

张鸣,温汉辉,蔡立梅,等.普宁土壤重金属的生态风险与健康风险评价[J].环境科学与技术,2019,42(12):202-210. Zhang Ming, Wen Hanhui, Cai Limei, et al. Ecological risk and health risk assessment of heavy metals in soil of different land use types in Puning City, Guangdong Province[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(12):202-210.

# 普宁土壤重金属的生态风险与健康风险评价

张鸣<sup>1,2</sup>, 温汉辉<sup>4</sup>, 蔡立梅<sup>1,2,3\*</sup>, 罗杰<sup>1</sup>, 王涵植<sup>1,2</sup>,  
王娟恒<sup>1,2</sup>, 李智慧<sup>1</sup>, 张晓慧<sup>1,2</sup>

- (1. 长江大学油气资源与勘探技术教育部重点实验室, 湖北 武汉 430100;
2. 长江大学资源与环境学院, 湖北 武汉 430100;
3. 中国科学院广州地球化学研究所矿物学与成矿学重点实验室, 广东 广州 510640;
4. 广东省有色金属地质局940队, 广东 清远 511500)

**摘要:**文章以普宁市4种不同土地利用类型的土壤为研究对象,运用潜在生态风险指数法和健康风险评价、克里金插值等对Hg、Cd、As、Cu、Pb、Ni、Zn、Cr 8种重金属的潜在生态风险和健康风险进行了研究。结果表明:(1)研究区表层土壤Hg、Cd、As、Cu、Pb、Ni、Zn、Cr平均含量分别为0.104、0.051、5.49、9.05、42.5、11.5、56.6、25.6 mg/kg,其中Hg、Cd、Pb、Ni、Zn的均值超过了广东省背景值。(2)研究区综合潜在生态风险指数(RI)变化范围为34.06~1 299.33,均值为179.08,说明全区具有中等强度的生态风险,不同土地利用类型的RI为建设用地>耕地>林地>园地,Hg、Cd是潜在生态风险最大的2个贡献因子。(3)Hg、Cd、Cu 3种重金属的生态风险高值区主要分布在研究区北部和中部城区,As的生态风险高值区主要分布在研究区中部城区及南部农场地区。(4)研究区总非致癌风险指数(THI)小于1,不存在非致癌健康风险,4种土地利用类型的HI表现为建设用地>林地>园地>耕地,As、Pb、Cr是各土地利用类型非致癌风险最大的3个贡献因子。(5)各土地利用类型As对儿童和成人的致癌风险指数(CR)大于US EPA推荐的土壤治理标准( $10^{-6}$ ),Cd和Cr的CR则小于 $10^{-6}$ 。4种土地利用类型的TCR表现为建设用地>林地>园地>耕地,As也是各土地利用类型最主要的致癌风险因子。

**关键词:**不同土地利用类型; 重金属; 生态风险; 健康风险; 普宁市

中图分类号:X53 文献标志码:A doi:10.19672/j.cnki.1003-6504.2019.12.031 文章编号:1003-6504(2019)12-0202-09

## Ecological Risk and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil of Different Land Use Types in Puning City, Guangdong Province

ZHANG Ming<sup>1,2</sup>, WEN Hanhui<sup>4</sup>, CAI Limei<sup>1,2,3\*</sup>, LUO Jie<sup>1</sup>, WANG Hanzhi<sup>1,2</sup>,  
WANG Juanheng<sup>1,2</sup>, LI Zhihui<sup>1</sup>, ZHANG Xiaohui<sup>1,2</sup>

- (1. Key Laboratory of Exploration Technologies for Oil and Gas Resources of Ministry of Education, Yangtze University, Wuhan 430100, China;
2. College of Resources and Environment, Yangtze University, Wuhan 430100, China; 3. Key Laboratory of Mineralogy and Metallogeny, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China;
4. Team 940, Non-ferrous Metals Geological Bureau of Guangdong Province, Qingyuan 511500, China)

**Abstract:** This study took soil of four different land use types in Puning City as the research object, and potential ecological risk and health risks of Hg, Cd, As, Cu, Pb, Ni, Zn and Cr were studied by potential ecological risk index, health risk assessment, and Kriging interpolation. The results indicated that the contents of Hg, Cd, As, Cu, Pb, Ni, Zn and Cr in the topsoil were 0.104, 0.051, 5.49, 9.05, 42.5, 11.5, 56.6 and 25.6 mg/kg, respectively, among which the contents of Hg, Cd, Pb, Ni and Zn had exceeded the soil background values of Guangdong Province. The variation range of the comprehensive potential ecological risk index (RI) in the research area was 34.06~1 299.33, with an average of 179.08, indicating that the whole area has an ecological risk of moderate intensity. RI of different land use types was ranked as construction land > cultivated land > forest land > orchard land, and Hg and Cd were the two contributing factors with the highest potential ecological risk. The high

《环境科学与技术》编辑部:(网址)http://fjks.chinajournal.net.cn(电话)027-87643502(电子信箱)hjkxyjs@vip.126.com

收稿日期:2019-10-07;修回2019-11-14

基金项目:国家自然科学基金项目(41203061);教育部油气资源勘探技术重点实验室开放基金项目(K2018-19);湖北省自然科学基金项目(2015CFB603);湖北省教育厅科学技术研究重点项目(D20161301);有机地球化学国家重点实验室开放基金(OGL-201408);长江大学大学生创新创业训练项目(2016006,2017223)

作者简介:张鸣(1994-),女,硕士研究生,主要从事环境地球化学研究,(电子信箱)18834079403@163.com;\*通讯作者,男,副教授,博士,主要从事环境地球化学研究,(电子信箱)clmktz88@yangtzeu.edu.cn。

ecological risk areas of Hg, Cd and Cu were mainly distributed in the north and middle of the study area, while the high ecological risk areas of As were mainly distributed in the middle of the study area and the southern farm area. The total index of non-carcinogenic risk in the study area was less than 1, so there was no non-carcinogenic health risk. The *HI* of the four land use types was expressed as construction land > forest land > orchard land > cultivated land, and As, Pb and Cr were the three contributing factors with the highest risk of non-carcinogenic effects in various land use types. *CR* of As for children and adults is greater than the soil treatment standard recommended ( $10^{-6}$ ) by US EPA, while *CR* of Cd and Cr was less than  $10^{-6}$ . The *TCR* of the four land use types was shown as construction land > forest land > orchard land > cultivated land, and As was also the most important carcinogenic risk factor for each land use type.

