

武陟农田重金属污染特征及其与河流底泥的关联性分析

刘文超¹, 刘曦^{2*}, 温思寒¹ (1. 河南理工大学, 河南焦作 454003; 2. 焦作市生态环境局, 河南焦作 454150)

摘要 通过对武陟研究区农田土壤和河流底泥中 As、Cd、Cu、Ni 含量进行测定, 并采用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法、潜在生态风险指数法分析其污染特征, 对农田土壤与支流 1 和支流 2 底泥重金属含量之间的关联性进行分析。结果表明, Cd 的积累效应最明显, As、Ni 的积累效应次之, Cu 的积累效应不明显; As 和 Cd 含量的高值区主要分布在支流 1 和支流 2 附近, Ni 含量的高值区主要分布在靠近支流 1 的养殖场附近, Cu 含量的高值区主要分布在支流 1 附近。Cd 的单因子污染指数均值为 8.70, 属于重污染程度; Cu 和 Ni 所引起的污染处于清洁水平; As 含量处于警戒水平; Cd 的综合潜在生态风险指数的贡献率 97%。农田中 Cd 与 As 之间存在同源污染, 底泥中的 Cd 和 As 也有同源性; 农田土壤的 Cd、As 与底泥中对应重金属的关联性最明显; 土壤重金属 Cu 和 Ni 与支流 1 底泥有关联性, Ni 还受养殖场的影响。

关键词 农田土壤; 河流底泥; 重金属; 含量特征; 空间分布; 污染评价; 关联性

中图分类号 X522 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2022)01-0079-07

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2022.01.021



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Analysis of the Characteristics of Heavy Metal Pollution in Wuzhi Farmland and Its Correlation with River Sediments

LIU Wen-chao¹, LIU Xi², WEN Si-han¹ (1. Henan University of Technology, Jiaozuo, Henan 454003; 2. Jiaozuo City Ecological Environment Bureau, Jiaozuo, Henan 454150)

Abstract By measuring the content of As, Cd, Cu, and Ni in the farmland soil and river sediment in the Wuzhi research area, and the single-factor pollution index method, Nemerow comprehensive pollution index method and potential ecological risk index method were used to analyze the pollution characteristics, the correlation between the contents of heavy metals in farmland soils and tributary 1 and tributary 2 sediments was analyzed. The results showed that the accumulation effect of Cd was the most obvious, followed by that of As and Ni, and the accumulation effect of Cu was not obvious. The high value areas of As and Cd were mainly distributed near tributary 1 and tributary 2, the high value areas of Ni were mainly distributed near the farm near tributary 1, and the high value areas of Cu were mainly distributed near tributary 1. The mean value of single factor pollution index of Cd was 8.70, which belonged to the degree of heavy pollution. The pollution caused by Cu and Ni were at a clean level; As content was at the alert level. The contribution of the combined potential ecological risk index of heavy metals for Cd was 97%. There was homologous contamination between Cd and As in agricultural fields, and Cd and As in substrates. The correlation between Cd and As in agricultural soils and the corresponding heavy metals in substrates was most obvious; soil heavy metals Cu and Ni were correlated with tributary 1 substrates, and Ni was also influenced by farms.

Key words Farmland soil; River sediment; Heavy metals; Content characteristics; Spatial distribution; Pollution evaluation; Relevance

进入工业时代以来,工业的发展以及城市化进程的深入都导致了土壤重金属污染状况的加重^[1]。在农业生产活动中,污水灌溉、农药及化肥等不合理使用,同时加上周边工业区产生的污染,都会导致农田土壤中重金属含量增加^[2],农田土壤重金属污染不仅会对农作物生长过程造成影响,还会对人类健康生活产生影响^[3]。已有众多学者使用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和潜在生态风险指数法对土壤重金属污染现状进行了评价^[4-7]。河流底泥作为地球表层生态和地质环境系统中有机组成部分,是水体环境中重要的物质寄主体^[8],通过分析河流底泥的污染状况,可以判断河流在历史是否受到污染^[9]。河流底泥重金属的污染不仅会对河流水体造成影响,而且会通过灌溉或地表径流的方式对周边农田土壤造成污染,亦有许多学者针对此问题进行了研究^[10-14],但是对于河流底泥与农田土壤重金属的关联性研究较少。

