal ecological management [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2012, 65(1): 153-159.
- [46] 王涵, 王果, 黄颖颖, 等. pH变化对酸性土壤酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2008, 17(6): 2401-2406.
- [47] 闫德仁. 人工林土壤腐殖质特性和土壤酶活性的研究[J]. 林业科技, 1997(5): 10-12.
- [48] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [49] 刘文霞, 郭华武, 李博, 等. 铅与丁草胺的交互作用对油麦菜生长和抗氧化酶活性的影响[J]. 环境科学学报, 2011, 31(10): 2282-2289.
- [50] 黄云凤, 高扬, 毛亮, 等. Cd、Pb单一及复合污染下土壤酶生态抑制效应及生态修复基准研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2258-2264.
- [51] 左青青, 王烁康, 赵晨晨, 等. 纳米羟基磷灰石对镉的吸附解吸及对镉污染土壤修复研究[J]. 环境工程, 2017, 35(3): 179-183.
- [52] 郭荣荣, 袁旭音, 陈红燕, 等. 骨炭对复合污染土壤生物活性的修复及其时间效应[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5): 913-919.
- [53] Chojnacka K, Chojnacki A, Recka H G, et al. Bio-availability of heavy metals from polluted soils to plants [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 337(1/3): 175-182.
- [54] 丁炳红, 俞巧钢, 叶静, 等. 土壤重金属有效性影响因素及其防治对策[J]. 浙江农业科学, 2012, 1(5): 729-732.
- [55] 刘广深, 许中坚, 周根娣, 等. 模拟酸雨作用下红壤镉释放的研究[J]. 中国环境科学, 2004, 24(4): 419-423.
- [56] Bolan N S, Adriano D C, Mani P A, et al. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition [J]. *Plant and Soil*, 2003, 251(2): 187-198.
- [57] 崔红标, 田超, 周静, 等. 纳米羟基磷灰石对重金属污染土壤Cu/Cd形态分布及土壤酶活性影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 874-880.
- [58] 查理思, 吴克宁, 鞠兵, 等. 黄褐土CEC影响因子分析[J]. 江西农业大学学报, 2013, 35(2): 433-436.
- [59] 徐磊, 蓝文翀, 张娜, 等. 水分调控对材料钝化重金属效果的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(35): 88-93.
- (上接第311页)
- [14] 李有文, 曹春, 巨天珍, 等. 白银市不同区域蔬菜地土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 生态学杂志, 2015, 34(11): 3205-3213.
- [15] 国家环境保护局. GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995: 1-2.
- [16] Liu Y F, Huang H H, Sun T, et al. Comprehensive risk assessment and source apportionment of heavy metal contamination in the surface sediment of the Yangtze River Anqing section, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(13): e493.
- [17] Li J G, Pu L J, Zhu M, et al. Spatial pattern of heavy metal concentration in the soil of rapid urbanization area: A case of Ehu Town, Wuxi City, Eastern China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 71(8): 3355-3362.
- [18] 叶华香, 臧淑英, 张丽娟, 等. 扎龙湿地沉积物重金属空间分布特征及其潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2013, 34(4): 1333-1339.
- [19] Xiao R, Bai J H, Huang L B, et al. Distribution and pollution, toxicity and risk assessment of heavy metals in sediments from urban and rural rivers of the Pearl River delta in southern China [J]. *Ecotoxicology*, 2013, 22(10): 1564-1575.
- [20] Sungur A, Hasan Ö. Chemometric and geochemical study of the heavy metal accumulation in the soils of a salt marsh area (Kavak Delta, NW Turkey) [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(2): 323-331.
- [21] Fatoba P O, Ogunkunle C O, Folarin O O, et al. Heavy metal pollution and ecological geochemistry of soil impacted by activities of oil industry in the Niger Delta, Nigeria [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(4): 1-9.
- [22] Nargis A, Sultana S, Raihan M J, et al. Multielement analysis in sediments of the River Buriganga (Bangladesh): Potential ecological risk assessment [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2018, 16(3): 1-14.
- [23] Luo Y, Xu L, Rysz M, et al. Occurrence and transport of tetracycline, sulfonamide, quinolone, and macrolide antibiotics in the Haihe River Basin, China [J]. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45(5): 1827-1833.
- [24] Azzi D E, Probst J L, Teisserenc R, et al. Trace element and pesticide dynamics during a flood event in the save agricultural watershed: Soil-river transfer pathways and controlling factors [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2016, 227(12): e442.