**Key words:** different land use types; heavy metal; ecological risk; health risk; Puning City

土壤是生态环境的重要组成部分,是人类赖以生存的自然环境和基本资源<sup>[1,2]</sup>。随着城市化、工业化的快速推进,大量污染元素进入土壤并蓄积,既可以通过食物链影响食品安全,又可通过水体、大气影响环境质量<sup>[3]</sup>。重金属作为一种持久性有毒污染物,具有多源性、隐蔽性、积累性和长期性等特点<sup>[4-6]</sup>,重金属污染不但会引起生态系统结构和功能变化,而且能通过食物链循环和直接接触等途径进入人体并在体内积累,危害人体健康<sup>[7-9]</sup>,土壤重金属污染治理已成为迫在眉睫需要解决的问题。普宁是文明中外的商贸名城,中国工业百强县,服装和医药是当地的两大支柱产业,基于医药、纺织、印染等企业的工业园主要分布在普宁市的东北部地区。制药过程中煤的燃烧、印染纺织企业废水、废气的排放都会导致土壤重金属污染。另外,普宁是粤东地区客流量最大的城市之一,也是最大的货物运输中心,有着发达的交通网络。在农业方面,普宁是中国著名的“水果之乡”,诸如青梅、柑橘等水果广泛种植。所以,汽车尾气排放和杀虫剂的使用也是研究区土壤重金属污染的原因之一。不同土地利用类型下土壤的理化性质和人类活动的不同导致重金属含量和分布具有显著差异<sup>[10]</sup>,研究不同土地利用类型土壤重金属的生态风险和人体健康风险对定量分析土壤重金属污染对生态和人体的影响以及为不同土地利用类型区的土壤污染防治和治理提供借鉴具有重要意义。目前,有关土壤重金属研究及其评价已有较多的报道,主要集中在重金属含量的测定分析、重金属的来源分析、分布特征、污染特征等方面<sup>[11,12]</sup>,针对农田<sup>[13]</sup>、城市绿地<sup>[14]</sup>以及矿区<sup>[15]</sup>等单一土地利用类型土壤重金属的生态风险与人体健康风险的研究也有很多,但关于普宁市不同土地利用类型土壤重金属的生态风险评价和人体健康风险评价方面的研究还鲜有报道。本文通过潜在生态风险指数法和、健康风险评价法对研究区不同土地类型土壤重金属的生态风险和健康风险进行评价,以期对该区的生态环境治理提供基础资料,为保护该区居民的身体健康贡献力量。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区普宁市(115°43'10"~116°21'02"E, 23°05'40"~23°31'48"N)位于广东省东部偏南,潮汕平原西部,地处榕江、练江和龙江上游,总面积1 620 km<sup>2</sup>。研究区地势自西向东倾斜,低山高丘与谷地平原交错相间分布,南部为大南山山地,西南部为峨眉嶂山地和南阳山丘陵,东北部为铁山、洪山的低矮丘陵,中部为宽广平原。市境属亚热带季风性湿润气候,日照充足,气温高且降水量大,年日照时数在2 000 h左右,年平均气温在21~22℃之间,年平均降水量2 124 mm。普宁的两大支柱产业分别是服装和医药,是中国最大的衬衣生产基地和华南最大的中药材基地。2017年,全市实现地区生产总值675亿元,经济总量位居广东各县之首。2018年11月,入选2018年工业百强县。普宁市是著名的水果之乡,优势农产品主要有蕉柑、青梅、青榄、荔枝等。本文将研究区分为园地、林地、建设用地和耕地4种土地利用类型,如图1所示。

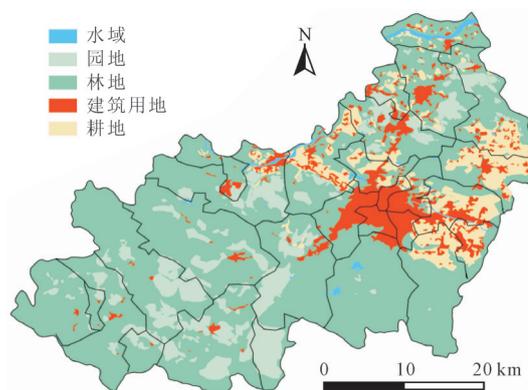


图1 研究区土地利用类型分区  
Fig.1 Land use types in the study area

### 1.2 样品采集和分析

本次研究根据中国地质调查局《土壤质量地球化学评估技术要求(试行)》(DD 2008-06)的相关要求,结合普宁市的地形地貌、土壤类型、土地利用方式等因素采集了土壤样。采用棋盘式布点法布点,土壤样

品采样密度为每 $\text{km}^2$ 一个点,采样深度为0~20 cm,在采样方格中,一个样品由主采样点周围100 m范围内3~5处多点采集组合,每 $4 \text{ km}^2$ 一个点组合分析,共采集413个土壤组合样(图2)。在农业区,采样点布置在农田、菜地、林(果)地、草地及山地丘陵土壤较厚地带等;在江河水系发育地区,采集河漫滩与岸边土壤样品;在城镇区,采样点布置在公园、林地及其他空旷地带等堆积历史较长的土壤,避开近期搬运的堆积土和垃圾土。采样点位置离开主干公路、铁路100 m外,避开施肥期。弃去动、植物残留体、砾石、肥料团块等杂物后,混匀收集约1 000 g土样,用聚乙烯密封袋贴标签封装。样品带回实验室,风干,磨碎,过20目尼龙筛,按要求将500 g分析样装瓶备用。

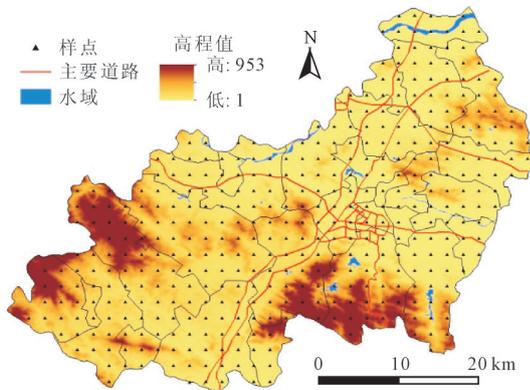


图2 研究区样点分布

Fig.2 Distribution of sample points in the study area

该研究区土壤样品分析由广东省物料实验检测中心承担,并严格按照《多目标区域地球化学调查规范》(DD 2005-01)进行。粉末压片(称样量4 g、硼酸镶边垫底),用X射线荧光光谱仪直接测定土壤Zn、Ni、Cu、Cr、Pb的含量,检出限分别为2、1、1、2、1 mg/kg。用原子荧光光谱法测量土壤Hg、As的含量,其中As为1+1王水水浴分解样品,经高锰酸钾和草酸溶液处理,硫脲-抗坏血酸还原样品,硼氢化钾氢化,原子荧光法测定,Hg为1+1王水水浴分解样品,经高锰酸钾和草酸溶液处理,硼氢化钾还原,原子荧光法测定,Hg、As的检出限分别为0.000 3、0.05 mg/kg。用等离子体质谱法测定土壤Cd含量,称取0.250 0 g样品于50 mL聚四氟乙烯坩锅中,用HCl、HNO<sub>3</sub>、HF、HClO<sub>4</sub>分解样品,赶尽HClO<sub>4</sub>,王水溶解残渣,定容至25 mL的塑料比色管中,10%王水介质,分取1 mL至10 mL比色管中,3% HNO<sub>3</sub>定容,ICP-MS进行测定,浓度直读,检出限为0.02 mg/kg。分析过程中所用的试剂均为优级纯,所用的水均为超纯水。

