

滩涂围垦区土壤重金属调查及生态风险评价 ——以盐城市弢港镇为例

孟庆峰¹, 杨劲松^{1*}, 姚荣江¹, 李冬顺¹, 张春银², 吉荣龙²

(1. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2. 盐城绿苑海蓬子开发有限公司, 江苏 盐城 224001)

摘要:以苏北盐城弢港镇滩涂围垦土壤为研究对象,进行了重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 的测定及其风险评价,为我国沿海滩涂种植业的发展提供依据,并为其他国家和地区相关研究提供参考。结果表明,该区域土壤中 5 种重金属含量均未超过《国家土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准限制,农田土壤 Cr、As、Cd 含量较高,郊区菜地土壤 Pb、Hg 含量较高;重金属 Cr、Pb、As、Cd 含量在不同土地利用类型间存在显著性差异;Hg 含量差异不显著。采用地积累指数法进行评估可知,土壤没有受到单项重金属污染。依据内梅罗综合指数法评估可知,潮间带沉积物、工业区土壤、滩涂围垦熟化的土壤没有受到重金属污染;郊区菜地与农田土壤的污染等级已达到警戒线,污染水平属于“尚清洁”。Hakanson 潜在生态风险评价结果表明,区域内土壤重金属处于无风险等级,尚不具有潜在生态风险。

关键词:滩涂围垦土壤;重金属;生态风险评价

中图分类号:X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2011)11-2249-09

Investigation and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals Pollution in Reclaimed Tidal Flat Soil : A Case Study of Jianggang County, China

MENG Qing-feng¹, YANG Jin-song^{1*}, YAO Rong-jiang¹, LI Dong-shun¹, ZHANG Chun-yin², JI Rong-long²

(1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Yancheng Green Garden Samphire Development Co, Ltd, Yancheng 224001, China)

Abstract: The reclaimed tidal flat soils were taken as study objects in Jianggang County of Yancheng City, Jiangsu Province of China, in order to supply reference for coastal development of farming and related study in other countries and regions, though determinations and risk assessments of heavy metal Cr, Pb, As, Cd and Hg. 48 soil samples were collected within five land utilization types in survey area. The characteristics of heavy metal enrichment in reclaimed tidal flat soil were surveyed, and the environmental risk assessment was conducted systematically using such methods as geoaccumulation index, N.L.Nemerow index and Hakanson potential ecological risk index. The results showed the mean values of 5 kinds of heavy metal did not exceed the Grade I of Environmental Quality Standards for Soil in survey area; the contents of Cr, As, Cd in farmland soils were generally higher, similarly, the contents of Pb, Hg in suburban vegetable soils were higher than the other land utilization types. There were statistically significant differences in Cr, Pb, As and Cd among different land utilization types, while mean values of Hg were not significant differences in all the land utilization types. Based on geoaccumulation index, the soils were not contaminated by single heavy metal in survey area. Intertidal sediments, soils of industrial area and reclaimed tidal flat soils were not contaminated by heavy metals. Pollution levels of suburban vegetable and farmland soils were exceeded security limit, but soils were in non-pollution state though N.L.Nemerow index method. The heavy metals in survey area among different land utilization types were in the risk-free level and were not the potential ecological risks by Hakanson potential ecological risk index method.

Keywords: reclaimed tidal flat soil; heavy metal; ecological risk assessment

收稿日期: 2011-01-24

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项经费项目(200903001); 江苏省企业院士工作站(BM2009622); 江苏省科技支撑计划(BE2010313); 江苏省产学研联合创新资金计划(BY2010013); 江苏省自然科学基金项目(BK2011425)

作者简介: 孟庆峰(1982—), 男, 黑龙江人, 博士研究生, 主要从事土壤退化及环境效应方面的研究。E-mail: qfmeng@issas.ac.cn

* 通讯作者: 杨劲松 E-mail: jsyang@issas.ac.cn

苏北盐城海滨湿地是我国面积最大、生态类型最齐全的典型淤泥质潮滩^[1],位于我国海岸带的中部,介于 32°34'N~34°28'N,119°27'E~121°16'E,面积为 45.7×10⁴ hm²,约占江苏省沿海滩涂的 70%,全国沿海滩涂的 14.3%,是江苏沿海面积最大的后备土地资源。研究表明,现阶段盐城海岸北部以 5~45 m·a⁻¹ 速度后退,以 5~10 cm·a⁻¹ 的平均速度下蚀;新洋港以南高滩不断向海推进,平均淤进速度为 50~200 m·a⁻¹,淤高速度为 2~5 cm·a⁻¹;滩涂湿地高等植物面积迅速增长,平均增长率为 2 000 hm²·a⁻¹,湿地植被结构和生态功能有所改变^[2]。

土壤是农业生产的基础,滩涂围垦土壤已成为我国后备土地资源,然而,重金属等难降解污染物极易累积在滩涂湿地^[3]。近海沉积物重金属来源主要分为自然来源和人工来源。自然来源指各种地质、地球化学作用,这种自然过程构成了该元素的环境本底值;人为来源是指人类在生活和生产过程中向周围环境排出各种污染物质,如工业污水、矿山废水及流失的含有重金属农药等经陆地径流汇入海洋,煤和石油在燃烧中释放出的重金属经大气的搬运而进入海洋^[4]。江苏沿海有大型入海河流及灌渠 20 余条,这些河道可将陆源物质带入海洋。随着苏北经济的发展,工业企业不断增多,一般的废水直接排入河道,最终进入海洋^[5],在受纳水体中,重金属不易溶解,很快与颗粒物结合并在沉积物中聚集^[6-7]。近年来,新增围垦滩涂面积约为 18 万 hm²,其中 60%将用于农业。重金属含量水平不但对土壤的理化性状及土壤生态系统产生严重影响^[8],而且不断积累的重金属和不断增加的有机质最终会被交换到底栖生物活动区,由此进入食物链,对生态环境和人体健康都会产生很大的影响^[9]。目前,国内对重金属的研究多集中于农田土壤和农作物的污染^[10-12],生态风险研究还集中在对生态风险的评价中,而对生态风险管理的研究尚不够深入^[13],由于生态风险评价指标繁杂,没有统一的指标体系,用于生态风险评价的一手数据资料大多较为匮乏^[14]。