焦作市农田土壤环境质量状况总体良好,但由于焦作市正处于新型工业化、城镇化和农业现代化加速推进的关键时期,工业集聚区的建设加快、工业污水处理厂废水排放对河

道水质以及底泥的影响,均有可能对农田土壤造成影响,此外,局部地区土壤呈现新老污染并存、有机污染和无机污染交织的复杂局面,土壤环境形势不容乐观。众多学者对焦作土壤的环境进行了分析评价^[15-19],但是对焦作地区河流周边农田土壤重金属污染现状研究较少,且鲜有学者分析其与周边河流底泥关联性。因此,笔者对武陟研究区农田土壤中的 As、Cd、Cu 和 Ni 等重金属污染特征进行分析,并分析其与周边河流底泥中重金属的关联性,旨在为进一步做好农田土壤重金属污染防治工作提供一定参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况 武陟县位于焦作市东南部、黄河北岸,地处 113°11'~113°39'E、34°56'~35°10'N,全县总面积 860 km²,属于暖温带大陆性季风型气候。武陟县年平均气温 14.4℃,年平均降水量 575.1 mm,年平均无霜期 212 d。全县土壤主要为潮土类,占全县面积的 84.1%。研究区为流经武陟县内的河流 1 和河流 2 交汇处附近的农田土壤,如图 1 所示。

1.2 样品采集与处理 在支流 1 上取 L01~L06 共 6 个底泥采样点,在支流 2 上取 Y1~Y5 共 5 个底泥采样点,选择与底泥采样点相对应的农田位置作为农田土壤采样点,共计 11 个河流底泥样品和 28 个农田土壤样品,采样点布设如图 2 所示。采集农田表层土壤(0~20 cm)^[20],用四分法取约 1 kg

作者简介 刘文超(1994—),男,河南济源人,硕士研究生,研究方向:区域环境治理与生态修复。*通信作者,工程师,从事环境污染防治研究。

收稿日期 2021-03-22; **修回日期** 2021-05-20

的土壤样品;河流底泥样品采集河流采样断面两端及中心混合后的样品约 1 kg。土壤和河流底样品在没有阳光直射的

条件下风干,依次研磨,过 60 和 100 目尼龙筛,经消解和定容后用 ICP-MS 测定 Cd、Ni、Cu 和 As 等重金属含量。

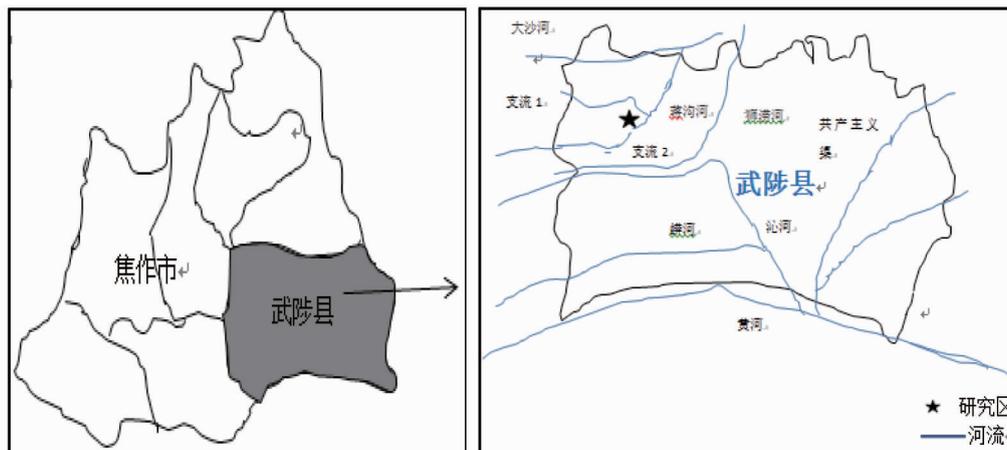


图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 Location diagram of study area