国家一级土壤标准物质控制精密度和准确度,以空白样和重复样分析实验误差。经检验,所有样品报

出率为100%,精密度和准确度合格率均为100%,重复性检验合格率为100%,符合《多目标区域地球化学调查规范》(DD 2005-01)要求,分析数据可靠准确。

### 1.3 潜在生态风险评价方法

潜在生态风险指数法是著名地球化学家Hakanson<sup>[16]</sup>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或沉积物中的重金属污染进行评价的方法。该方法可以定量计算每种重金属元素的潜在危害程度,被广泛应用于环境风险评价中。每种重金属的单因子潜在生态危害指数 $E$ 和综合潜在生态危害指数 $RI$ 的计算公式如下:

$$E_i^j = T_i \times P_i^j = T_i \times \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

$$RI_j = \sum_{i=1}^n E_i^j \quad (2)$$

式(1)、(2)中, $E_i^j$ 为 $i$ 重金属的潜在生态风险指数; $T_i$ 为 $i$ 重金属的毒性响应系数,反映重金属毒性水平和生物对其污染的敏感程度,从小到大依次为 $Zn=1 < Cr=2 < Cu=Ni=Pb=5 < As=10 < Cd=30 < Hg=40$ ;  $P_i^j$ 为 $i$ 重金属的污染系数; $C_i$ 为 $i$ 重金属的浓度实测值; $S_i$ 为 $i$ 重金属地球化学背景值,mg/kg,采用广东省土壤背景值做参比; $RI_j$ 为 $j$ 采样点土壤多种重金属的综合潜在生态风险指数;土壤重金属潜在生态风险分级见表1。

表1 土壤重金属生态风险评价分级标准

Table 1 The classification standard for ecological risk assessment of heavy metals in soil

单项重金属潜在生态风险系数	多种重金属潜在生态风险系数	潜在生态风险程度
$E_i < 40$	$RI < 150$	1级(轻微)
$40 \leq E_i < 80$	$150 \leq RI < 300$	2级(中等)
$80 \leq E_i < 160$	$300 \leq RI < 600$	3级(重度)
$160 \leq E_i < 320$	$RI \geq 600$	4级(强烈)
$E_i \geq 320$	—	5级(极强)

### 1.4 人体健康风险评价方法

重金属健康风险评价方法通常借用美国国家环保局(US EPA)提出的人体健康暴露风险模型,但由于国内外社会、文化环境等方面存在差异,在应用过程中仍需要根据实际人体暴露特征调整模型参数。本文各参数取值综合考虑了US EPA《Exposure Factors Handbook》<sup>[17]</sup>、中国环境保护部《中国人群暴露参数手册》<sup>[18]</sup>以及国内相关研究<sup>[3]</sup>。土壤重金属通过经口摄取、呼吸吸入和皮肤接触3种途径对人体健康产生可能危害。对人体暴露于污染土壤可能发生的健康风险进行评估,可分为暴露剂量计算和暴露风险评估2个过程。由于成人和儿童自身差异以及对环境风险的响应程度存在较大差异,评估时应区别对待。

1.4.1 暴露剂量计算

成人及儿童摄入、呼吸、接触污染物的暴露量通过平均每日剂量进行估算,其计算公式如下<sup>[19]</sup>:

$$ADD_{ing} = \frac{C \times IngR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

$$ADD_{derm} = \frac{C \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (5)$$

$$LADD_{ing} = \frac{C \times CF \times EF}{AT} \times \left( \frac{IngR_{adult} \times ED_{adult}}{BW_{adult}} + \frac{IngR_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} \right) \quad (6)$$

$$LADD_{derm} = \frac{C \times CF \times EF \times SL \times ABS}{AT} \times \left( \frac{SA_{adult} \times ED_{adult}}{BW_{adult}} + \frac{SA_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} \right) \quad (7)$$

$$LADD_{inh} = \frac{C \times EF}{PEF \times AT} \times \left( \frac{InhR_{adult} \times ED_{adult}}{BW_{adult}} + \frac{InhR_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} \right) \quad (8)$$

式(3)~(8)中,  $ADD_{ing}$ 、 $ADD_{inh}$ 、 $ADD_{derm}$  和  $LADD_{ing}$ 、 $LADD_{inh}$ 、 $LADD_{derm}$  分别表示为成人和儿童摄入、吸入和皮肤接触途径的重金属日均暴露量,  $mg/(kg \cdot d)$ ;  $C$  为土壤重金属含量的测量值,  $mg/kg$ ; 其余缩写的含义及单位见表 2。

表 2 健康风险评估模型暴露参数取值

Table 2 Exposure parameter value of health risk assessment model

参数	单位	取值(成人, 儿童)	参数来源
摄入土壤的频率 $IngR$	$mg \cdot d^{-1}$	100, 200	[18]
呼吸频率 $InhR$	$m^3 \cdot d^{-1}$	20, 7.65	[18]
转换频率 $CF$	$kg \cdot mg^{-1}$	$1 \times 10^{-6}$	[17]
暴露频率 $EF$	$d \cdot a^{-1}$	350	[18]
暴露年限 $ED$	a	24, 6	[18]
暴露皮肤表面积 $SA$	$cm^2$	5 700, 2 800	[18]
皮肤粘着度 $SL$	$mg \cdot cm^2$	0.2	[3]
皮肤呼吸因子 $ABS$	无量纲	0.001	[3]
平均体重 $BW$	kg	62.1, 15.9	[18]
灰尘排放因子 $PEF$	$m^3 \cdot kg$	$1.36 \times 10^9$	[17]
平均暴露时间 $AT$ (致癌)	d	$24 \times 365, 6 \times 365$	[17]
平均暴露时间 $AT$ (非致癌)	d	$70 \times 365, 70 \times 365$	[17]

1.4.2 暴露风险评估

土壤重金属污染健康风险分为致癌风险和非致癌风险 2 类, 依据 US EPA 对致癌物质的划分标准, 对研究区土壤中的 As、Cr、Cd 3 种重金属进行致癌风险和非致癌风险评估, Hg、Pb、Cu、Zn、Ni 5 种重金属仅进行非致癌风险评估。土壤重金属致癌和非致癌风险通过(9)~(12)式计算<sup>[19]</sup>:

$$HQ_{ij} = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (9)$$

$$HI = \sum_{i=1}^8 \sum_{j=1}^3 HQ_{ij} \quad (10)$$

$$CR_{ij} = ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (11)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 CR_{ij} \quad (12)$$

式(9)~(12)中,  $HI$  为总非致癌风险指数,  $HQ_{ij}$  为非致癌重金属  $i$  在第  $j$  种暴露途径下的单项非致癌风险指数,  $ADD_{ij}$  为  $i$  重金属在第  $j$  种暴露途径下的日均暴露量,  $RfD_{ij}$  为非致癌重金属  $i$  在  $j$  种暴露途径的参考剂量,  $mg/(kg \cdot d)$ ,  $TCR$  为总致癌风险指数,  $CR_{ij}$  为致癌重金属  $i$  在第  $j$  种暴露途径下的单项致癌风险指数,  $SF_{ij}$  为致癌重金属  $i$  在第  $j$  种暴露途径的斜率系数,  $(kg \cdot d)/mg$ 。当  $HQ$  或  $HI < 1$  时, 表示非致癌健康风险可以接受; 当  $HQ$  或  $HI > 1$  时, 表示存在非致癌健康风险<sup>[20]</sup>。相关参数见表 3。