本文以江苏省盐城市弶港镇滩涂围垦土壤为研究对象,经系统采样调查,通过对不同土地利用类型中土壤重金属含量的研究及其风险评价,并且用定量的方法划分出潜在的生态危害程度,为滩涂区域土壤的生态风险评价和生态风险管理提供一手数据资料与决策依据,为即将用于农业生产的滩涂资源以及现有土地利用状况的发展方向提供指导,并为其他国家和地区相关研究提供参考。

1 材料与方法

1.1 调查区基本概况

调查区地处北亚热带北缘,海洋性季风气候特征显著。温暖湿润,日照充分,雨量充沛,四季分明。年平均气温 14.6℃,全年无霜期 213 d,常年降水量 1 042 mm,年平均蒸发量 1 417 mm,年平均相对湿度 81%,年平均风速 3.3 m·s⁻¹。土壤为潮盐土亚类,是典型的淤泥质海岸带盐渍土。土壤沉积母质为近代泥沙沉积物。全剖面土质均匀,以粉砂占优势。

1.2 土壤样品的采集

采样调查区位于江苏省盐城市弶港镇,于 2009 年 11 月 9 日至 10 日进行土壤样品的采集,以土地利用类型为采样单元,用不锈钢土钻采集 0~20 cm 耕层土壤,5 个点土样组成一个土壤混合样品,约 1 kg 左右,并用 GPS 记录采样点坐标。依据不同土地利用类型,共采集土壤样品 48 个,其中潮间带沉积物 3 个(编号 1~3)、滩涂围垦熟化中的土壤 21 个(编号 4~24)、农田土壤 3 个(编号 25~27)、工业区土壤 14 个(编号 28~41)、郊区菜地土壤 7 个(编号 42~48)。土壤采样点分布见图 1。

1.3 土壤样品分析内容与与方法

将土壤样品摊成 2~3 cm 的薄层,适时地压碎、翻动,剔除石子、沙粒、植物残体、新生体等侵入物,放在室内阴凉通风处风干后,磨细过 100 目尼龙筛。土壤样品采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消化,Pb、Cd 采用石墨炉原子吸收分光光度法;Cr 采用火焰原子吸收分光光度法;Hg、As 采用原子荧光光谱法。在分析测定过程中,土壤样品进行平行测定,并且选用国家标准样品 GSS-1、GSS-2、GSS-3 进行分析质量控制,标准样品的分析结果与实际值相吻合,样品间平行误差均小于 5%。

1.4 土壤重金属污染评价方法及分级标准

1.4.1 地累积指数法

地累积指数法是一种反映沉积物中重金属富集程度的常用定量指标,考虑了人为污染因素、环境地球化学背景值,还特别考虑到自然成岩作用对背景值的影响,被广泛应用于大气沉降、土壤以及现代沉积物中重金属的污染评价,Muller 将土壤重金属污染程度划分为 7 级(表 1)^[15-18]。本文采用地累积指数(I_{geo})定量评价滩涂围垦土壤中重金属的污染程度:

$$I_{geo} = \lg 2^{(C_i/1.5B_i)} \quad (1)$$

式中: C_i 为土壤样品中 i 元素实测含量; B_i 为该元素土

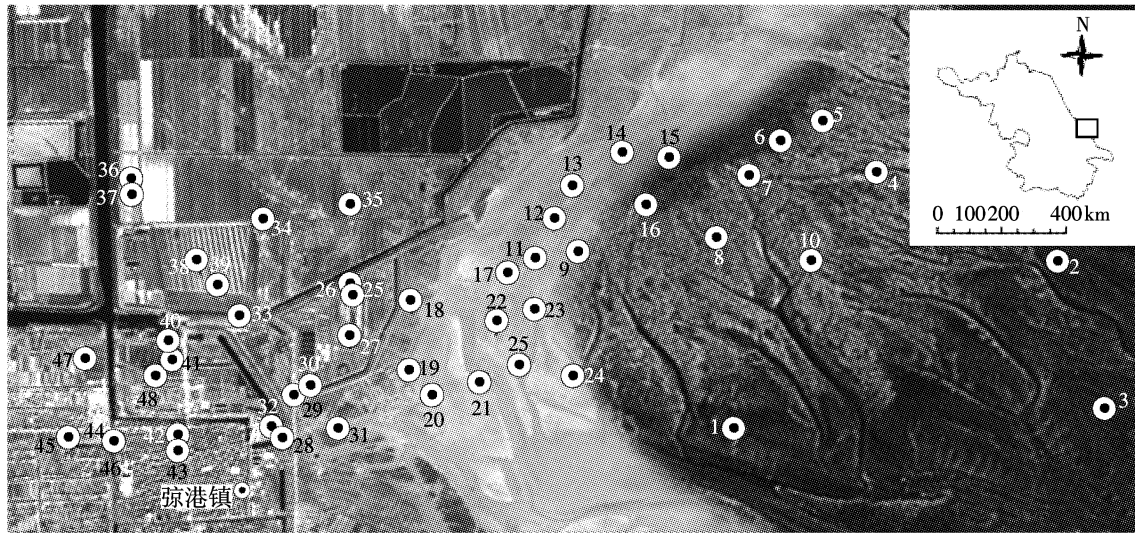


图 1 采样区域位置

Figure 1 The location of sampling point

壤背景值,以江苏省土壤元素背景值作为参考值^[19]。

1.4.2 内梅罗综合污染指数法

为全面反映各种重金属对土壤的不同作用,突出高浓度重金属对土壤环境质量的影响,评价土壤综合污染程度,将研究区域土壤环境质量作为一个整体与外区域或历史资料进行比较^[18]。选用内梅罗(Nemerow N L)综合污染指数法评价土壤重金属的综合污染状况(表 2)。

$$P_i = C_i / B_i \quad (2)$$

$$P_{iave} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad (3)$$

$$P_{综合} = \sqrt{\frac{P_{iave}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad (4)$$

