

# 松嫩平原产油区农田土壤重金属含量及污染风险评价

崔艳红<sup>1,2</sup>, 孙 鹏<sup>1</sup>, 曹冬梅<sup>3\*</sup>, 陈宝政<sup>4</sup>, 王彦宏<sup>5</sup>

(1. 黑龙江八一农垦大学国家杂粮工程技术研究中心; 农业农村部农产品及加工品质量监督检验测试中心(大庆), 黑龙江 大庆 163319; 2. 东北石油大学化学化工学院, 黑龙江 大庆 163318; 3. 黑龙江八一农垦大学食品学院; 黑龙江省农产品加工与质量安全重点实验室, 黑龙江 大庆 163319; 4. 黑龙江八一农垦大学农学院, 黑龙江 大庆 163319; 5. 黑龙江八一农垦大学园艺园林学院, 黑龙江 大庆 163319)

**摘要:**【目的】为探明松嫩平原石油开采及石化工业活动区周边农田土壤重金属污染分布及风险状况。【方法】在大庆市让胡路区选择代表性农田采集 96 份土壤样品, 测定重金属 (Cd、Hg、Ni、Pb、Cu、Zn、Cr、As) 含量; 在利用地统计学克里金插值法分析重金属含量空间分布特征的基础上, 采用地积累指数法和潜在生态危害指数法对该地区农田土壤重金属污染状况及其生态风险进行评价。【结果】该区土壤中 Cd 和 Ni 的含量分别为土壤背景值的 1.39 倍和 1.27 倍。在对各样点 Pb、Zn、Cu 和 Cr 4 种元素含量分析中, 均出现不同程度的高于土壤背景值的样点。重金属 Cd 的地积累指数平均值为 0.11, 达到轻度~中度污染水平。研究区土壤重金属潜在生态危害风险指数 (RI) 平均值为 84.84, 从大到小为 Cd > Hg > Ni > As > Pb > Cu > Zn > Cr, 其中 Cd 的 RI 值最大为 190.23, 达到中等生态危害范围。研究区农田土壤重金属含量在空间分布上表现为: Cd、Zn 和 Pb 含量高值区出现在中部地区, 其它重金属元素含量高值区分布比较零散。【结论】研究区域内, 8 种重金属含量的平均值均低于风险筛选值, Cd 和 Ni 两种重金属平均含量超出了背景值, 从地积累指数来看, Cd 污染等级为 1 级, 其它 7 种元素均处于无污染水平。从潜在生态风险分析可知, 该区域污染程度属于轻度生态危害范围。

**关键词:** 农田土壤; 土壤重金属; 地积累指数; 潜在生态危害指数

**中图分类号:** S151.9 **文献标识码:** A **文章编号:** 0564-3945(2022)05-1182-12

DOI: 10.19336/j.cnki.trtb.2022012604

崔艳红, 孙 鹏, 曹冬梅, 陈宝政, 王彦宏. 松嫩平原产油区农田土壤重金属含量及污染风险评价 [J]. 土壤通报, 2022, 53(5): 1182-1193

CUI Yan-hong, SUN Peng, CAO Dong-mei, CHEN Bao-zheng, WANG Yan-hong. Heavy Metal Contents and Pollution Risk Assessment in Farmland Soil of the Oil Producing Areas on the Songnen Plain[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(5): 1182-1193

【研究意义】土壤重金属是指相对密度大于  $4.5 \text{ g cm}^{-3}$  的金属元素或类金属, 主要包括镉 (Cd)、汞 (Hg)、镍 (Ni)、铅 (Pb)、铜 (Cu)、锌 (Zn)、铬 (Cr) 和类金属砷 (As) 等<sup>[1-2]</sup>。近几十年来伴随着社会经济的发展, 城市化、工业化和农业集约化等活动使农田土壤重金属污染程度呈现不断增加的趋势。土壤重金属污染也是世界各国共同面临的主要环境问题之一, 我国作为发展中国家, 部分地区因土壤状况堪忧而受到社会和学者们的广泛关注。2016 年国家相关部门出台了《土壤污染防治行动计划》, 主要包括十个方面内容, 简称“土十条”, 土

十条明确要求开展农用地土壤环境质量调查, 从而保障农业生产环境安全<sup>[3]</sup>。生态环境部土壤环境管理和科技标准司组织制定了《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018), 该标准在农用地土壤污染风险管控方面规定了风险筛选值和管制值<sup>[4]</sup>, 更新了监测、实施与监督要求方面的实际条款。因此如何开展农田土壤重金属污染评价是一个热点课题。

【前人研究进展】国内外学者对土壤重金属污染评价方面的研究主要包括土壤污染状况调查、污染物来源解析、时空变化特征、潜在生态健康风险

收稿日期: 2022-01-26; 修订日期: 2022-03-30

基金项目: 黑龙江八一农垦大学校内培育课题资助计划 (XZR2016-14)、国家重点研发计划项目 (2018YFE0206300) 和大庆市指导性科技计划 (zd-2019-51) 资助

作者简介: 崔艳红 (1977-), 女, 黑龙江省哈尔滨市, 博士研究生, 助理研究员, 主要从事土壤重金属污染评价及修复研究。E-mail: 422536337@qq.com

\*通讯作者: E-mail: caodong3018@sina.com

评价和农作物中重金属污染状况分析等内容<sup>[5-9]</sup>。伴随着逐年发展,地积累指数法和潜在生态风险指数法成为评价土壤重金属污染的较常用方法。1979年,德国学者 Muller<sup>[10]</sup>首次提出地积累指数,利用地积累指数法研究了莱茵河沉积物中的重金属污染程度,并提出了分级标准,为用于土壤重金属污染评价和分级标准奠定了基础。2019年, Suwanmanon 等<sup>[11]</sup>运用地积累指数法分析了韩国 Jeon-Buk 省 15 个工业综合体附近农田土壤重金属污染程度,建立了一定的评价体系。张丽等<sup>[12]</sup>运用地积累指数法对云南省滇东南部农田土壤重金属分布特征及污染风险进行了评价。潜在生态危害指数法是瑞典学者 Hakason<sup>[13-14]</sup>在 1980 年最先提出的,引入沉积学相关内容对重金属进行风险评估的思想,近年来得到广泛应用。2017年,阿吉古丽·马木提等<sup>[15]</sup>利用潜在生态风险指数法对开都河下游绿洲耕地进行潜在风险评价。2019年, Mungai 等<sup>[16]</sup>利用潜在生态风险指数法评价了肯尼亚郊区土壤重金属污染状况。【本研究切入点】大庆是中国重要的石油工业城市,位于黑龙江省西南部,松嫩两江分别从西面和南面环绕而过,其境内无江无河,处于松辽盆地中央坳陷区北部,是一个排水不畅的闭流区。大庆市让胡路区是全国最大的石油石化生产基地,经济发展水平居于大庆市所辖各县区前列。几十年间石油资源的大规模开采、石化加工,周边农田土壤很有可能受到重金属的胁迫。以往研究多集中在主城区和周边草原土壤的重金属污染<sup>[17-20]</sup>,而对该地区农田土壤重金属评价的研究较少<sup>[21]</sup>,近五年未见文献报道。【拟解决的问题】本研究对松嫩平原产油区大庆市让胡路区的农田土壤进行了采样分析,遵循 GB 15618—2018 中的方法及仪器要求对样品进行重金属含量分析,首次对该研究区采用地理信息系统软件处理数据掌握各重金属元素空间分布情况,采用地积累指数法和潜在生态指数法相结合的方法进行研究区农田土壤重金属污染的评价,解析各元素间的相关性,填补该地区农田土壤重金属含量评价及空间分布特征研究存在的空白,以期为松嫩平原产油区农田土壤重金属污染的综合评价、来源分析和治理提供准确的数据支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