表 3 重金属不同暴露途径的参考剂量和致癌重金属斜率因子

Table 3 Reference dose and carcinogenic heavy metal slope factor for different exposure pathways of heavy metals

元素	$RfD$			$SF$			来源
	经口摄取	皮肤接触	呼吸吸入	经口摄取	皮肤接触	呼吸吸入	
As	$3.00 \times 10^{-4}$	$1.23 \times 10^{-4}$	$1.23 \times 10^{-4}$	1.50	3.66	15.10	[20]
Cd	$1.00 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.00 \times 10^{-3}$	6.10	6.10	$1.80 \times 10^{-3}$	[20]
Cr	$3.00 \times 10^{-3}$	$6.00 \times 10^{-5}$	$2.86 \times 10^{-5}$	-	-	42	[20]
Hg	$3 \times 10^{-4}$	-	$9 \times 10^{-5}$	-	-	-	[21]
Pb	$3.5 \times 10^{-3}$	$3.52 \times 10^{-4}$	$5.25 \times 10^{-4}$	-	-	-	[10]
Cu	0.04	0.04	$2.55 \times 10^{-4}$	-	-	-	[1]
Zn	0.3	0.3	0.3	-	-	-	[1]
Ni	0.02	$5.40 \times 10^{-3}$	$2.06 \times 10^{-2}$	-	-	-	[21]

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤重金属含量的描述性统计

对研究区413个采样点的8种重金属进行描述性统计,结果如表4所示。

表4 土壤重金属描述性统计  
Table 4 Statistics of heavy metals in soil (mg/kg)

元素	变幅	均值	标准差	变异系数 /%	广东省 背景值	中国土壤 背景值
Hg	0.03~0.755	0.104	0.279	268.27	0.055	0.065
Cd	0.01~0.67	0.051	0.297	582.35	0.041	0.097
As	0.875~81.60	5.49	0.323	5.89	6.8	11.00
Cu	1.1~177.1	9.05	0.257	2.84	10.5	23.00
Pb	12.0~199.8	42.5	0.173	0.41	29.8	27.00
Ni	6.072~33.756	11.5	1.119	9.73	9.6	27.00
Zn	18.8~372.1	56.6	0.162	0.29	36.3	74.00
Cr	5.4~157.8	25.6	0.227	0.89	35.6	61.00

研究区表层土壤Hg、Cd、As、Cu、Pb、Ni、Zn、Cr含量均值分别为0.104、0.051、5.49、9.05、42.5、11.5、56.6、25.6 mg/kg。其中Hg、Cd、Pb、Ni、Zn的含量超过了广东省背景值<sup>[22]</sup>,分别为背景值的1.89、1.24、1.43、1.20、1.56倍。研究区仅Hg和Pb含量超过了中国土壤背景值<sup>[22]</sup>,分别为中国土壤背景值的1.60和1.58倍。表层土壤Hg、Cd的变异系数很高,超过了100%,

表明研究区表层土壤Hg和Cd含量可能受到人类活动的影响较大。

### 2.2 潜在生态风险评价

#### 2.2.1 潜在生态风险指数

潜在生态风险指数法之所以能够反映多种重金属对生态环境的影响潜力,是因为该方法综合考虑了重金属的生态效应、环境效应和生物毒性,并且能够定量区分出各种重金属元素的潜在毒性水平<sup>[4]</sup>。结合土壤重金属的实测浓度数据和背景参考值,参照相关毒性响应指数,得出不同土地利用类型土壤中单个污染物的潜在生态危害指数和综合潜在生态危害指数,见表5。从综合潜在生态风险指数RI来看,全区变化范围为34.06~1 299.33,均值为179.08,说明全区具有中等强度的潜在生态风险。从单个污染物潜在生态风险指数来看,除建设用地土壤重金属的 $E_i$ 为Hg>Cd>As>Pb>Cu>Ni>Zn>Cr外,其余3种土地利用类型的土壤重金属的 $E_i$ 均为Hg>Cd>As>Pb>Ni>Cu>Zn>Cr,其中 $E_{Hg}$ 、 $E_{Cd}$ 对综合潜在生态风险指数RI的贡献率分别为50%、30%左右,二者之和超过80%,可见,Hg和Cd是各土地利用类型潜在生态风险最大的2个贡献因子。从不同土地利用类型来看,综合潜在生态风险指数RI为建设用地>耕地>林地>园地,其中潜在生态风险指数最高的 $E_{Hg}$ 和 $E_{Cd}$ 也与RI一致。

表5 不同土地利用类型土壤生态风险评价结果  
Table 5 Soil ecological risk assessment results of different land use types

土地利用类型	项目	单个污染物潜在生态风险指数 $E_i$								综合潜在生态风险指数RI
		As	Cd	Cr	Hg	Cu	Zn	Pb	Ni	
园地	平均值	10.45	36.89	1.27	55.0	4.16	1.41	8.62	5.80	123.60
	最大值	76.4	152.93	4.21	255.13	14.86	2.72	19.06	11.3	536.61
	最小值	2.78	7.32	0.5	21.46	1.71	0.59	4.41	3.16	41.93
建设用地	平均值	14.02	58.88	1.72	135.37	6.68	2.3	7.1	6.56	232.63
	最大值	76.92	138.29	2.86	347.92	14.14	10.25	14.78	16.91	622.07
	最小值	3.13	7.32	0.53	21.46	2.0	0.8	2.53	3.67	41.44
耕地	平均值	9.23	58.3	1.49	129.93	5.53	1.70	6.90	5.65	218.73
	最大值	93.54	138.29	3.12	497.13	17.81	3.91	14.41	9.03	777.24
	最小值	1.92	7.32	0.46	27.35	2.38	0.63	2.53	3.39	45.98
林地	平均值	11.7	46.56	1.46	65.72	5.32	1.65	7.66	6.35	141.34
	最大值	120	490.24	8.87	548.8	84.33	4.05	33.52	17.58	1 293.33
	最小值	1.29	7.32	0.3	21.46	0.52	0.52	2.01	3.19	34.06

#### 2.2.2 潜在生态风险分布特征

本研究根据Hakanson潜在生态风险评价分级标准,评价8种重金属单因子潜在生态风险,并利用普通克里金插值方法实现评价结果的分级展现。从综合潜在生态风险指数来看,研究区总体生态风险基本处于轻微和中等强度生态风险,少量重度等级生

态风险区主要分布在普宁市市区和北部地区。从单因子生态风险等级来看,研究区内Hg和Cd有5级生态风险,As和Cu有3级生态风险,其余的Pb、Ni、Zn、Cr生态风险均只有轻微风险一个等级。在此,仅展现Hg、Cd、As、Cu 4种重金属的生态风险分布图(图3)。Hg、Cd、Cu 3种重金属的生态风险分布特征较为一

致,高值区主要分布在研究区北部和中部市中心地区,基于医药、纺织、印染等企业的工业园区基本位于该区是该区Hg、Cd生态风险高的原因,而该区Cu的生态风险出现高值的原因则是密集复杂的交通网。As的生态风险高值区主要分布在研究区中部市中心