以上各式中: P_i 为土壤样品中重金属*i*的环境质量指数; C_i 为土壤样品中元素*i*实测含量; B_i 为该元素土壤背景值,以江苏省土壤元素背景值作为参考值^[19];

$P_{综合}$ 为土壤综合污染指数; P_{iave} 为土壤样品中各重金属的环境质量指数平均值; P_{imax} 为土壤样品中单项重金属的最大环境质量指数。

1.5 土壤重金属潜在生态风险评估及分级标准

潜在生态危害指数法是瑞典科学家 Hankanson 根据重金属性质及环境行为特点,从沉积学角度提出的对土壤中重金属污染评价的方法。Hakanson 指数法不但考虑土壤重金属含量,而且将重金属的生态效应、环境效应和毒理学联系起来,综合考虑重金属的毒性在土壤和沉积物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,消除了区域差异影响。由于分别计算 E^i 与 RI 的数值,潜在生态风险指数法的计算结果不仅能够反映单一重金属对环境造成的影响,还能够说明多种重金属并存时对周围环境造成的综合影响程度, E^i 与 RI 的计算结果具有明确的划分等级标准,因而体现了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

表 1 地累积指数污染评价标准

Table 1 The standards for assessment of soil pollution with index of geoaccumulation

级别	I_{geo}	污染程度
0	<0	无污染
1	0~1	无污染-轻度污染
2	1~2	中度污染
3	2~3	中度污染-重度污染
4	3~4	重度污染
5	4~5	重度污染-极重污染
6	>5	极重污染

表 2 综合评价分级标准

Table 2 The classification standards of comprehensive evaluation

等级	$P_{综合}$	污染等级	污染水平
1	$P_{综合} \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P_{综合} \leq 1.0$	警戒线	尚清洁
3	$1.0 < P_{综合} \leq 2.0$	轻度污染	土壤轻度污染,作物开始受到污染
4	$2.0 < P_{综合} \leq 3.0$	中度污染	土壤、作物均受到中度污染
5	$P_{综合} > 3.0$	重度污染	土壤、作物受污染已相当严重

大区域范围沉积物和土壤进行评价比较,不同区域和时段的生态风险的评价结果之间也具有可比性^[18,20-21]。结合弼港镇重金属的污染特征,参考 Hakansson 和 Pekey 等的工作成果,设定 5 种重金属生物毒性响应因子的数值顺序为 Hg(40)>Cd(30)>As(10)>Pb(5)>Cr(2)^[22-23]。Hakanson 主要从“元素丰度原则”和“元素释放度”的角度来考虑问题^[24],指标 E_i^t 、 RI 及污染强度分级标准见表 3,计算公式为:

$$E_i^t=T_i\times C_f^i;C_f^i=C_n^i/B_n^i$$

(5)

式中: C_f^i 为重金属 i 的污染系数; C_n^i 为土壤样品中重金属 i 的实测含量; B_n^i 为重金属 i 的背景参考值,以江苏省土壤元素背景值作为参考值^[20]; E_i^t 为重金属 i 潜在生态风险系数; T_i 为重金属 i 的毒性响应系数。

多种重金属潜在生态风险指数 RI 的计算公式为:

$$RI=\sum_{i=1}^nE_i^t$$

(6)

表 3 Hakanson 潜在生态风险评价指标

Table 3 The index of potential risk evaluation assessment

单因子潜在生态风险系数(E_i^t)	多因子潜在生态风险指数(RI)	潜在生态风险程度
$E_i^t<40$	$RI<150$	无风险
$40\leq E_i^t<80$	$150\leq RI<300$	一般风险
$80\leq E_i^t<160$	$300\leq RI<600$	中等风险
$160\leq E_i^t<320$	$RI\geq 600$	高风险
$E_i^t\geq 320$		极高风险

2 结果与分析

2.1 土壤重金属区域分布特征

由表 4 可知,调查区域内土壤重金属含量分布规律为 Cr>Pb>As>Cd>Hg。经比较可知(表 5),调查区域内 5 种重金属含量的平均值均未超过《国家土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准限制,只有 21 号采样点重金属 Hg 含量为 0.258 mg·kg⁻¹,达到国家土壤环境质量二级标准。

经分析可知,调查区域内重金属 Hg 的变异系数最大(97.69%),重金属 Cr 的变异系数最小(6.33%),其他重金属的变异系数大小顺序为 Pb (24.80%)>As (10.33%)>Cd(6.45%)。变异系数反映了总体样本中各采样点的平均变异程度,表明重金属 Cr、Cd、As、Pb 的分布较为均匀,而重金属 Hg 的变异系数属于高变异强度范围^[25],表明重金属 Hg 在调查区域内分布极不均匀,尤其是在滩涂围垦区。

从土地利用类型比较(表 4)可知,土壤中 5 种重金属含量总体分布趋势表现为:

(1)重金属 Cr 的最大值与最小值分别在滩涂围垦区 19 号采样点和潮间带沉积物 23 号采样点,各土地利用类型中重金属 Cr 含量的顺序依次为农田土壤>滩涂围垦熟化的土壤>郊区菜地土壤>工业区土壤>潮间带沉积物。经 LSD 多重比较可知:农田土壤、滩涂围垦熟化的土壤重金属 Cr 含量与工业区土壤、

表 4 土壤重金属含量特征

Table 4 The content characteristics of heavy metal in soil

采样点		As	Hg	Cd	Cr	Pb
潮间带沉积物($n=3$)	含量范围/mg·kg ⁻¹	6.25~6.49	0.021~0.028	0.079~0.088	53.92~61.23	10.09~11.95
	平均值/mg·kg ⁻¹	6.38±0.12c	0.024±0.004a	0.083±0.005c	56.83±3.87b	10.76±1.03b
	变异系数/%	1.55	12.88	4.53	5.56	7.86
围垦土壤($n=21$)	含量范围/mg·kg ⁻¹	6.10~8.14	0.016~0.258	0.076~0.097	55.66~71.07	10.40~17.99
	平均值/mg·kg ⁻¹	7.06±0.58b	0.041±0.051a	0.089±0.005b	60.59±4.12a	13.72±2.28ab
	变异系数/%	8.10	122.89	5.83	6.63	16.20
农田土壤($n=3$)	含量范围/mg·kg ⁻¹	7.64~9.25	0.021~0.029	0.092~0.106	58.52~63.44	14.39~15.25
	平均值/mg·kg ⁻¹	8.28±0.85a	0.026±0.004a	0.098±0.007a	61.00±2.46a	14.88±0.44ab
	变异系数/%	8.43	13.24	6.09	3.29	2.44
工业区土壤($n=14$)	含量范围/mg·kg ⁻¹	5.35~7.58	0.019~0.053	0.078~0.091	54.61~63.18	11.19~17.89
	平均值/mg·kg ⁻¹	6.58±0.48c	0.031±0.009a	0.084±0.003c	57.16±2.74b	14.05±2.31ab
	变异系数/%	7.04	27.40	4.03	4.63	15.87
郊区菜地土壤($n=7$)	含量范围/mg·kg ⁻¹	5.34~7.22	0.023~0.103	0.082~0.089	54.93~63.5	11.1~32.48
	平均值/mg·kg ⁻¹	6.48±0.66c	0.047±0.028a	0.086±0.002bc	59.15±3.02ab	16.20±7.38a
	变异系数/%	9.48	54.64	2.78	4.73	42.18

注:同列中不同字母代表差异显著($P\leq 0.05$)。

表 5 土壤环境质量标准^[26]($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 5 The environmental quality standards for soil^[26]($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

评价标准	Cr	Pb	As	Cd	Hg
一级	≤ 90	≤ 35	≤ 15	≤ 0.20	≤ 0.15
二级	90~250	35~250	15~30	0.20~0.30	0.15~0.30
三级	250~400	250~500	30	0.30~1.00	0.30~1.50

潮间带沉积物达到了显著差异水平($P \leq 0.05$);农田土壤、滩涂围垦熟化的土壤、郊区菜地土壤间重金属 Cr 含量差异不显著;郊区菜地土壤与工业区土壤、潮间带沉积物之间的差异不显著。

(2)重金属 Pb 的最大值为郊区菜地土壤 42 号采样点,最小值为潮间带沉积物 2 号采样点,郊区菜地土壤中重金属 Pb 含量最高,其次是农田土壤,潮间带沉积物重金属 Pb 含量最低,其他土地利用类型中重金属 Pb 含量的顺序依次为工业区土壤>滩涂熟化的土壤。经统计分析可知:郊区菜地土壤重金属 Pb 的含量仅与潮间带沉积物间达到了显著差异水平($P \leq 0.05$);农业土壤、工业区土壤、滩涂围垦熟化的土壤与郊区菜地土壤、潮间带沉积物之间差异不显著。

(3)重金属 As 的最大值为农田土壤 27 号采样点,最小值为郊区菜地 46 号采样点,农田土壤重金属 As 含量最高,其次是滩涂围垦熟化的土壤,其他土地利用类型中 As 的顺序依次为工业区土壤>郊区菜地土壤>潮间带沉积物,各种土地利用类型中重金属 As 分布均匀。将 5 种土地利用类型中重金属 As 进行 LSD 多重比较,结果表明:农田土壤、滩涂围垦熟化的土壤重金属 As 的含量与工业区土壤、郊区菜地土壤、潮间带沉积物之间达到了显著差异水平($P \leq 0.05$);农田土壤与滩涂围垦熟化的土壤之间的重金属 As 含量差异也达到了显著差异水平($P \leq 0.05$),而工业区土壤、郊区菜地土壤、潮间带沉积物之间的重金属 As 含量差异不显著。

(4)重金属 Cd 含量的最大值与重金属 As 含量最高值采样点相同,仍然是农田土壤 27 号采样点,最小值出现在滩涂围垦区 25 号采样点,各土地利用类型中重金属 Cd 的变化情况与重金属 Cr 相同,依次为农田土壤>滩涂围垦熟化的土壤>郊区菜地土壤>工业区土壤>潮间带沉积物。经 LSD 多重比较可知:农田土壤、滩涂围垦熟化的土壤重金属 Cd 含量与工业区土壤、潮间带沉积物之间达到显著差异水平($P \leq 0.05$);农田土壤与滩涂围垦熟化的土壤重金属 As 含量之间差异显著($P \leq 0.05$),郊区菜地土壤、工业区土壤、潮间带沉积物重金属 As 含量差异不显著。