大庆市让胡路区所辖范围的农田,地理位置

46°24'50"~47°01'55" N, 124°33'18"~125°03'11" E。属于中温带大陆性季风气候区。海拔高度在 145~155 m 之间。年平均气温为 3.8 ℃,年降水量为 457.0 mm 偏多。全区土壤西半部以风沙土为主,东半部以草甸土和黑钙土为主,主要农作物为玉米。该区石化资源丰富,各类石油化工企业约有 100 家,目前天然气储备 9.75 亿 m<sup>3</sup>、原油 3000 万 t,有各类化工原料及中间体,聚丙烯、轻烃等年生产能力达 100 万 t<sup>[17]</sup>。

### 1.2 土壤样品的采集与预处理

2021 年 4 月在研究区进行耕作层(0~20 cm)土壤样品采集。根据全国土壤污染状况调查点位布设技术规程中全面性兼顾采样现场可行性原则,按照《农田土壤环境质量监测技术规范》(NY/T 395—2012)要求,贯穿让胡路区西北到东南,按随机布点方法布设采样点,采用手持 GPS 进行采样定位,在约 100 m × 100 m 的范围内采集 5 点的土壤样品进行充分混合,形成 1 份土壤混合样品,置于聚乙烯袋内封存。共采集 96 份土壤样品,带回实验室后及时风干,挑去石块、根、茎及各种新生体、侵入体等,然后用擀土杖碾碎,用玛瑙研钵研磨至全部通过 100 目尼龙网筛备用。采样点布置见图 1。

### 1.3 测定指标与方法

对所采集的耕地土壤样品测定 8 种重金属元素含量情况,这 8 种重金属元素为砷(As)、汞(Hg)、铬(Cr)、铜(Cu)、镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)和镍(Ni),其中 Pb 和 Cd 的测定采用石墨炉原子吸收分光光度法(GB/T 17141—1997),仪器型号为美国 PE-AA900Z;总 Hg 和总 As 的测定用原子荧光光谱法(GB/T 22105.1—2008 和 GB/T 22105.2—2008),仪器型号为北京海光仪器有限公司生产的 AFS—9531;Cu 和 Zn 的测定采用电感耦合等离子体发射光谱(ICP-OES)法(LY/T 3129—2019),仪器型号为美国 PE 公司生产的 Optima8000,总 Cr 和 Ni 的测定用火焰原子吸收分光光度法(HJ 491—2019);土壤样品前处理使用北京普立泰科生产的 PT-60 型智能石墨消解仪消解;土壤 pH 值测定采用 NY/T 1121.2—2006 方法;土壤有机质的测定采用 NY/T 1121.6—2006 方法;土壤盐分的测定采用 NY/T 1121.16—2006 方法。测定过程根据土壤中不同元素重金属含量加入相应国家标准土壤样品(GSS7、GSS10)进行分析质量控制,标准土样的回收率在 97%~102% 之间。评价标准为土壤环境质

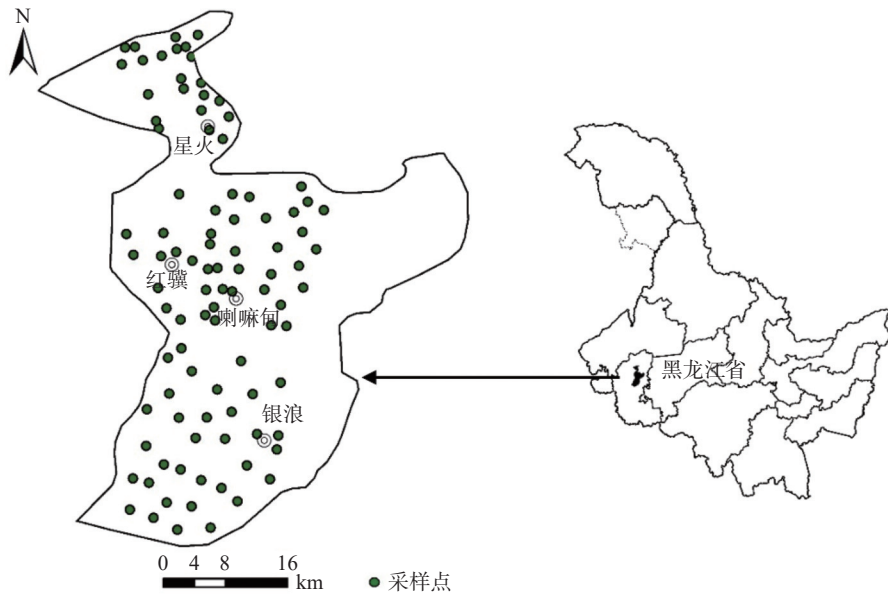


图 1 研究区位置及采样点分布图

Fig.1 Position in the study area and the sampling point distribution

量标准 (GB 15618—2018)。测定实验在农业农村部农产品及加工质量监督检验测试中心 (大庆) 完成, 土壤样品重复样数量按该中心检测程序要求进行。

1.4 耕地土壤重金属污染评价方法

本研究对所研究区域的耕地土壤重金属评价采用地积累指数法和潜在生态危害指数法进行评价。地积累指数的计算方法<sup>[11-12]</sup>如下:

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{K \times B_n} \right) \quad (1)$$

公式 (1) 中:  $C_n$  为某个样品的某种重金属元素含量;  $B_n$  为所测元素的地球化学背景值, 大庆地处松嫩平原中部, 目前国内外很少报道农用耕地土壤背景值质量标准, 大多研究采用区域土壤背景值, 故  $B_n$  取松嫩平原土壤背景值<sup>[22]</sup> (见表 1);  $K$  为背景值的变动而取的系数, 一般取值为 1.5, 考虑了各地岩石差异可能会引起的背景值的变动<sup>[22]</sup>; 计算得出的地积累指数结果按照分级标准评定污染程度 (见表 2)。

潜在生态危害指数法用定量方法划分所造成的

潜在生态风险的等级。采用式 (2) 和式 (3) 分别计算某个单项重金属指标胁迫的潜在生态危害系数 ( $E_i$ ) 与多项重金属指标胁迫累积效应的潜在生态危害指数 ( $RI$ )。

$$E_i = T_i \times \frac{C_i}{C_0} \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i \quad (3)$$

式中:  $C_i$  为环境中重金属的含量结果;  $C_0$  为计算参比值, 选取表 1 中元素的土壤背景值  $B_n$  值;  $T_i$  为某个元素的毒性系数, 依据 Hakanson<sup>[23]</sup> 和徐争启的数值<sup>[24]</sup> (见表 1)。计算结果与表 3 比较来判断土壤所受重金属危害的程度。

1.5 数据处理

重金属元素含量的修约依据检测方法要求保留, 重金属含量空间分布采用 ArcGIS 10.2 中地统计模块克里金插值进行地统计分析制图。运用 Microsoft Excel2019 软件和 SPSS20.0 对数据进行统计分析。

表 1 大庆地区 8 种重金属的背景值及其毒性系数  
Table 1 Background values ( $B_n$ ) and toxic-response factor ( $T_i$ ) of 8 heavy metals in soil of Daqing area