及南部地区,研究区市中心出现As高值的原因可能是汽车零件磨损,而南部地区分布着大量农场,例如大坪农场、马鞍山农场、大池农场等,大量肥料、杀虫剂、除草剂的使用是该区As生态风险出现高值的最主要原因。

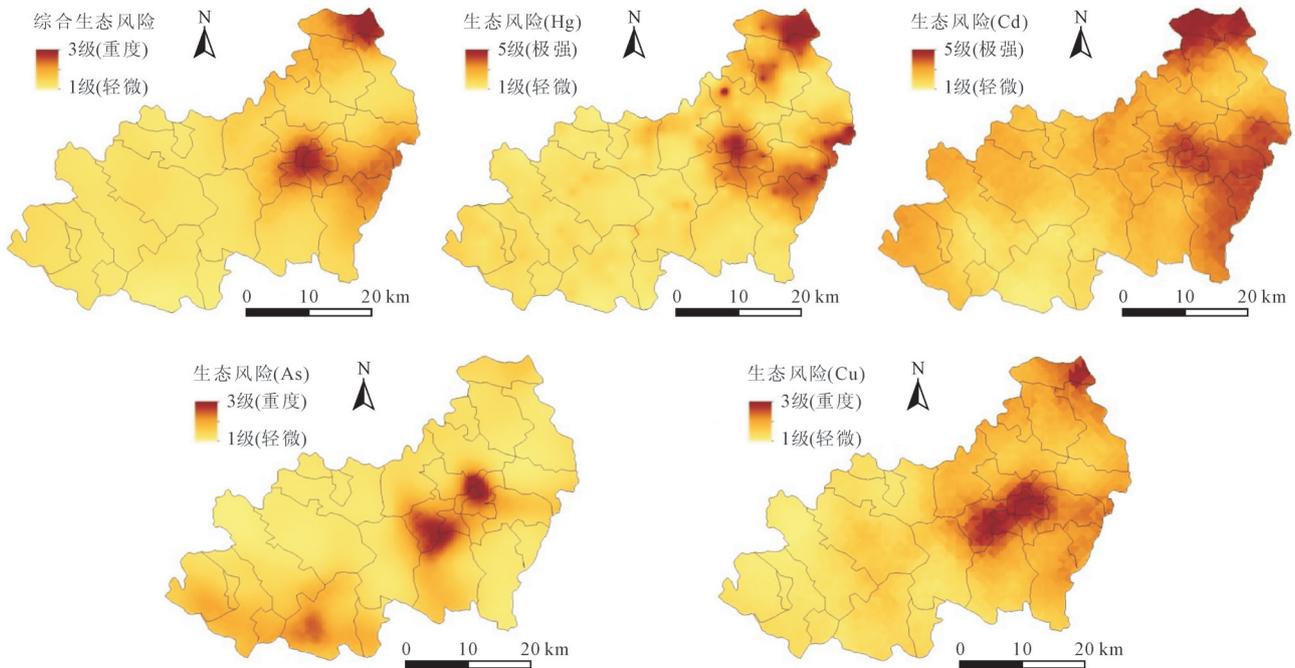


图3 研究区生态风险分布特征  
Fig.3 Distribution characteristics of ecological risk in study area

## 2.3 健康风险评价

### 2.3.1 非致癌健康风险评价

根据表2和表3数据,按照式(3)~(10)分别计算得到成人和儿童经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入的重金属单项非致癌风险指数(HQ)和非致癌健康风险总指数(HI),由表6和表7可见,4种土地利用类型8种重金属成人和儿童的HQ和HI均小于1,不存在非致癌健康风险。从暴露途径来看,除Cu的HQ为经口摄入>呼吸吸入>皮肤接触以及成人Cd的HQ为皮肤接触>经口摄入>呼吸吸入外,其余重金属的HQ均为经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入。从不同土地利用类型来看,4种土地利用类型HI表现为建设用地>林地>园地>耕地,其中As、Ni的HQ为建设用地>林地>园地>耕地,Cd、Cr、Hg、Cu、Zn的HQ为建设用地>耕地>林地>园地,Pb的HQ为园地>林地>建设用地>耕地。从单一污染物来看,除耕地土壤重金属的HQ为As>Pb>Cr>Hg>Ni>Cu>Zn>Cd外,其余土地利用类型的土壤重金属HQ均为As>Pb>Cr>Ni>Hg>Cu>Zn>Cd。As为各土地利用类型土壤重金属HQ的最主要影响因子,以建设用地为最高,成人和儿童分别为 $1.68 \times 10^{-2}$ 和 $4.96 \times 10^{-2}$ 。在成人和儿童非致癌总风险中,每种土地利用类型

As、Pb、Cr的贡献率分别为40%、30%、20%左右,且三者贡献率之和均超过95%,可见,土壤重金属As、Pb、Cr是各土地利用类型非致癌风险最大的3个贡献因子。

### 2.3.2 致癌健康风险评价

根据表2和表3数据,按照式(3)~(8)和(11)~(12)分别计算得到不同土地利用类型成人和儿童经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入的As、Cd、Cr单项致癌风险指数(CR)和致癌健康风险总指数(TCR),结果见表8。从表中可知,研究区成人和儿童的TCR均大于US EPA推荐的土壤治理标准( $10^{-6}$ ),且各土地利用类型土壤As对成人和儿童也大于 $10^{-6}$ ,而Cd和Cr的CR则小于 $10^{-6}$ 。说明As的致癌风险已达到较高水平,应引起重视。从暴露途径来看,研究区As和Cd的CR均为经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入,Cr仅考虑呼吸吸入一种暴露途径。从不同土地利用类型来看,4种土地利用类型的TCR表现为建设用地>林地>园地>耕地。从单一污染物来看,不同重金属的CR均为As>Cd>Cr,儿童和成人As的CR对TCR的贡献率均大于95%,所以As也是各土地利用类型最主要的致癌风险因子。

表6 不同土地利用类型土壤重金属的暴露途径及非致癌风险(成人)

Table 6 Exposure pathways and non-carcinogenic risks of soil heavy metals in different land use types (adults)