(5)重金属 Hg 在围垦区内的变化幅度较大,最大值与最小值均在滩涂围垦熟化的土壤,采样点分别为 21 号与 22 号;不同土地利用类型中,郊区菜地土壤重金属 Hg 含量最高,潮间带沉积物含量最低,其他土地利用类型中 Hg 的含量依次为滩涂围垦熟化的土壤>工业区土壤>农田土壤。经 LSD 多重比较可知:不同土地利用类型的重金属 Hg 含量之间差异不显著。

2.2 土壤重金属污染评价

由图 2 可知,调查区域内 48 个采样点重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 的地积累指数 I_{geo} 均小于 0,表明土壤没有受到单项重金属的污染(表 1),重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 地积累指数 I_{geo} 的变化范围分别为 $-1.11 \sim -0.72$ 、 $-1.96 \sim -0.28$ 、 $-1.49 \sim -0.70$ 、 $-1.32 \sim -0.83$ 、 $-4.76 \sim -0.75$ 。比较重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 的地积累指数 I_{geo} 可以看出,重金属 Cr 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{Cr})}$ 最高,重金属 Hg 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{Hg})}$ 最低,其他重金属的地积累指数顺序为 $I_{\text{geo}(\text{Cd})} > I_{\text{geo}(\text{As})} > I_{\text{geo}(\text{Pb})}$ 。从不同土地利用类型中重金属的地积累指数 I_{geo} 可以看出,潮间带沉积物、工业区土壤、郊区菜地土壤中 5 种重金属的地积累指数 I_{geo} 具有相同的变化趋势,表现为 $I_{\text{geo}(\text{Cr})} > I_{\text{geo}(\text{Cd})} > I_{\text{geo}(\text{As})} > I_{\text{geo}(\text{Pb})} > I_{\text{geo}(\text{Hg})}$;滩涂围垦熟化的土壤中,重金属 Cr 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{Cr})}$ 最高,其次是重金属 As 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{As})}$;而在农田土壤中,重金属 As 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{As})}$ 最大,其次是重金属 Cr 的地积累指数 $I_{\text{geo}(\text{Cr})}$,其他重金属的地积累指数具有相同的顺序 $I_{\text{geo}(\text{Cd})} > I_{\text{geo}(\text{Pb})} > I_{\text{geo}(\text{Hg})}$ 。

采用内梅罗(Nemerow N L)综合污染指数法对不同土地利用类型中重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 进行综合评价可知(图 3),内梅罗综合污染指数 $P_{\text{综合}}$ 的均值变化范围在 0.63~0.73,潮间带沉积物、工业区土壤、滩涂围垦熟化的土壤内梅罗综合污染指数 $P_{\text{综合}}$ 分别

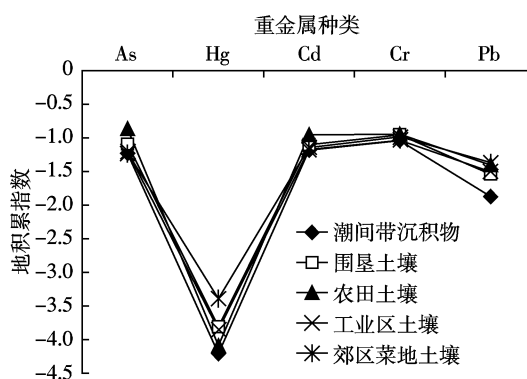


图 2 调查区域的地积累指数

Figure 2 The index of geoaccumulation in survey area

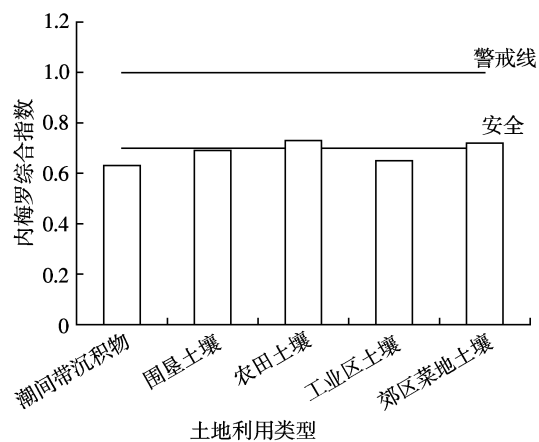


图 3 调查区域的综合污染指数

Figure 3 The index of synthetic evaluation in survey area

为 0.63、0.65、0.69,均小于 0.7,参照评价分级标准(表 2)属于“清洁”状态,表明土壤没有受到重金属污染;郊区菜地与农田土壤内梅罗综合污染指数 $P_{综合}$ 分别为 0.72、0.73,参照评价分级标准(表 2)污染等级已达到警戒线,污染水平属于“尚清洁”状态。对调查区域内 5 种重金属进行综合评价,结果表明:郊区菜地土壤 42 号采样点内梅罗综合污染指数 $P_{综合}$ 达到 1.01,土壤受到轻度污染,植物开始受到重金属污染,如果不加以控制,污染会进一步加剧,可通过食物链进入人体危害健康^[27]。其余各采样点的污染等级均在警戒线以内,土壤属于“清洁”或“尚清洁”状态。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

潜在生态风险评价结果(表 6)表明:调查区域内土壤重金属的潜在生态风险指数 RI 均小于 150,处于无风险等级(表 3),不同土地利用类型潜在生态风险指数 RI 的顺序为农田土壤>郊区菜地土壤>滩涂

围垦熟化的土壤>工业区土壤>潮间带沉积物。

从整体均值比较来看,调查区域内重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 的潜在生态风险系数 E_i^p 均小于 40,不具有潜在生态风险(表 3);各种重金属对调查区域内重金属土壤潜在生态风险贡献顺序表现为 $Cd>As>Hg>Pb>Cr$,潮间带沉积物、滩涂围垦熟化的土壤、农田土壤、工业区土壤重金属对潜在生态风险贡献顺序与调查区域内整体情况基本一致,郊区菜地土壤重金属对潜在生态风险的贡献顺序为 $Cd>Hg>As>Pb>Cr$ 。