元素 Element	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
背景值 $B_n$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	0.079	0.016	9.33	22.7	50.82	18.74	24.16	57.34
毒性系数 $T_i$	30	40	10	5	2	5	5	1

注: 表中数据来源参考文献<sup>[22-24]</sup>。

表 2 地累积指数( $I_{geo}$ )分级标准Table 2 Grading standards of the geo-accumulation index ( $I_{geo}$ )

地累积指数 $I_{geo}$	分级 Grade	污染程度 Pollution degree
$I_{geo} \leq 0$	0	无污染
$0 < I_{geo} \leq 1$	1	轻度—中等污染
$1 < I_{geo} \leq 2$	2	中等污染
$2 < I_{geo} \leq 3$	3	中等—强污染
$3 < I_{geo} \leq 4$	4	强污染
$4 < I_{geo} \leq 5$	5	强—极严重污染
$5 < I_{geo} \leq 10$	6	极严重污染

注:表中分级标准见参考文献<sup>[13]</sup>。表 3 潜在危害系数( $E_i$ )和生态危害指数( $RI$ )分级标准Table 3 Grading standards of potential ecological risk factors ( $E_i$ ) and ecological risk indices ( $RI$ )

潜在危害系数 $E_i$	生态危害指数 $RI$	潜在风险程度 Potential risk level
$<40$	$<150$	轻度生态危害
$40 \leq E_i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
$80 \leq E_i < 160$	$300 \leq RI < 600$	较强生态危害
$160 \leq E_i < 320$	$\geq 600$	很强生态危害
$\geq 320$		极度生态危害

注:表中分级标准见参考文献<sup>[14]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 周边农田土壤重金属含量情况

Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 八种重金属元素含量统计情况见表 4 (原始数据见 SI 中表 1)。所有土样 pH 值在 7.02 ~ 9.60 之间,均为碱性土壤;有机质含量为 13.5 ~ 45.0 g kg<sup>-1</sup> 之间,处于中等的水平;水溶性盐含量范围为 0.19 ~ 1.86 g kg<sup>-1</sup>。根据 GB 15618—2018 中的分级和分类原则,按照 pH 值范围和土壤采样地情况分别执行不同标准值<sup>[4]</sup>,农田土壤执行二级标准,表 4 中列出了相应风险筛选值。富集比例为超过所采用的背景值的样品个数占总样

品个数的比例。将测定结果(表 4)与土壤背景值(表 1)对比发现,Cd 和 Ni 两种重金属富集比例较高,平均含量均明显超出了背景值,分别为土壤背景值的 1.39 倍和 1.27 倍,各项元素均未超出风险筛选值。变异系数反映了各土壤样点重金属元素因子含量的离散程度。从表 4 可知,根据土壤重金属含量变异系数分析,重金属的离散程度分别为:Cr > Pb > Zn > Cd > Ni > Hg > As > Cu。根据变异程度分类,高变异(变异系数 > 36%)占比例较大,其中 Cr、Pb、Zn、Cd 和 Ni 5 种元素属于高变异,各样点之间数值相差较大,各项元素变异程度较高,当变异程度 > 50% 时,说明可能受到人为来源的影响<sup>[25]</sup>。中等变异程度(15% < 变异系数 < 36%)所占比例较小,Hg 元素属于中等变异程度,As 和 Cu 变异程度较低。研究区农田土壤重金属元素不同程度地出现了 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 超过所取背景值的样点。

### 2.2 研究区农田土壤重金属含量分布

利用 Arcgis 的地统计学模块,对各种重金属元素进行克里金插值分析,可以直观地表示重金属含量的空间分布。由图 2 可以看出,研究区土壤中重金属 Cd 元素高含量区主要分布在中部的西部地区和东部地区,南部地区有零星出现。结合农田采样点实际情况,出现这一现象可能是因为大庆石油资源分布范围广,这些采样点周边存在一定数量的抽油机和停用废弃的油井,可能会产生一定数量的含油污水、污泥及落地原油。而且国道 G301、黑龙江省道 S505 和哈齐铁路分别贯穿研究区域中部的东西两侧,加之海拔地势低,地表径流水排泄渗透不畅,农业生产时使农业机械操作时间推迟。交通工具产生的尾气、淤积污泥和大气沉降均会造成土壤中 Cd

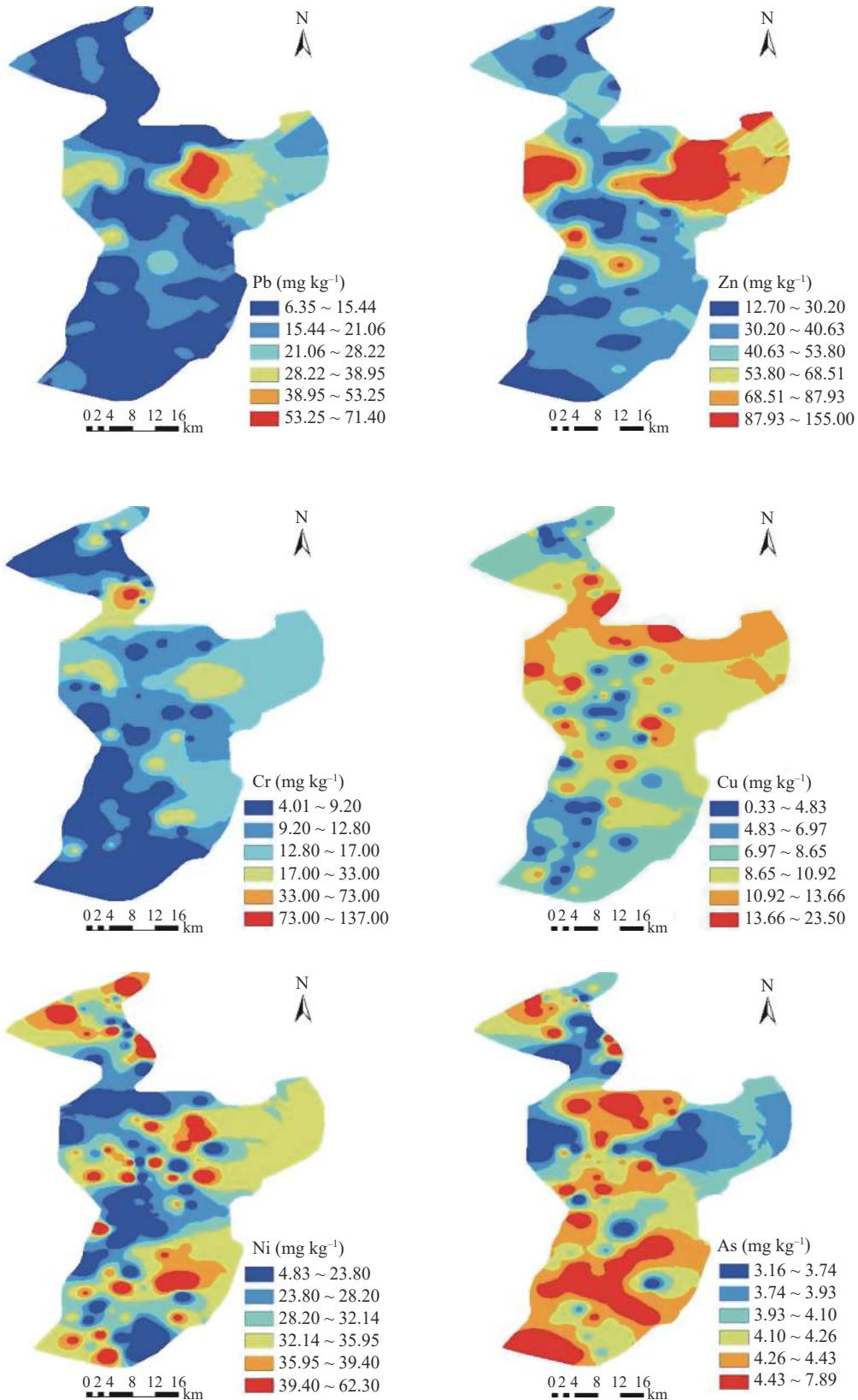
表 4 农田土壤重金属含量统计值  
Table 4 Statistics on soil heavy metal content in farmland