重金属元素	暴露途径	As	Cd	Cr	Hg	Cu	Zn	Pb	Ni	HI
园地	经口	$1.25 \times 10^{-2}$	$2.67 \times 10^{-5}$	$3.99 \times 10^{-3}$	$1.33 \times 10^{-4}$	$1.16 \times 10^{-4}$	$9.05 \times 10^{-5}$	$7.77 \times 10^{-3}$	$2.95 \times 10^{-4}$	$2.86 \times 10^{-2}$
	皮肤	$3.49 \times 10^{-4}$	$3.04 \times 10^{-5}$	$2.28 \times 10^{-3}$	-	$1.32 \times 10^{-6}$	$1.03 \times 10^{-6}$	$8.82 \times 10^{-4}$	$1.25 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$4.5 \times 10^{-6}$	$3.93 \times 10^{-9}$	$6.17 \times 10^{-5}$	$6.55 \times 10^{-8}$	$2.67 \times 10^{-6}$	$1.33 \times 10^{-8}$	$7.63 \times 10^{-6}$	$4.21 \times 10^{-8}$	
	HQ	$1.29 \times 10^{-2}$	$5.71 \times 10^{-5}$	$6.33 \times 10^{-3}$	$1.33 \times 10^{-4}$	$1.19 \times 10^{-4}$	$9.15 \times 10^{-5}$	$8.66 \times 10^{-3}$	$3.08 \times 10^{-4}$	
建设用地	经口	$1.68 \times 10^{-2}$	$4.26 \times 10^{-5}$	$5.4 \times 10^{-3}$	$3.28 \times 10^{-4}$	$1.86 \times 10^{-4}$	$1.47 \times 10^{-4}$	$6.4 \times 10^{-3}$	$3.34 \times 10^{-4}$	$3.41 \times 10^{-2}$
	皮肤	$4.68 \times 10^{-4}$	$4.86 \times 10^{-5}$	$3.08 \times 10^{-3}$	-	$2.12 \times 10^{-6}$	$1.03 \times 10^{-6}$	$7.27 \times 10^{-4}$	$1.41 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$6.04 \times 10^{-6}$	$6.27 \times 10^{-9}$	$8.33 \times 10^{-5}$	$1.61 \times 10^{-7}$	$4.29 \times 10^{-6}$	$1.33 \times 10^{-8}$	$6.28 \times 10^{-6}$	$4.77 \times 10^{-8}$	
	HQ	$1.73 \times 10^{-2}$	$9.12 \times 10^{-5}$	$8.56 \times 10^{-3}$	$3.28 \times 10^{-4}$	$1.92 \times 10^{-4}$	$1.48 \times 10^{-4}$	$7.13 \times 10^{-3}$	$3.48 \times 10^{-4}$	
耕地	经口	$1.10 \times 10^{-2}$	$4.22 \times 10^{-5}$	$4.69 \times 10^{-3}$	$3.15 \times 10^{-4}$	$1.54 \times 10^{-4}$	$1.09 \times 10^{-4}$	$6.21 \times 10^{-3}$	$2.87 \times 10^{-4}$	$2.66 \times 10^{-2}$
	皮肤	$3.08 \times 10^{-4}$	$4.81 \times 10^{-5}$	$2.68 \times 10^{-3}$	-	$1.76 \times 10^{-6}$	$1.25 \times 10^{-6}$	$7.05 \times 10^{-4}$	$1.21 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$3.97 \times 10^{-6}$	$6.21 \times 10^{-9}$	$7.25 \times 10^{-5}$	$1.55 \times 10^{-7}$	$3.55 \times 10^{-6}$	$1.61 \times 10^{-8}$	$6.1 \times 10^{-6}$	$4.1 \times 10^{-8}$	
	HQ	$1.13 \times 10^{-2}$	$9.03 \times 10^{-5}$	$7.44 \times 10^{-3}$	$3.15 \times 10^{-4}$	$1.59 \times 10^{-4}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$6.92 \times 10^{-3}$	$2.99 \times 10^{-4}$	
林地	经口	$1.4 \times 10^{-2}$	$3.36 \times 10^{-5}$	$4.57 \times 10^{-3}$	$1.59 \times 10^{-4}$	$1.48 \times 10^{-4}$	$1.06 \times 10^{-4}$	$6.9 \times 10^{-3}$	$3.23 \times 10^{-4}$	$3.01 \times 10^{-2}$
	皮肤	$3.9 \times 10^{-4}$	$3.84 \times 10^{-5}$	$2.61 \times 10^{-3}$	-	$1.69 \times 10^{-6}$	$1.21 \times 10^{-6}$	$7.83 \times 10^{-4}$	$1.36 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$5 \times 10^{-6}$	$4.96 \times 10^{-9}$	$7.06 \times 10^{-5}$	$7.82 \times 10^{-8}$	$3.41 \times 10^{-6}$	$1.56 \times 10^{-8}$	$6.77 \times 10^{-6}$	$4.61 \times 10^{-8}$	
	HQ	$1.44 \times 10^{-2}$	$7.2 \times 10^{-5}$	$7.18 \times 10^{-3}$	$1.59 \times 10^{-4}$	$1.53 \times 10^{-4}$	$1.07 \times 10^{-4}$	$7.69 \times 10^{-3}$	$3.37 \times 10^{-4}$	

表7 不同土地利用类型土壤重金属的暴露途径及非致癌健康风险评价(儿童)

Table 7 Exposure pathways and non-carcinogenic risks of soil heavy metals in different land use types (child)

重金属元素	暴露途径	As	Cd	Cr	Hg	Cu	Zn	Pb	Ni	HI
园地	经口	$3.7 \times 10^{-2}$	$7.86 \times 10^{-5}$	$1.18 \times 10^{-2}$	$3.93 \times 10^{-4}$	$3.4 \times 10^{-4}$	$2.67 \times 10^{-4}$	$2.29 \times 10^{-2}$	$8.68 \times 10^{-4}$	$8.27 \times 10^{-2}$
	皮肤	$5.16 \times 10^{-4}$	$4.5 \times 10^{-5}$	$3.37 \times 10^{-3}$	-	$1.95 \times 10^{-6}$	$1.53 \times 10^{-6}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$1.84 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$6.65 \times 10^{-6}$	$5.8 \times 10^{-8}$	$9.1 \times 10^{-5}$	$5.03 \times 10^{-8}$	$3.94 \times 10^{-6}$	$5.9 \times 10^{-8}$	$1.13 \times 10^{-5}$	$6.22 \times 10^{-8}$	
	HQ	$3.75 \times 10^{-2}$	$1.24 \times 10^{-4}$	$1.53 \times 10^{-2}$	$3.93 \times 10^{-4}$	$3.46 \times 10^{-4}$	$2.69 \times 10^{-4}$	$2.42 \times 10^{-2}$	$8.86 \times 10^{-4}$	
建设用地	经口	$4.96 \times 10^{-2}$	$1.26 \times 10^{-4}$	$1.59 \times 10^{-2}$	$9.68 \times 10^{-4}$	$5.47 \times 10^{-4}$	$4.34 \times 10^{-4}$	$1.89 \times 10^{-2}$	$9.83 \times 10^{-4}$	$9.89 \times 10^{-2}$
	皮肤	$6.92 \times 10^{-4}$	$7.19 \times 10^{-5}$	$4.55 \times 10^{-3}$	-	$3.13 \times 10^{-6}$	$2.48 \times 10^{-6}$	$1.07 \times 10^{-3}$	$2.08 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$8.92 \times 10^{-6}$	$9.25 \times 10^{-8}$	$1.23 \times 10^{-4}$	$1.24 \times 10^{-7}$	$6.33 \times 10^{-6}$	$9.59 \times 10^{-8}$	$9.28 \times 10^{-6}$	$7.04 \times 10^{-8}$	
	HQ	$5.03 \times 10^{-2}$	$8.45 \times 10^{-5}$	$2.06 \times 10^{-2}$	$9.68 \times 10^{-4}$	$5.56 \times 10^{-4}$	$4.37 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-3}$	
耕地	经口	$3.26 \times 10^{-2}$	$1.24 \times 10^{-4}$	$1.38 \times 10^{-2}$	$9.29 \times 10^{-4}$	$4.53 \times 10^{-4}$	$3.22 \times 10^{-4}$	$1.83 \times 10^{-2}$	$8.47 \times 10^{-4}$	$7.74 \times 10^{-2}$
	皮肤	$4.56 \times 10^{-4}$	$7.12 \times 10^{-5}$	$3.96 \times 10^{-3}$	-	$2.59 \times 10^{-6}$	$1.84 \times 10^{-6}$	$1.04 \times 10^{-3}$	$1.79 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$5.87 \times 10^{-6}$	$9.16 \times 10^{-8}$	$1.07 \times 10^{-4}$	$1.19 \times 10^{-7}$	$5.24 \times 10^{-6}$	$7.15 \times 10^{-8}$	$9.0 \times 10^{-6}$	$6.06 \times 10^{-8}$	
	HQ	$3.31 \times 10^{-2}$	$1.95 \times 10^{-4}$	$1.79 \times 10^{-2}$	$9.29 \times 10^{-4}$	$4.61 \times 10^{-4}$	$3.24 \times 10^{-4}$	$1.93 \times 10^{-2}$	$8.65 \times 10^{-4}$	
林地	经口	$4.14 \times 10^{-2}$	$1.03 \times 10^{-4}$	$1.35 \times 10^{-2}$	$4.7 \times 10^{-4}$	$4.75 \times 10^{-4}$	$3.9 \times 10^{-4}$	$2.03 \times 10^{-2}$	$9.52 \times 10^{-4}$	$8.77 \times 10^{-2}$
	皮肤	$5.78 \times 10^{-4}$	$4.09 \times 10^{-5}$	$3.86 \times 10^{-3}$	-	$1.92 \times 10^{-6}$	$1.54 \times 10^{-6}$	$1.16 \times 10^{-3}$	$2.02 \times 10^{-5}$	
	呼吸	$7.44 \times 10^{-6}$	$5.67 \times 10^{-8}$	$1.04 \times 10^{-4}$	$6.0 \times 10^{-8}$	$4.16 \times 10^{-6}$	$2.14 \times 10^{-8}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$6.82 \times 10^{-8}$	
	HQ	$4.2 \times 10^{-2}$	$1.44 \times 10^{-4}$	$1.75 \times 10^{-2}$	$4.7 \times 10^{-4}$	$4.81 \times 10^{-4}$	$3.92 \times 10^{-4}$	$2.15 \times 10^{-2}$	$9.72 \times 10^{-4}$	