利用 Hakanson 的潜在生态风险指数法进行围垦土壤的风险评价,综合不同土地利用类型中 5 种重金属对调查区域内潜在生态风险的贡献情况可以看出,重金属 Cd 的潜在生态风险最强,As、Hg 次之,Cr 最低,而重金属 Cd、As、Hg 的含量却相对较低。这是因为与 Cd、As、Hg 相比较,调查区域内含量较高的重金属 Cr、Pb 的毒性响应因子 T_i^r 相对较小,使得其潜在生态风险系数 E_i^p 和 RI 的计算结果相对较小,所以其潜在的生态风险较低。而 Cd、As、Hg 相对于其他重金属而言,具有较高的毒性响应因子 T_i^r ,相应的潜在生态风险系数 E_i^p 和潜在生态风险指数 RI 也较高,所以潜在的生态风险也较大^[24]。尽管重金属 Hg 的毒性响应因子 T_i^r 最高($T_i^r=40$),而在调查区域内 Hg 的含量却最低,明显低于重金属 Cd、As 的含量,而 Cd、As 的毒性响应因子 T_i^r 分别为 30 和 10,所以计算出重金属 Cd 的潜在生态风险系数 E_i^p 和潜在生态风险指数 RI 高于重金属 Hg 和 As。

3 讨论

土壤中重金属含量除受其成土母质的影响外,主

表 6 土壤重金属潜在生态风险系数及潜在生态风险指数

Table 6 The indexes of potential ecological risk and potential ecological risk of heavy metals in soil

项目	潜在生态风险系数(E_i^p)					潜在生态风险指数(RI)
	As	Hg	Cd	Cr	Pb	
潮间带沉积物	6.38	3.28	19.89	1.46	2.05	33.06
范围	6.25~6.49	2.91~3.88	18.83~21.03	1.39~1.57	1.92~2.28	31.30~35.25
围垦土壤	7.06	5.65	21.08	1.56	2.62	37.96
范围	6.10~8.14	2.21~35.71	18.00~23.13	1.43~1.83	1.99~3.43	29.73~72.25
农田土壤	8.28	3.55	23.34	1.57	2.84	39.58
范围	7.64~9.25	2.91~4.01	21.99~25.29	1.50~1.63	2.75~2.91	36.78~43.10
工业区土壤	6.58	4.30	20.04	1.47	2.68	35.07
范围	5.35~7.58	2.63~7.34	18.66~21.76	1.40~1.62	2.14~3.41	30.18~41.71
郊区菜地土壤	6.48	6.51	20.40	1.52	3.09	38.00
范围	5.34~7.22	3.18~14.26	19.61~21.10	1.41~1.63	2.12~6.20	31.67~50.41

要受人类活动的影响,如污灌、固体废弃物(污泥和垃圾等)、矿山开采与冶炼、农药和肥料施用以及大气沉降等^[28]。

通过实地调查可知,农田土壤、郊区菜地重金属含量普遍较高的原因主要是受人类活动的影响,尤其以农药和肥料的大量使用为主要原因。当地农业生产所使用的肥料以多元复合肥、畜禽粪便及尿素为主,尤其是鸡粪在当地使用较为普遍,在虫病多发季还要喷洒农药。肥料中重金属元素主要包括 As、Cd、Pb、Cr、Hg,磷肥的原料磷矿成分复杂,我国主要磷矿石重金属 Cd 含量为 $0.1\sim 571\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均为 $15.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;进口磷肥的重金属含量尤其高^[29],重金属 Cd 的含量是国内的 16.3 倍,重金属 Cr 为国内的 3.7 倍^[30]。绝大多数农药为有机化合物,少数为有机-无机化合物或纯矿物质,如 Cu 制剂,含有 Hg、As 等重金属。饲料添加剂在畜禽养殖中的应用,往往导致畜禽粪便中重金属 Cd、As 等含量较高^[31-32],鸡粪中重金属 Cd 的超标率达 66%^[33],然而,我国农药和化肥的利用率普遍较低,约有 70% 流失到土壤、水、空气中^[34],长期使用畜禽粪便、化学肥料及农药是导致土壤中重金属累积的重要原因。

当地的企业以轻工业为主,一部分已投入生产,另有一部分正在建设中。工业生产中广泛使用重金属元素,工矿企业将未经严格处理的废水直接排放,使得周围的土壤容易富集高含量的有毒重金属^[35]。企业排放的烟尘、废气中也含有重金属,并最终通过自然沉降和雨淋进入土壤^[36-37]。郊区及居民区菜地多在公路两侧,汽车尾气排放及轮胎磨损能够产生含有大量重金属的气体 and 粉尘,其中的重金属元素则主要为 Pb、Cu、Zn 等^[38],这些有害气体和粉尘的沉降也是造成郊区菜地土壤含 Pb 较高的又一原因。由于各土地利用类型间没有明显界限,且相互比邻,各种产生重金属的源头均会通过干湿沉降等途径影响不同土地利用类型土壤中重金属含量。

4 结论

(1)5 种重金属含量的平均值均未超过《国家土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准限制,只有 21 号采样点重金属 Hg 含量达到国家土壤环境质量二级标准。

(2)调查区域内土壤重金属分布规律为 $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Hg}$,农田土壤中 Cr、As、Cd 含量普遍较高,郊区菜地土壤中 Pb、Hg 含量较高。经统计分析可知:不