元素 Element	最小值 Minimum (mg kg <sup>-1</sup> )	最大值 Maximum (mg kg <sup>-1</sup> )	平均值 Arithmetic mean (mg kg <sup>-1</sup> )	标准差 Standard deviation	变异系数 Coefficient of Variation (%)	富集比例 Enrichment ratio	风险筛选值 Risk screening value (mg kg <sup>-1</sup> )
Cd	0.033	0.41	0.11	0.071	65.12	53/96	0.60
Hg	0.00304	0.0157	0.0102	0.0030	29.61	0	3.40
As	3.16	4.89	4.16	0.52	12.42	0	25
Pb	6.35	71.4	16.9	11.62	68.83	13/96	170
Cr	4.01	137	11.7	14.52	124.12	1/96	250
Cu	0.33	23.5	8.89	4.05	4.49	4/96	100
Ni	4.83	62.3	30.8	14.46	46.89	58/96	190
Zn	12.70	155	42.4	28.45	67.13	11/96	300
pH	7.02	9.60	8.09	0.33	4.03	—	—
有机质	13.50	45.00	22.51	5.29	23.52	—	—
水溶性盐	0.19	1.86	0.86	0.37	43.23	—	—

注: pH 无单位,水溶性盐的单位为 g kg<sup>-1</sup>,有机质的单位为 g kg<sup>-1</sup>。

积累,使该地区 Cd 含量结果偏高。Ni 含量较高的区域主要分布于中部喇嘛甸镇周边和南部靠近牧场和乡镇居民聚集区附近的耕地,北部地区也有出现。研究区中部共同出现了 Pb 和 Zn 超出背景值的点位,

中北部部分地区出现了 Cu 超出背景值的点位,此外星火牧场还出现了 1 处 Cr 超出背景值的点位。星火牧场自然资源保护程度较高,出现个别重金属元素含量超出背景值现象,也存在自然背景值本身就高



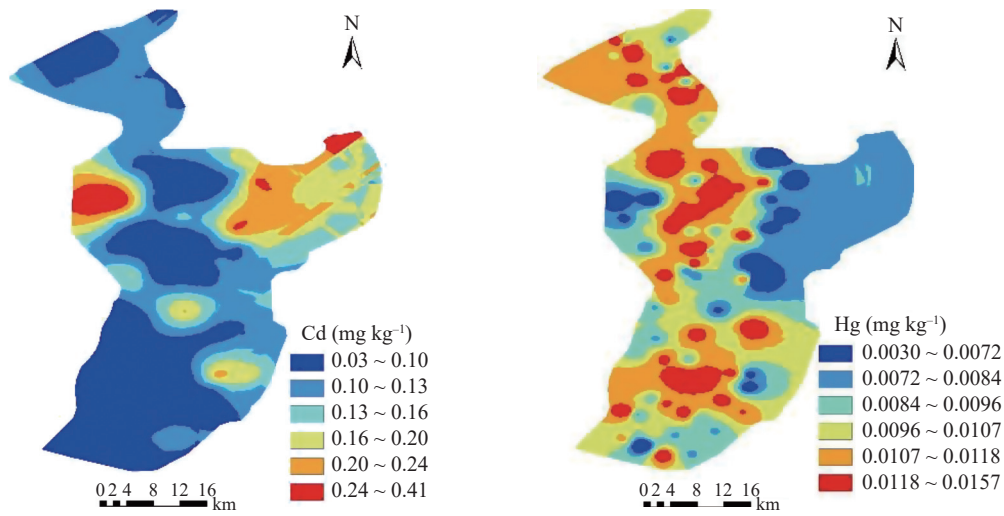


图2 研究区土壤重金属含量空间分布图

Fig.2 Spatial distribution of soil heavy metal content in the study area

的原因所致。Hg 含量高值区主要出现在中北部和南部地区。与其它 7 种重金属元素的分布比较, As 含量空间分布相对均匀, 变化不明显。

### 2.3 研究区农田土壤重金属污染评价

**2.3.1 用地积累指数评价法评价** 从表 5 中可以看出, 重金属 Cd 的地积累指数平均值为 0.11, 已达到轻度—中度污染, 污染等级为 1 级。从地积累指数频率计算结果表 6 中可以看出, 总样品中 Cd 元素达到轻度到中度污染的点位有 36 个, 频率达到 37.5%。受到中等程度污染的点位有 7 个, 频率达到 7.3%。说明样品中 Cd 的含量相对较平均, 整体土壤中 Cd 的含量已达到了污染的水平。研究区的其它 7 种重金属元素地积累指数平均值都小于零, 整体表现为未受到 7 种元素的污染。但均不同程度的出现了达到轻度和轻度到中度污染的点位。Pb 元素达到轻度到中度污染的点位有 4 个, 频率为 16.7%。Ni 元素达到轻度到中度污染的点位有 7 个, 频率为 7.3%。Zn 元素达到轻度到中度污染的点位有 10 个, 频率达

到 10.4%。Cr 元素达到中度污染的点位有 1 个, 频率达到 1.0%。以上分析可见, 该地区有一部分土壤可能同时受到上述 5 种元素不同程度的污染, 只有 Hg、As 和 Cu 元素未达到污染等级。

**2.3.2 用潜在生态风险指数法评价** 运用潜在生态风险指数法计算得到单个重金属总量的潜在生态风险指数 ( $Er^i$ ) 和多种重金属总量的生态风险综合指数 ( $RI$ ) 见表 7。从研究区农田土壤单个重金属的潜在生态风险指数结果 (表 7) 可见, Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 潜在生态风险指数值分别为 41.30、25.40、4.46、3.72、0.46、2.37、6.38 和 0.74。从大到小为  $Cd > Hg > Ni > As > Pb > Cu > Zn > Cr$ 。重金属总量  $RI$  平均值为 84.84, 属于轻度生态危害范围。但个别样点潜在生态风险指数 ( $Er^i$ ) 若采用最大值计算得到的多种重金属总量的生态风险综合指数  $RI$  最大值为 190.23, 也达到了中等生态危害程度。从研究区潜在生态风险数值看, 表现出 Cd 和 Hg 相对数值较高, 生态危害相对较强。其它元素 Cu、

表 5 重金属元素地积累指数  $I_{geo}$  及分级  
Table 5 The geo-accumulation index ( $I_{geo}$ ) and the grading of heavy metals