### 3 结论

(1) 研究区表层土壤 Hg、Cd、As、Cu、Pb、Ni、Zn、Cr 含量分别为 0.104、0.051、5.49、9.05、42.5、11.5、56.6、25.6 mg/kg, 其中 Hg、Cd、Pb、Ni、Zn 的均值超过了广东省背景值, 分别为背景值的 1.89、1.24、1.43、1.20、1.56 倍。

(2) 普宁市综合潜在生态风险指数 RI 变化范围为 34.06~1 299.33, 均值为 179.08, 说明研究区具有中等强度的潜在生态风险, 综合潜在生态风险指数 RI 为建设用地>耕地>林地>园地, Hg、Cd 是各土地利用类型

潜在生态风险最大的 2 个贡献因子。

(3) Hg、Cd、Cu 3 种重金属的生态风险高值区主要分布在研究区北部和中部地区, As 的生态风险高值区主要分布在中部及南部地区。

(4) 研究区 8 种重金属成人和儿童的 HQ 和 HI 均小于 1, 不存在非致癌健康风险, 4 种土地利用类型的 HI 表现为建设用地>林地>园地>耕地, As、Pb、Cr 是各土地利用类型非致癌风险最大的 3 个贡献因子。

(5) 各土地利用类型土壤 As 对儿童和成人的 CR 大于 US EPA 推荐的土壤治理标准 ( $10^{-6}$ ), Cd 和 Cr 的 CR 小于  $10^{-6}$ 。4 种土地利用类型的 TCR 表现为建设

表 8 不同土地利用类型土壤重金属的暴露途径及致癌健康风险评价  
Table 8 Exposure pathways of heavy metals in soils with different land use types and risk assessment of cancer

重金属元素	暴露途径	园地	建设用地	耕地	林地	
成人	As	经口	$1.64 \times 10^{-5}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$1.45 \times 10^{-5}$	$1.84 \times 10^{-5}$
		皮肤	$4.58 \times 10^{-8}$	$6.14 \times 10^{-8}$	$4.04 \times 10^{-8}$	$5.13 \times 10^{-8}$
		呼吸	$2.43 \times 10^{-8}$	$3.26 \times 10^{-8}$	$2.15 \times 10^{-8}$	$2.73 \times 10^{-8}$
		CR	$1.65 \times 10^{-5}$	$2.21 \times 10^{-5}$	$1.46 \times 10^{-5}$	$1.85 \times 10^{-5}$
	Cd	经口	$4.74 \times 10^{-7}$	$7.56 \times 10^{-7}$	$7.49 \times 10^{-7}$	$5.98 \times 10^{-7}$
		皮肤	$5.41 \times 10^{-10}$	$8.64 \times 10^{-10}$	$8.55 \times 10^{-10}$	$6.83 \times 10^{-10}$
		呼吸	$2.06 \times 10^{-11}$	$3.29 \times 10^{-11}$	$3.26 \times 10^{-11}$	$2.6 \times 10^{-11}$
		CR	$4.75 \times 10^{-7}$	$7.57 \times 10^{-7}$	$7.5 \times 10^{-7}$	$5.99 \times 10^{-7}$
	Cr	经口	-	-	-	-
		皮肤	-	-	-	-
		呼吸	$2.16 \times 10^{-7}$	$2.92 \times 10^{-7}$	$2.54 \times 10^{-7}$	$2.47 \times 10^{-7}$
		CR	$2.16 \times 10^{-7}$	$2.92 \times 10^{-7}$	$2.54 \times 10^{-7}$	$2.47 \times 10^{-7}$
TCR		$1.72 \times 10^{-5}$	$2.31 \times 10^{-5}$	$1.56 \times 10^{-5}$	$1.93 \times 10^{-5}$	
儿童	As	经口	$4.86 \times 10^{-5}$	$6.52 \times 10^{-5}$	$4.29 \times 10^{-5}$	$5.42 \times 10^{-5}$
		皮肤	$6.76 \times 10^{-6}$	$9.08 \times 10^{-6}$	$5.97 \times 10^{-6}$	$7.57 \times 10^{-6}$
		呼吸	$3.35 \times 10^{-8}$	$4.49 \times 10^{-8}$	$2.96 \times 10^{-8}$	$3.75 \times 10^{-8}$
		CR	$5.54 \times 10^{-5}$	$7.43 \times 10^{-5}$	$4.89 \times 10^{-5}$	$6.18 \times 10^{-5}$
	Cd	经口	$1.4 \times 10^{-6}$	$2.24 \times 10^{-6}$	$2.22 \times 10^{-6}$	$1.77 \times 10^{-6}$
		皮肤	$8.0 \times 10^{-8}$	$1.28 \times 10^{-7}$	$1.26 \times 10^{-7}$	$1.04 \times 10^{-7}$
		呼吸	$2.83 \times 10^{-13}$	$4.52 \times 10^{-13}$	$4.47 \times 10^{-13}$	$3.57 \times 10^{-13}$
		CR	$1.48 \times 10^{-6}$	$2.37 \times 10^{-6}$	$2.35 \times 10^{-6}$	$1.87 \times 10^{-6}$
	Cr	经口	-	-	-	-
		皮肤	-	-	-	-
		呼吸	$2.97 \times 10^{-7}$	$4.01 \times 10^{-7}$	$3.49 \times 10^{-7}$	$3.4 \times 10^{-7}$
		CR	$2.97 \times 10^{-7}$	$4.01 \times 10^{-7}$	$3.49 \times 10^{-7}$	$3.4 \times 10^{-7}$
TCR		$5.72 \times 10^{-5}$	$7.71 \times 10^{-5}$	$5.16 \times 10^{-5}$	$6.4 \times 10^{-5}$	