图 2 采样点布设

Fig. 2 Layout of sampling points

1.3 农田土壤重金属污染评价方法

1.3.1 变异系数法和富集因子法。变异系数(CV)能够反映数据变量空间上的离散程度,是富集与贫化程度的趋势性大小,是元素土壤空间分布的一个重要参数。当 $CV \leq 40\%$ 时,重金属可能来自成土母质或者面源污染;当 $CV > 40\%$ 时,重金属可能存在工业点源污染^[20]。富集因子(EF)为某一重金属元素的均值与其背景值的比值,反映某一重金属元素在研究区的富集程度,从而推断该重金属外源影响的大小。

1.3.2 单因子污染指数法。以土壤环境质量农用地土壤污染管控标准(GB 15618—2018)中的土壤筛选值作为污染评

价的参考值。单因子污染指数表达式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中, P_i 为某个重金属的单项污染指数, C_i 为重金属的测定值, S_i 为土壤筛选值。各重金属单因子污染指数评价分级标准见表 1。

1.3.3 内梅罗综合污染指数法。内梅罗综合污染指数法表达式如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_1^2 + P_2^2}{2}} \quad (2)$$

式中, P_i 为各重金属元素的最大单因子污染指数, P_2 为各重金属元素单因子污染指数平均值。土壤重金属综合污染评价分级标准^[21]如表 1 所示。

表 1 土壤重金属污染评价分级标准

Table 1 Evaluation and grading standards of heavy metal pollution in soil

等级 Grade	单因子污染指数(P_i) Single factor pollution index		内梅罗综合污染指数($P_{综}$) Nemeiro comprehensive pollution index	
	均值 Mean value	污染程度 Pollution degree	均值 Mean value	污染程度 Pollution degree
I	$P_i \leq 1$	清洁	$P_{综} \leq 0.7$	安全
II	$1 < P_i \leq 2$	轻污染	$0.7 < P_{综} \leq 1.0$	警戒级
III	$2 < P_i \leq 3$	中污染	$1.0 < P_{综} \leq 2.0$	轻污染
IV	$P_i > 3$	重污染	$2.0 < P_{综} \leq 3.0$	中污染
V			$P_{综} > 3.0$	重污染

1.3.4 潜在生态风险指数法。潜在生态风险指数法表达式如下:

$$E_r^i = T_r^i \times P_i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (4)$$

式中, P_i 为某个重金属的单项污染指数; E_r^i 为单因子潜在生态风险指数; T_r^i 为污染物毒性响应系数, 分别为 Cd 30、As 10、Cu 5、Ni 5; RI 为综合潜在生态风险指数。重金属潜在生态风险分级标准见表 2。

2 结果与分析

2.1 研究区农田表层土壤重金属含量特征 从表 3 可以看出, 农田土壤 Cd、As、Cu 和 Ni 平均含量表现出较大差异, 其平均含量从大到小依次为 Ni > Cu > As > Cd; Cd 含量为

0.25~12.97 mg/kg, 28 个农田点位均超过河南土壤背景值, 平均含量是河南土壤背景值的 34.8 倍; As、Cu 含量分别为 1.09~28.11、14.42~60.21 mg/kg, 分别有 64% 和 39% 农田点位超过河南土壤背景值, 平均含量是河南土壤背景值的 1.26 和 1.11 倍; Ni 含量为 18.32~150.14 mg/kg, 有 50% 农田点位超过河南土壤背景值, 平均含量是河南土壤背景值的 1.22 倍。综上可知, 这 4 种元素在土壤中有不同程度的积累, Cd 的积累效应最大, As、Ni 的积累效应次之, Cu 的积累效应较低。

表 2 重金属潜在生态风险分级标准

Table 2 Classification standard of potential ecological risk of heavy metals

等级 Grade	单因子潜在生态风险指数(E_r^i) Single factor potential ecological risk index		综合潜在生态风险指数(RI) Comprehensive potential ecological risk index	
	均值 Mean value	风险程度 Risk degree	均值 Mean value	风险程度 Risk degree
I	$E_r^i < 40$	轻微	RI < 150	轻微
II	$40 \leq E_r^i < 80$	中等	$150 \leq RI < 300$	中等
III	$80 \leq E_r^i < 160$	强	$300 \leq RI < 600$	强
IV	$160 \leq E_r^i < 320$	很强	RI ≥ 600	很强
V	$E_r^i \geq 320$	极强		