元素 Element	样本数 (个) Number of samples	$I_{geo}$			污染程度 Pollution degree	等级 Grade
		最小值 Minimum	平均值 Arithmetic mean	最大值 Maximum		
Cd	96	-0.70	0.11	1.79	轻度—中等污染	1
Hg	96	-2.98	-1.32	-0.61	无污染	0
As	96	-2.15	-1.76	-1.52	无污染	0
Pb	96	-2.42	-1.21	1.07	无污染	0
Cr	96	-4.25	-3.10	0.84	无污染	0
Cu	96	-6.40	-1.89	-0.26	无污染	0
Ni	96	-2.91	-0.44	-0.78	无污染	0
Zn	96	-2.76	-1.23	0.85	无污染	0

表 6 8 种土壤重金属元素地积累指数( $I_{geo}$ )分级及频率分布  
Table 6 Frequency distribution of  $I_{geo}$  grading of 8 heavy metals in soils

元素 Element	等级 Grade	污染程度 Pollution degree	频数 Number	频率 Frequency (%)
Cd	0	无污染	53	55.2
	1	轻度—中等	36	37.5
	2	中等	7	7.3
Hg	0	无污染	96	100
As	0	无污染	96	100
Pb	0	无污染	89	92.7
	1	轻度—中等	7	7.3
	2	中等	0	0
Cr	0	无污染	95	99.0
	1	轻度—中等	0	0
	2	中等	1	1.0
Cu	0	无污染	96	100
Ni	0	无污染	59	61.5
	1	轻度—中等	37	38.5
Zn	0	无污染	86	89.6
	1	轻度—中等	10	10.4

表 7 土壤重金属总量的潜在生态风险指数  
Table 7 Potential ecological risk index of total soil heavy metals

项目 Item	$E_r^i$								$Rf$
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	
均值	41.30	25.40	4.46	3.72	0.46	2.37	6.38	0.74	84.84
最小值	12.35	7.59	3.39	1.40	0.16	0.09	1.00	0.22	45.83
最大值	155.9	39.33	5.25	15.72	5.38	6.27	12.90	2.71	190.23

Zn、Cr、Pb、Ni 和 As 相对数值较低,生态危害相对较弱。土壤是一个复杂的体系,尚需进一步分析重金属含量之间相关性。

#### 2.4 研究区农田土壤重金属相关性分析

由表 4 分析可见,有 5 种重金属达到高变异程度,1 种重金属达到中等变异程度,空间变异相对显著,说明重金属在该区内分布极不均匀,多年来可能受人为活动影响。可见该地区土壤重金属含量不只是受土壤本底值影响,还可能受到外来干扰,因此需要通过相关性分析来判断土壤重金属来源是否相同。由表 8 可知,土壤中 Cd 与 Pb、Cu、Zn 含量均存在显著正相关 ( $P < 0.01$ ),同源性较高。因此推测它们之间来源可能存在一致性,石油石化工业活动或者施入肥料等对该地区农田土壤重金属存在着一定的影响。Cd 与 Cr、Ni 相关性较弱,说明 Cr 和 Ni 的来源途径与 Cd 不同。

### 3 讨论

#### 3.1 土壤基本理化指标和重金属含量情况

监管技术的关键首先在于收集农田土壤污染普查数据,建成普查数据库,以利于合理规划污染控制区。2022 年我国即将开展第三次全国土壤普查,

盐碱地是重要的普查对象,大庆是土地盐碱化比较严重的地区之一<sup>[19]</sup>,李鑫等<sup>[21]</sup>对大庆市大同区 4 个乡镇农田土壤测试分析得出,土壤 pH 值平均值为 8.0,最小值为 6.88,最大值为 8.72,除个别采样点以外,均为碱性土壤。本研究区内土壤 pH 值平均值为 8.02,最小值为 7.02,最大值为 9.60,全部属于碱性土壤,从 pH 值结果可以比较出个别采样点碱性较强。在 GB 15618—2018 中,不同的土壤 pH 值,污染物风险筛选值和管制值限值是不同的,土壤 pH 值是划分重金属污染物限值的前提条件。有机质是土壤肥力的核心指标,辛蕊等<sup>[19]</sup>分析了大庆农牧业区有机质含量范围为 5.47~8.3 mg kg<sup>-1</sup>,本研究区有机质含量范围为 13.5~45.0 g kg<sup>-1</sup>之间,伴随着人们养地投入意识的增强,农田土壤有机质养分含量高于农牧业区。土壤中水溶性盐积累到一定程度,会影响作物的正常生长,了解土壤盐分的动态是预测土壤次生盐渍化的必要数据,关于水溶性盐分这一基本常规理化项目,在该研究区未见前人文献报道,本研究填补了这项数据空白。在测试了以上农田土壤基本理化指标基础上,与以往研究相比,本研究结果中 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量不同程度地出现了超过所取背景值的样点,其中四种元素 Cd、Cr、

表 8 土壤重金属元素间相关性分析(n=96)  
Table 8 Correlation analysis for heavy metals in soil (n=96)

元素 Element	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Hg	As
Pb	1							
Cd	0.508**	1						
Cr	0.231**	0.191	1					
Cu	0.215*	0.416**	0.011	1				
Ni	0.219*	-0.159	0.083	-0.232*	1			
Zn	0.658**	0.819**	0.244*	0.375**	-0.131	1		
Hg	-0.159	-0.477**	0.006	-0.178	0.170	-0.318**	1	
As	-0.433**	-0.665**	-0.192	-0.213*	0.182	-0.603**	0.391**	1

注: 双尾检验, \*\*表示在  $P < 0.01$  水平上显著, \*表示在  $P < 0.05$  水平上显著。

Cu 和 Ni 高于背景值与赵淑莘等<sup>[26]</sup>对大庆旱田样点分析结论一致, Pb 元素超出背景值与其不同。产生这样的结果可能是出现了新的污染源, 有待于进一步追溯。李晶娜等<sup>[18]</sup>对大庆市主城区重金属污染研究得出 Cd 属于中等生态危害, Pb、Ni 和 Cr 均高于自然本底值。与以上研究趋势符合度较高, 说明农业区和城市生活区重金属间存在着一定的相关性和同源性<sup>[27]</sup>。而且研究区土壤样品中 Cd、Pb、Cu 和 Zn 含量的最大值和平均值分别高于世界卫生组织 (WHO) 和联合国粮农组织 (FAO) 的限值标准 (WHO 为 0.3、20、4 和 50  $\text{mg kg}^{-1}$ , FAO 为 0.01、5、0.2 和 2.0  $\text{mg kg}^{-1}$ )<sup>[7]</sup>。

### 3.2 研究区土壤重金属污染评价方法

从地积累指数角度分析, 辛蕊等<sup>[19]</sup>对大庆城区重金属污染研究得出 Cd 是主要贡献者。陈世保等也分析指出, 工业大气沉降和污灌是导致我国部分省区农田土壤 Cd 污染的主要原因之一<sup>[28]</sup>, 本研究结果与此相一致。研究区有一部分土壤可能同时受到 Cd、Ni、Pb、Zn 和 Cr 5 种元素不同程度的污染, 结果与李鑫等<sup>[21]</sup>对大庆市大同区农田土壤重金属污染评价结果有较高一致性, 说明同时可能受到多种重金属元素的胁迫, 也与陈雅丽等报导近十年我国东北地区土壤污染的主要重金属元素为 Cd, 并出现 Pb、Zn 等的富集相符合<sup>[8]</sup>。运用地积累指数方法评价时需要注意考虑环境地球化学背景值、各地岩石差异引起背景值变化的系数, 这些因素要因地制宜, 不能简单的照搬照抄。按地积累指数评价标准出现上述 Cd 达到轻度~中度污染结果, 与土壤背景值选取有关, 本研究选取区域背景值即松嫩平原黑龙江南部为背景值, 若与黑龙江省 Cd 的背景值 0.09  $\text{mg kg}^{-1}$ <sup>[26]</sup>比较, 根据中国对土壤元素是以某元素自然本底平均值加上二倍标准差为污染起始值的评价标准<sup>[18]</sup>, 这样 Cd 的污染起始值为 0.22  $\text{mg kg}^{-1}$ , 或者与 GB