用地>林地>园地>耕地, As 也是各土地利用类型最主要的致癌风险因子。

[参考文献]

[1] 易文利,董奇,杨飞,等. 陕西省宝鸡市不同功能区土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 环境与职业医学, 2018,35(11):1019-1024.  
Yi Wenli, Dong Qi, Yang Fei, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soils in different functional areas of Baoji City, Shaanxi Province[J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2018, 35(11):1019-1024.

[2] 杨振,丁启燕,宋万营. 湖北省土壤重金属污染健康风险评价[J]. 国外医学:医学地册, 2018,39(3):181-187.  
Yang Zhen, Ding Qiyan, Song Wanying. Health risk assessment of soil heavy metal pollution in Hubei Province[J]. Foreign Medical Science: Section of Medgeography, 2018, 39(3):181-187.

[3] 李有文,王晶,巨天珍,等. 白银市不同功能区土壤重金属污染特征及其健康风险评价[J]. 生态学杂志, 2017,36(5):1408-1418.

Li Youwen, Wang Jing, Ju Tianzhen, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soil in different functional areas of Baiyin City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017,36(5):1408-1418.

[4] 宋颖,李华栋,时文博,等. 黄河三角洲湿地重金属污染生态风险评价[J]. 环境保护科学, 2018,44(5):118-122.  
Song Ying, Li Huadong, Shi Wenbo, et al. Ecological risk assessment of heavy metal pollution in wetland of the Yellow River Delta[J]. Environmental Protection Science, 2018, 44(5):118-122.

[5] 杨杉,汪军,李洪刚,等. 重庆市绿地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 土壤通报, 2018,49(4):966-972.  
Yang Shan, Wang Jun, Li Honggang, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of greenland soils in Chongqing City[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018,49(4):966-972.

[6] Cui Z W, Wang Y, Zhao N, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in paddy soils of Yongshuyu irrigation area from Songhua River basin, north-east China[J]. Chinese Geographical Science, 2018, 28(5):797-809.

- [7] 周永超,孙慧兰,陈学刚,等. 绿洲城市伊宁市表层土壤重金属污染特征及其生态风险评价[J]. 干旱区资源与环境, 2019,33(2):127-133.  
Zhou Yongchao, Sun Huilan, Chen Xuegang, et al. Heavy metal pollution characteristics and ecological risk assessment of surface soil in Yining City, an oasis city[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2019,33(2):127-133.
- [8] 蔡云梅,张艳林,任露陆,等. 广州城区菜地土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 广东农业科学, 2019,46(2):73-78.  
Cai Yunmei, Zhang Yanlin, Ren Lulu, et al. Heavy metal pollution characteristics and ecological risk assessment of vegetable soils in Guangzhou City[J]. Guangdong Agricultural Science, 2019,46(2):73-78.
- [9] Wang Z X, Guo Q W, Yang Z H, et al. A land use-based spatial analysis method for human health risk assessment of heavy metals in soil and its application in Zhuzhou City, Hunan Province, China[J]. Journal of Central South University, 2016,23(8):1915-1923.
- [10] 李春芳,曹见飞,吕建树,等. 不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险[J]. 环境科学, 2018,39(12):5628-5638.  
Li Chunfang, Cao Jianfei, Lyu Jianshu, et al. Heavy metal ecological risk and human health risk in different land use types[J]. Environmental Science, 2018,39(12):5628-5638.
- [11] Liu H, Wang H, Zhang Y, et al. Risk assessment, spatial distribution, and source apportionment of heavy metals in Chinese surface soils from a typically tobacco cultivated area [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2018,25(17):1-12.
- [12] Zheng H, Ma Y. Pollution Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Contaminated Site Soils[C]. American Institute of Physics Conference Series, 2018.
- [13] 孙全平. 拉萨市典型区域农田土壤重金属空间分布及生态风险评价[J]. 北方园艺, 2018,25(22):124-129.  
Sun Quanping. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils in typical areas of Lhasa City[J]. Northern Horticulture, 2018(22):124-129.
- [14] Harmanescu M, Alda L M, Bordean D M, et al. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania[J]. Chemistry Central Journal, 2011,5(1):64-64.
- [15] 谢团辉,郭京霞,陈炎辉,等. 福建省某矿区周边土壤-农作物重金属空间变异特征与健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2019,38(3):544-554.  
Xie Tuanhui, Guo Jingxia, Chen Yanhui, et al. Spatial variability and health risk assessment of soil-crop heavy metals in a mining area around Fujian Province[J]. Journal of Agro-environment Science, 2019,38(3):544-554.
- [16] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980,14(8):975-1001.
- [17] US EPA. Exposure Factors Handbook (2011 Edition) [R]. 2011.
- [18] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册[M]. 成人卷. 北京: 中国环境科学出版社, 2013.  
Ministry of Environmental Protection. Chinese Population Exposure Parameter Manual[M]. Adult Volume. Beijing: China Environmental Science Press, 2013.
- [19] 杨蕊,李小平,王继文,等. 西宁市城市土壤重金属分布特征及其环境风险[J]. 生态学杂志, 2016,35(6):1531-1538.  
Yang Rui, Li Xiaoping, Wang Jiwen, et al. Distribution characteristics and environmental risk of heavy metals in urban soils of Xining City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016,35(6):1531-1538.
- [20] 於嘉闻,周金龙,曾妍妍,等. 农田土壤重金属健康风险评价对比分析[J]. 新疆农业科学, 2017,54(12):2293-2303.  
Yu Jiawen, Zhou Jinlong, Zeng Yanyan, et al. Comparative analysis of health risk assessment of heavy metals in farmland soil[J]. Xinjiang Agricultural Science, 2017, 54(12):2293-2303.
- [21] 钟振宇,杜红花,陈灿,等. 某工业区遗留场地土壤重金属污染及健康风险评价[J]. 湘潭大学自然科学学报, 2018,40(3):73.  
Zhong Zhenyu, Du Honghua, Chen Can, et al. Contamination and health risk assessment of heavy metal in soil of remaining industry site[J]. Natural Science Journal of Xiangtan University, 2018,40(3):73.