同土地利用类型中重金属 Cr、Pb、As、Cd 均存在显著差异,重金属 Hg 差异不显著。

(3)调查区域内重金属 Cr、Cd、As、Pb 的分布较为均匀,而重金属 Hg 的分布极不均匀。

(4)5 种重金属地积累指数 I_{geo} 均小于 0,调查区域内土壤没有受到单项重金属的污染。

(5)采用内梅罗综合污染指数法对不同土地利用类型中 5 种重金属进行综合评价,结果表明:潮间带沉积物、工业区土壤、滩涂围垦熟化的土壤没有受到重金属污染;郊区菜地与农田土壤的污染等级已达到警戒线,污染水平属于“尚清洁”。

(6)利用 Hakanson 潜在生态风险指数法进行风险评价,结果表明:调查区域内不同土地利用类型中土壤重金属潜在生态风险指数 RI 均小于 150,处于无风险等级;重金属 Cr、Pb、As、Cd、Hg 的潜在生态风险系数 E_i 均小于 40,不具有潜在生态风险。

参考文献:

- [1] 王 颖,张振克,朱大奎,等. 河海交互作用与苏北平原成因[J]. 第四纪研究, 2006, 26(3): 301-320.
WANG Ying, ZHANG Zhen-ke, ZHU Da-kui, et al. River-sea interaction and the North Jiangsu plain formation[J]. *Quaternary Sciences*, 2006, 26(3): 301-320.
- [2] 张学勤,王国祥,王艳红,等. 江苏盐城沿海滩涂淤蚀及湿地植被消长变化[J]. 海洋科学, 2006, 30(6): 35-39.
ZHANG Xue-qin, WANG Guo-xiang, WANG Yan-hong, et al. The changes of erosion or progradation of tidal flat and retreat or extension of wetland vegetation of the Yancheng coast, Jiangsu[J]. *Marine Sciences*, 2006, 30(6): 35-39.
- [3] Williams T P, Bubb J M, Lestter J N. Metal accumulation within salt marsh environment: A review [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1994, 28(5): 277-290.
- [4] 李建芬,王 福,商志文,等. 天津市潮间带柱状沉积物中重金属的污染历史及来源判别[J]. 地质调查与研究, 2010, 33(1): 55-62.
LI Jian-fen, WANG Fu, SHANG Zhi-wen, et al. Pollution history and source discrimination for the heavy metals in core sediments of Tianjin intertidal zone [J]. *Geological Survey and Research*, 2010, 33(1): 55-62.
- [5] 袁旭音,刘红樱,许乃政,等. 苏北沿海沉积物的化学组成和重金属特征[J]. 资源调查与环境, 2003, 24(3): 204-210.
YUAN Xu-yin, LIU Hong-ying, XU Nai-zheng, et al. Chemical composition and heavy metal characteristics of sediments in the coast, northern Jiangsu Province [J]. *Resources Survey and Environment*, 2003, 24(3): 204-210.
- [6] Ramamoorthy S, Rust B R. Heavy metal exchange processes in sediment-water systems[J]. *Environmental Geology*, 1985, 2: 165-172.
- [7] Salomons W, Rooij D, Kerdijk N M, et al. Sediments as a source for contaminants[J]. *Hydrobiologia*, 1987, 13: 30-38.