15618—2018 中风险筛选值 0.60  $\text{mg kg}^{-1}$  比较, 地积累指数值都是  $\leq 0$ , 这样考虑污染程度应该属于无污染。运用潜在生态风险指数法角度分析, 本研究呈现出 Cd 和 Hg 生态危害相对较强, 汤洁等<sup>[17]</sup>曾对大庆市建成区土壤重金属潜在生态危害得出 Hg 和 Cd 为生态风险因子, 说明污染因子可能从主城区扩散到周边农田。根据本研究数据可以看出, 采用地积累指数法和潜在生态指数法相结合的方法的优势在于地积累指数法是将每个样点的污染状况体现出来, 反应重金属元素分布特征及污染程度, 又能够评价人为活动对环境造成的影响。潜在生态风险指数法能表征出土壤环境中毒性的影响, 体现某一重金属的影响, 找出主要贡献者, 同时也能描述出多种重金属的综合影响, 是地积累指数评价方法的有益补充, 二者结合起来, 更加全面的评价了研究区农田土壤受重金属污染和危害程度。

### 3.3 重金属含量空间分布及相关性

基于地统计学和地理信息系统, 采用克里格空间插值法可模拟土壤重金属的空间结构, 直观地表示研究区土壤重金属的空间变异与分布, 是近十余年国内外学者应用较多的方法, 李富等研究了哈尔滨松江湿地的重金属空间分布情况<sup>[13]</sup>, 刘瑞雪等利用克里金插值法对湘潭县农田土壤样本点进行插值, 得到 8 种土壤重金属含量的空间分布特征和规律<sup>[14]</sup>。本研究分析得出 Cd 富集比例较高, 从重金属含量空间分布图可以直观看出, 研究区中 Cd 空间分布没有呈现地带性分布规律, 空间分布比较零散, 而且极不均匀。据文献报道, 土壤重金属污染的来源是多方面的, 其中重金属 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的污染来源主要来自人类活动, 属人为源金属<sup>[31-32]</sup>。本研究也反映出研究区中 Ni 的富集比例较高, 张继舟等对大庆周边草原采样分析也得出 Ni 部分样点超过背景值现象<sup>[20]</sup>。而以上这些区域恰处于陆上油田、石油化工基



地和商贸经济繁荣地区的周边,工业生产和交通运输含 Ni 污染物排放很可能是造成研究区耕地重金属 Ni 含量略高的主要人为原因。Cr 变异系数相差较大,也表现出重金属空间分布不均匀<sup>[29-30]</sup>。中北部和南部地区出现 Hg 含量高值区,可能与施肥和污灌等农业活动有关<sup>[14]</sup>。此外,不同地貌成因的土壤中重金属元素有明显区别,研究区的地形地貌发育于河湖冲积物母质,属于淤土、碱性土和盐性土,土壤重金属含量也容易升高<sup>[33]</sup>。本研究发现,在重金属含量高的采样点地块中,雨季过后有大量水淤积,使收获期延迟约 15~45 天。石油化工和燃烧尾气等的大庆沉降,或随雨水落至地面,淤积污水通过地表径流无法排泄,可能是引起重金属元素含量升高的另一种重要原因。相关性分析法可以用来判别农田土壤中重金属来源,重金属间相关性程度越高,说明重金属元素间具有很大程度上的同源关系,或者存在复合污染<sup>[15]</sup>。本研究中出现 Cd 与 Pb 含量通过了 0.01 水平的显著性检验,相关系数较高,说明 Cd 与 Pb 来源具有较大的同源性。在关注 Cd 的同时,也要兼顾是否存在 Pb 的复合污染隐患。

## 4 结论

研究区农田土壤中 Cd 和 Ni 两种重金属质量平均值分别高于松嫩平原土壤背景值,8 种重金属元素含量的平均值均低于 GB 15618—2018 中的土壤污染风险筛选值。空间分布分析表明,属于轻度~中度污染的土壤重金属 Cd 主要处在中部地区东西两侧,元素高含量区域整体表现比较零散。

以区域背景值松嫩平原黑龙江省南部为背景值,从地积累指数角度分析,研究区土壤重金属 Cd 的地积累指数平均值达到轻度~中度污染,污染等级为 1 级。其它 7 种重金属元素处于无污染等级。从潜在生态风险指数法来分析,属于轻度危害范围。

该区农田土壤中 8 种重金属的相关性分析表明,Cd 与 Pb、Cu、Zn 含量均存在显著正相关 ( $P < 0.01$ ),推测这 4 种元素来源相同,可能与周边石油石化工业活动及农资投入等农业生产活动有关。建议引起有关部门重视,避免因土壤重金属含量超标引发粮食安全问题。

## 参考文献:

- [1] 余涛,蒋天宇,刘旭,等.土壤重金属污染现状及检测分析技术研究进展[J].中国地质,2021,48(2):460-476.
- [2] Husein H H M, Kalkha M, Jrdi A A, et al. Urban soil pollution with heavy metals in hama floodplain, syria[J]. *Natural Resources*, 2019, 10(6): 187-201.
- [3] 陈卫平,谢天,李笑诺,等.中国土壤污染防治技术体系建设思考[J].土壤学报,2018,55(3):557-568.
- [4] 中华人民共和国环境保护部. GB 15618—2018土壤环境质量标准[S].北京:中国环境出版社,2018
- [5] 贾晓琳.区域土壤重金属污染的源汇空间分析和时空模拟研究[D].杭州:浙江大学,2020.
- [6] Brito A, Boechat C L, Sena A, et al. Assessing the distribution and concentration of heavy metals in soils of an agricultural frontier in the brazilian cerrado[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2020, 231(8): 1-15.
- [7] Ennaji W, Barakat A, Baghdadi M E, et al. Heavy metal contamination in agricultural soil and ecological risk assessment in the northeast area of tadla plain, morocco[J]. *Journal of Sedimentary Environments*, 2020, 5(4): 307-320.
- [8] 于旦洋,王颜红,丁苻,等.近十年来我国土壤重金属污染源解析方法比较[J].土壤通报,2021,52(4):1000-1008.
- [9] 王玉军,吴同亮,周东美,等.农田土壤重金属污染评价研究进展[J].农业环境科学学报,2017,36(12):2365-2378.
- [10] 陈泽华,焦思,余爱华,等.土壤重金属污染评价方法探析——以南京市为例[J].森林工程,2020,36(3):28-36.
- [11] Suwanmanon S, Kim K I. Heavy metals and pollution index of agricultural soils around industrial complexes in the jeon-buk regions of korea[J]. *Korean Journal of Agricultural Science*, 2019, 46(4): 799-811.
- [12] 张丽,张乃明,包立,等.滇东南农田土壤重金属分布特征及污染风险评价[J].土壤通报,2020,51(2):473-480.
- [13] 李富,刘赢男,郭殿凡,等.哈尔滨松江湿地重金属空间分布及潜在生态风险评价[J].环境科学研究,2019,32(11):1869-1878.
- [14] 刘瑞雪,乔冬云,王萍,等.湘潭县农田土壤重金属污染及生态风险评价[J].农业环境科学学报,2019,38(7):1523-1530.
- [15] 阿吉古丽·马木提,麦麦提吐尔逊·艾则孜,艾尼瓦尔·买买提,等.开都河下游绿洲耕地土壤重金属污染及潜在生态风险[J].环境科学学报,2017,37(6):2331-2341.
- [16] Mungai T M, Wang J. Heavy metal pollution in suburban topsoil of nyeri, kapsabet, voi, ngong and juja towns, in kenya[J]. *SNA pplied Sciences*, 2019, 1(9): 1-11.
- [17] 汤洁,陈初雨,李海毅,等.大庆市建成区土壤重金属潜在生态危害和健康风险评价[J].地理科学,2011,31(1):117-122.
- [18] 李晶娜,张思冲,周晓聪,等.大庆城区土壤重金属污染及潜在生态危害研究[J].中国农学通报,2008,(11):428-432.
- [19] 辛蕊,张思冲,周晓聪,等.大庆城区土壤重金属污染及相关性分析[J].中国农学通报,2008,(9):416-420.
- [20] 张继舟,于志民,孙涛,等.草原土壤重金属含量空间变异与污染评价——以大庆市及周边地区为例[J].草地学报,2016,24(1):12-21.
- [21] 李鑫,王继富,陈丹宁,等.大庆市大同区四乡镇农田土壤重金属污染评价[J].北方园艺,2014,(19):175-178.
- [22] 张慧,马鑫鹏,苏航,等.松嫩平原黑龙江省南部土壤重金

- 属背景值及污染程度分析[J]. 干旱地区农业研究, 2018, 36(6): 230 – 236.
- [23] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975 – 1001.
- [24] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 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.
- [25] Askari M S, Alamdari P, Chahardoli S, et al. Quantification of heavy metal pollution for environmental assessment of soil condition[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2020, 192(3): 1 – 17.
- [26] 赵淑苹, 陈立新. 大庆地区不同土地利用类型土壤重金属分析及生态危害评价[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(5): 195 – 199.
- [27] 蔚青, 李巧玲, 李冰茹, 等. 北京市典型有机设施蔬菜基地重金属污染特征及风险评估[J]. *生态毒理学报*, 2019, 14(3): 258 – 271.
- [28] 陈世宝, 王萌, 李杉杉, 等. 中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J]. *地学前缘*, 2019, 26(6): 35 – 41.
- [29] Zhang P, Qin C, Hong X, et al. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China[J]. *Ence of the Total Environment*, 2018, 633: 1136 – 1147.
- [30] Xu X, Zhao Y, Zhao X, et al. Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 108(10): 161 – 167.
- [31] 王成尘, 田稳, 马娇阳, 等. 2000—2021年农田土壤污染领域研究进展与前沿分析[J]. *中国农业大学学报*, 2022, 27(2): 186 – 201.
- [32] Bi C, Zhou Y, Chen Z, et al. Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China[J]. *Ence of The Total Environment*, 2018, 619-620: 1349 – 1357.
- [33] 王玉军, 欧名豪. 徐州农田土壤养分和重金属含量与分布研究[J]. *土壤学报*, 2017, 54(6): 1438 – 1450.

## Heavy Metal Contents and Pollution Risk Assessment in Farmland Soil of the Oil Producing Areas on the Songnen Plain

CUI Yan-hong<sup>1,2</sup>, SUN Peng<sup>1</sup>, CAO Dong-mei<sup>3\*</sup>, CHEN Bao-zheng<sup>4</sup>, WANG Yan-hong<sup>5</sup>

(1. National Coarse Cereals Engineering Research Center, Heilongjiang Bayi Agricultural University/Quality Supervision, Inspection and Test Center of Agricultural and Processed Products (Daqing), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Daqing 163319, China; 2. College of Chemistry & Chemical Engineering, Northeast Petroleum University, Daqing 163318, China; 3. College of Food Science, Heilongjiang Bayi Agricultural University; Key Laboratory of Agro-products Processing and Quality Safety of Heilongjiang Province, Daqing 163319, China; 4. College of Agriculture, Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing 163319, China; 5. College of Horticultural, Science Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing 163319, China)

**Abstract:** [Objective] The purpose is to find out the distribution and risks of heavy metal pollution in farmland soils around the oil exploitation and petrochemical industrial areas of Songnen Plain. [Method] Taking the farmland soil in Ranghulu District of Daqing as the research object, 96 soil samples were collected to analyze the contents of heavy metals (Cd, Hg, Ni, Pb, Cu, Zn, Cr and As). The Kriging interpolation was applied to analyze the spatial distribution of heavy metals using geostatistics module software. With adoption of geo-accumulation index method and potential ecological hazard index method, an assessment was carried out to research the pollution of farmland soil in this area. [Result] The results showed that the contents of Cd and Ni were 1.39 and 1.27 times of the soil background value. The contents of Pb, Zn, Cu and Cr exceeded the soil background value to different extent in some sample points. The mean geo-accumulation index of Cd was 0.11, indicating mild ~ medium pollution. The mean potential ecological risk index (RI) of heavy metals in soil was 84.84 in the researched area, and the RI followed the sequence of Cd > Hg > Ni > As > Pb > Cu > Zn > Cr. The RI value of Cd was the largest at 190.23 among them, indicating the medium ecological hazard. In terms of spatial distribution of heavy metals in farmland soil in the researched area, Cd, Zn and Pb were concentrated in the central area, while the concentration of the rest heavy metals was relatively scattered. [Conclusion] The mean content of the 8 heavy metals is lower than the risk screening value, while that of both Cd and Ni exceeds the background value. For the geo-accumulation index, Cd pollution reaches Level-I and the rest 7 elements are at non-pollution level. It can be learned from the potential ecological risk analysis that the pollution is in the mild ecological hazard in this area.

**Key words:** Farmland soil; Soil heavy metals; Land accumulation index; Potential ecological hazard index

[责任编辑: 裴久渤, 高晓丹]

表 S1 农田土壤重金属含量原始数据( $n = 96$ )  
Table S1 Raw data on soil heavy metal content in farmland ( $n = 96$ )