- [8] 黄鑫, 柴社立, 张青伟, 等. 吉林省西部土壤中重金属的形态及其潜在生态影响评价[J]. 科学技术与工程, 2010, 10(7): 1717-1722.
HUANG Xin, CHAI She-li, ZHANG Qing-wei, et al. Chemical speciation of heavy metals and its ecological risk assessment in soils of the West Jilin Province[J]. *Science Technology and Engineering*, 2010, 10(7): 1717-1722.
- [9] Srinivasa Reddy M, Shaik Basha, Sravan Kumar, et al. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Alang-Sosiya ship scrapping yard, India [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48: 1055-1059.
- [10] 黄勇, 郭庆荣, 任海, 等. 珠江三角洲典型地区蔬菜重金属污染现状研究[J]. 生态环境, 2005, 14(4): 559-561.
HUANG Yong, GUO Qing-rong, REN Hai, et al. Investigation of heavy metal pollution in vegetables in the Pearl River delta: A case study of Zhongshan and Dongguan [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2005, 14(4): 559-561.
- [11] 窦磊, 马瑾, 周永章, 等. 广东东莞地区土壤-蔬菜系统重金属分布与富集特性分析[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2008, 47(1): 98-102.
DOU Lei, MA Jin, ZHOU Yong-zhang, et al. Distribution and accumulation of heavy metals in soil-vegetable system of Dongguan area, Guangdong Province [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2008, 47(1): 98-102.
- [12] 周建利, 陈同斌. 我国城郊菜地土壤和蔬菜重金属污染研究现状与展望[J]. 湖北农学院学报, 2002, 22(5): 476-480.
ZHOU Jian-li, CHEN Tong-bin. Situation and prospect of research on heavy metal pollution in vegetables and soils for vegetable cultivation in urban areas of China[J]. *Journal of Hubei Agricultural College*, 2002, 22(5): 476-480.
- [13] 周平, 蒙古军. 区域生态风险管理研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29(4): 2097-2104.
ZHOU Ping, MENG Ji-jun. Progress of ecological risk management research: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(4): 2097-2104.
- [14] 张思锋, 刘晗梦. 生态风险评价方法述评[J]. 生态学报, 2010, 30(10): 2735-2744.
ZHANG Si-feng, LIU Han-meng. Review of ecological risk assessment methods[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(10): 2735-2744.
- [15] 陈高武. 重庆都市圈土壤重金属元素迁移富集及生态效应研究[D]. 成都: 成都理工大学博士学位论文, 2008.
CHEN Gao-wu. A study on migration and enrichment of heavy metals in soil and their ecological effects in Chongqing metropolitan area[D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2008.
- [16] 彭景, 李泽琴, 侯家渝. 地质累积指数法及生态危害指数评价法在土壤重金属污染中的应用及探讨[J]. 广东微量元素科学, 2007, 14(8): 13-17.
PENG Jing, LI Ze-qin, HOU Jia-yu. Application of the index of geo-accumulation index and ecological risk index to assess heavy metal pollution in soils[J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2007, 14(8): 13-17.
- [17] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geo Journal*, 1969, 2(3): 108-118.
- [18] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(17): 310-315.
FAN Shuan-xi, GAN Zhuo-ting, LI Mei-juan, et al. Progress of assessment methods of heavy metal pollution in soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(17): 310-315.
- [19] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境出版社, 1990.
China National Environmental Monitoring Center. The background concentrations of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [20] 刘晶, 滕彦国, 崔艳芳, 等. 土壤重金属污染生态风险评价方法综述[J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19(3): 6-11.
LIU Jing, TENG Yan-guo, CUI Yan-fang, et al. Review in ecological risk assessment methods for heavy metal polluted soils[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2007, 19(3): 6-11.
- [21] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉. 基于三角模糊数的沉积物污染生态风险评价[J]. 环境科学, 2008, 29(11): 3206-3212.
ZHOU Xiao-wei, WANG Li-ping, ZHENG Bing-hui. Ecological risk assessment of sediment pollution based on triangular fuzzy number[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(11): 3206-3212.
- [22] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14: 975-1001.
- [23] Pekey H, Karakas D, Ayberk S, et al. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48: 946-953.
- [24] 李莲芳, 曾希柏, 李国学, 等. 北京市温榆河沉积物的重金属污染风险评价[J]. 环境科学学报, 2007, 27(2): 289-297.
LI Lian-fang, ZENG Xi-bai, LI Guo-xue, et al. Heavy metal pollution of Wenyu River sediment and its risk assessment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(2): 289-297.
- [25] 李福燕, 李许明, 吴鹏飞, 等. 三亚市果蔬地重金属空间分布及其污染评价[J]. 生态学杂志, 2010, 29(2): 382-386.
LI Fu-yan, LI Xu-ming, WU Peng-fei, et al. Heavy metals in orchard and vegetable garden soils of Sanya City: Spatial distribution and contamination evaluation[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(2): 382-386.
- [26] GB 15618—1995. 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 1997.
GB 15618—1995. Environmental quality standard for soil[S]. Beijing: Standards Press of China, 1997.
- [27] 韩平, 王纪华, 潘立刚, 等. 北京郊区田块尺度土壤质量评价[J]. 农业工程学报, 2009, 25(增刊2): 228-234.
HAN Ping, WANG Ji-hua, PAN Li-gang, et al. Evaluation of soil quality in suburb of Beijing under field scale[J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, 25(Suppl 2): 228-234.
- [28] 陈怀满, 郑春荣, 周东美, 等. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
CHEN Huai-man, ZHENG Chun-rong, ZHOU Dong-mei, et al. Behaviors of chemical substances and environmental quality in soil[M]. Beijing: Science Press, 2002.
- [29] 林葆, 李家康, 金继运. 化肥与无公害食品[J]. 磷肥与氮肥, 2002:

- 13-23.
LIN Bao, LI Jia-kang, JIN Ji-yun. Fertilizer and nuisanceless food[J]. *Phosphate & Compound Fertilizer*, 2002; 13-23.
- [30] 张彦才, 李巧云, 翟彩霞. 河北省大棚蔬菜施肥状况分析与评价[J]. 河北农业科学, 2005, 9(3): 61-67.
ZHANG Yan-cai, LI Qiao-yun, ZHAI Cai-xia. The condition and appraisal of the vegetable apply fertilizer in greenhouse in Hebei Province[J]. *Journal of Hebei Agricultural Sciences*, 2005, 9(3): 61-67.
- [31] Bolan N, Adriano D, Mahimairaja S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2004, 34(3): 291-338.
- [32] 张树清, 张夫道, 刘秀梅, 等. 规模化养殖畜禽粪主要有害成分测定分析研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(6): 822-829.
ZHANG Shu-qing, ZHANG Fu-dao, LIU Xiu-mei, et al. Determination and analysis on main harmful composition in excrement of scale livestock and poultry feedlots[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2005, 11(6): 822-829.
- [33] 刘荣乐, 李书田, 王秀斌, 等. 我国商品有机肥料和有机废弃物中重金属的含量状况与分析[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 392-397.
LIU Rong-le, LI Shu-tian, WANG Xiu-bin, et al. Contents of heavy metal in commercial organic fertilizers and organic wastes[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2005, 24(2): 392-397.
- [34] 陈同斌, 曾希柏, 胡清秀. 中国化肥利用率的区域分异[J]. 地理学报, 2002, 57(5): 531-538.
CHEN Tong-bin, ZENG Xi-bai, HU Qing-xiu. Utilization efficiency of chemical fertilizers among different counties of China[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2002, 57(5): 531-538.
- [35] Fakoyade S O, Onianwa P C. Heavy metal contamination of soil and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum acutum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria[J]. *Environ Geology*, 2002, 43: 145-150.
- [36] Erel Y, Veron A, Halicz L. Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotopic ratios[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61(21): 4495-4505.
- [37] Wang Q, Kim D, Dionysiou D D, et al. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems: A literature review[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 131: 323-326.
- [38] 李波, 林玉锁, 张孝飞, 等. 沪宁高速公路两侧土壤和小麦重金属污染状况[J]. 农村生态环境, 2005, 21(3): 50-53, 70.
LI Bo, LIN Yu-suo, ZHANG Xiao-fei, et al. Heavy metal pollution of the soils and wheat grains alongside the Shanghai-Nanjing Expressway[J]. *Rural Eco-environment*, 2005, 21(3): 50-53, 70.