地点	样本	Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Cd ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Ni ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	As ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
红骥牧场	1	26.4	0.27	21.5	15.3	18.6	95.5	0.00688	3.30
	2	32.0	0.23	7.56	8.82	36.9	107	0.00676	3.30
	3	60.9	0.13	18.9	12.0	43.8	103	0.0104	3.57
	4	52.8	0.33	22.7	10.4	36.3	118	0.00586	3.28
	5	30.7	0.31	18.5	16.3	10.0	118	0.00541	3.16
	6	33.3	0.12	32.3	23.5	42.0	75.7	0.0117	3.46
	7	45.7	0.25	27.1	9.60	11.8	155	0.00612	3.19
	8	36.9	0.41	25.0	8.87	28.2	136	0.00448	3.21
	9	7.60	0.21	11.0	19.2	19.4	41.9	0.00304	4.48
	10	10.5	0.15	7.57	14.4	20.3	28.5	0.00327	4.03
	11	15.8	0.12	10.8	20.8	16.7	51.4	0.00322	4.35
	12	9.16	0.089	8.15	11.8	6.12	30.3	0.0107	4.09
	13	6.96	0.067	5.83	9.03	7.40	21.7	0.0104	4.33
	14	8.08	0.069	8.49	14.3	19.3	36.8	0.0117	4.63
	15	15.9	0.13	7.32	12.8	17.7	56.3	0.0118	4.84
	16	6.35	0.057	6.85	8.20	6.81	28.9	0.00731	4.43
	17	19.0	0.15	4.83	14.9	27.9	43.6	0.0114	4.75
	18	14.6	0.099	4.65	9.84	43.8	41.8	0.00868	4.38
	19	15.0	0.076	4.53	12.5	33.3	33.1	0.00922	4.55
	20	14.1	0.069	4.02	10.5	37.1	31.1	0.00822	4.26
	21	13.9	0.060	4.74	5.34	43.8	19.9	0.00723	4.03
	22	11.3	0.046	4.02	4.38	27.0	19.2	0.00739	3.98
	23	14.4	0.10	4.96	10.4	24.0	35.8	0.00946	4.39
	24	13.3	0.044	4.11	6.08	51.8	20.3	0.00811	4.38
喇嘛甸镇	25	31.1	0.32	16.6	10.9	33.8	145	0.00465	3.23
	26	38.0	0.21	20.1	11.5	21.0	118	0.0131	3.28
	27	30.9	0.19	15.3	9.72	21.7	91.7	0.0116	3.33
	28	14.4	0.042	10.7	3.56	24.1	29.6	0.0111	4.59
	29	16.3	0.037	22.1	2.36	38.8	28.0	0.0118	4.03
	30	10.7	0.047	9.34	2.17	35.3	27.7	0.0122	4.63
	31	9.79	0.099	9.86	11.3	14.6	35.3	0.0131	4.80
	32	8.91	0.099	10.2	14.7	4.83	42.3	0.0123	4.70
	33	7.95	0.073	11.3	9.63	16.2	26.1	0.0141	4.66
	34	10.0	0.076	10.3	9.09	6.49	27.3	0.0136	4.79
	35	8.65	0.096	10.6	7.46	19.1	29.1	0.0150	4.58
	36	10.3	0.073	10.3	3.16	10.3	24.3	0.0150	4.09
	37	14.0	0.067	12.1	7.01	47.0	22.3	0.0157	4.37
	38	15.0	0.085	11.7	9.01	38.0	37.9	0.0156	4.33
	39	12.1	0.051	12.1	2.59	56.4	18.2	0.0125	4.51
	40	13.5	0.082	12.2	6.11	46.6	32.6	0.00931	4.28
	41	12.4	0.077	11.9	4.55	29.4	19.0	0.00883	4.16
	42	11.7	0.055	11.6	2.25	53.2	37.9	0.00885	4.30
	银浪牧场	43	17.4	0.098	12.1	8.27	35.2	42.2	0.0129
44		18.1	0.089	26.0	10.4	54.7	53.1	0.0124	4.20
45		15.1	0.32	24.4	10.3	51.6	42.9	0.00668	3.32
46		10.0	0.082	13.7	3.99	33.5	30.8	0.0122	3.81
47		13.5	0.071	19.8	3.33	34.9	30.8	0.0137	4.35
48		12.2	0.053	12.2	2.68	39.2	29.5	0.0122	4.84
49		15.5	0.059	17.2	5.21	36.7	33.8	0.0139	4.83
50		14.3	0.046	8.80	3.10	29.8	22.7	0.0127	4.88
51		13.8	0.053	10.8	4.06	50.3	34.2	0.0138	4.87
52		18.3	0.11	8.52	13.2	22.7	48.9	0.00810	4.08
53		10.9	0.093	5.68	8.39	18.4	39.4	0.00828	4.16
54		11.1	0.11	6.74	10.83	18.2	38.9	0.00807	4.04
55		9.82	0.10	4.97	8.10	16.3	35.7	0.00861	4.15
56		11.1	0.098	7.78	7.78	17.0	31.8	0.00813	4.03
57		9.13	0.12	8.91	8.44	12.6	42.7	0.00815	4.17

续表 S1

地点	样本	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	As (mg kg <sup>-1</sup> )
	58	9.70	0.065	6.50	7.68	12.2	31.1	0.00880	4.21
	59	8.17	0.047	4.62	2.42	11.3	18.4	0.00898	4.29
	60	9.09	0.089	4.39	4.79	9.70	23.7	0.00877	4.17
	61	15.6	0.069	4.96	11.2	31.6	33.7	0.0144	4.63
	62	18.1	0.073	4.01	13.6	34.7	31.4	0.0112	4.89
	63	17.0	0.097	4.11	11.9	41.7	28.8	0.0110	4.66
	64	14.0	0.070	4.51	7.69	40.4	26.6	0.00982	4.51
	65	13.3	0.060	4.18	9.89	35.8	30.5	0.0127	4.51
	66	16.6	0.075	4.17	8.35	40.1	35.0	0.0116	4.55
	67	13.3	0.068	4.96	9.23	51.6	12.7	0.0135	4.53
	68	11.7	0.033	4.20	2.12	56.1	19.2	0.00821	4.37
	69	11.2	0.066	4.73	3.68	44.7	30.3	0.0105	4.26
	70	14.3	0.053	8.65	3.20	30.0	23.0	0.0038	4.87
	71	9.65	0.067	6.67	7.89	12.4	31.2	0.0058	4.38
	72	16.5	0.075	4.23	8.54	41.3	35.9	0.0119	4.56
星火牧场	73	14.9	0.092	137	7.85	38.2	40.6	0.0113	4.16
	74	13.7	0.083	33.0	4.20	28.2	34.4	0.0101	4.20
	75	12.8	0.12	19.3	6.39	36.9	33.3	0.00980	3.89
	76	13.4	0.10	8.99	0.33	35.5	23.1	0.00928	3.92
	77	71.4	0.17	23.4	11.5	49.6	43.3	0.00663	3.59
	78	19.0	0.049	15.6	2.73	26.2	31.9	0.0157	4.45
	79	60.1	0.084	12.5	9.72	49.0	38.6	0.0130	4.22
	80	16.2	0.094	19.0	6.81	52.2	31.5	0.00960	4.21
	81	10.3	0.14	5.20	22.5	13.9	46.7	0.00938	3.30
	82	8.98	0.14	6.80	8.96	19.1	41.1	0.00926	3.30
	83	10.9	0.16	6.68	18.2	23.1	54.3	0.0149	3.57
	84	11.8	0.11	4.91	6.58	18.7	33.5	0.00836	3.28
	85	11.7	0.17	4.25	5.42	18.0	32.9	0.00791	3.16
	86	13.4	0.080	7.91	8.69	19.6	31.7	0.0152	3.46
	87	14.4	0.10	9.86	11.5	24.2	36.5	0.00862	3.19
	88	14.7	0.14	6.61	8.84	23.8	34.4	0.00698	3.21
	89	13.6	0.055	4.63	8.83	58.1	34.6	0.0103	4.57
	90	14.2	0.095	4.12	10.1	50.7	45.0	0.0119	4.74
	91	14.3	0.086	4.94	11.9	29.2	46.2	0.0128	4.84
	92	13.6	0.15	4.64	10.9	38.8	41.2	0.00989	4.52
	93	16.1	0.14	4.03	9.48	40.1	23.9	0.0124	4.70
	94	12.8	0.10	4.12	6.81	37.9	23.4	0.0101	4.31
	95	14.9	0.064	4.91	10.4	54.5	32.0	0.0129	4.09
	96	14.6	0.064	4.77	8.59	62.3	23.4	0.0113	4.84