该区域农田土壤 pH 均大于 7.5, 从 4 种元素农用地土壤污染风险筛选值来看, 只有 Cd 和 As 超过了筛选值, 超标率分别为 93%、7%, 最大超标倍数分别为 20.62 和 0.12 倍; 从农用地土壤污染风险管控值来看, Cd 有 61% 的样品超过风险管控值, 超大超标倍数为 2.24 倍, 其余元素均未超标。从 4 种重金属的变异系数来看, Cd、As、Cu 和 Ni 的变异系数均大于 40%, 表明研究区农田土壤中这 4 种重金属含量变化主要受到点源污染的影响。

表 3 研究区表层土壤重金属含量特征

Table 3 Characteristics of heavy metal content in surface soil of the study area

重金属 Heavy metal	最大值 Max//mg/kg	最小值 Min//mg/kg	中位数 Median//mg/kg	平均值 Mean//mg/kg	富集因子 EF	变异系数 CV//%	样本个数 Number of samples		
Cd	12.97	0.25	4.63	5.22	34.80	71	28		
As	28.11	1.09	11.55	12.61	1.26	51	28		
Cu	60.21	14.42	20.15	24.52	1.11	48	28		
Ni	150.14	18.32	26.94	33.56	1.22	72	28		
重金属 Heavy metal	河南土壤背景值 Henan soil background value			农用地土壤污染风险筛选值 Screening value of soil pollution risk of agricultural land			农用地土壤污染风险管控值 Control value of soil pollution risk of agricultural land		
	背景值 Background values//mg/kg	超出个数 Number of exceed	超标率 exceeding standard rate//%	筛选值 Screening value //mg/kg	超出个数 Number of exceed	超标率 Exceeding standard rate//%	管控值 Control value//mg/kg	超出个数 Number of Exceed	超标率 Exceeding standard rate//%
Cd	0.15	28	100	0.6	26	93	4.0	17	61
As	10.00	18	64	25	2	7	100	0	0
Cu	22.00	11	39	100	0	0	—	—	—
Ni	27.60	14	50	190	0	0	—	—	—

2.2 研究区农田土壤重金属含量空间分布特征 使用 Arc-GIS 中反距离加权插值法绘制出研究区河流周边农田土壤重金属的空间分布图。从图 3~6 可以看出, 该区域 4 种重金属空间分布有一定的差异性和相似性。

重金属 Cd 和 As 的空间分布特征具有相似性, 如图 3~4 所示, 在支流 1 和支流 2 较近处存在高值区, 高值区在西南

侧靠近村落和公路的地方呈明显的西南—东北条带状分布。在距离河流较近的农田均有 Cd 的高值区, 说明支流 1 和支流 2 这 2 条河流对周边农田中 Cd 和 As 影响较大, 且根据实地调查, 发现该处农田日常灌溉取水均来自支流 1 和支流 2。曹露^[22]在对碧流河下游农田土壤重金属污染研究中发现距河流灌溉处较近的农田土壤重金属含量比较远处偏高, 该结

论与此次研究结论一致。在西南侧靠近村落和公路的地方 Cd 和 As 存在明显的高值区,根据调查该区域的化肥使用主要是磷肥,磷肥的原料中常含有 Cr、Cd、Hg、As、Pb、Zn、Cu、Ni 等重金属,其生产过程中无法完全去除,这部分重金属会保留在肥料中,进而影响到农田重金属含量,受影响最大的是 Cd 元素。庄重等^[23]研究也说明了使用磷肥会使农田土壤重金属含量升高,所以农田中 Cd 的超标可能与磷肥的使用有关。综上可知,农田中 Cd 和 As 元素在距离河流较近处主要

与河流灌溉有关,在西南方向可能是由于磷肥的施用。值得注意的是,因为饲料添加剂中含有大量砷的化合物,在养殖业中应用较广,经动物排泄物的农用,含砷化合物会被释放到农田中。王星蒙^[24]在对辽宁省畜禽养殖场周边土壤重金属污染评价中提到养殖场会对周边土壤造成 As 含量超标。而在该区域东北侧 As 的空间分布呈较为明显的带状分布,所以农田中的 As 还可能与附近养殖场中有机肥的施用有关。

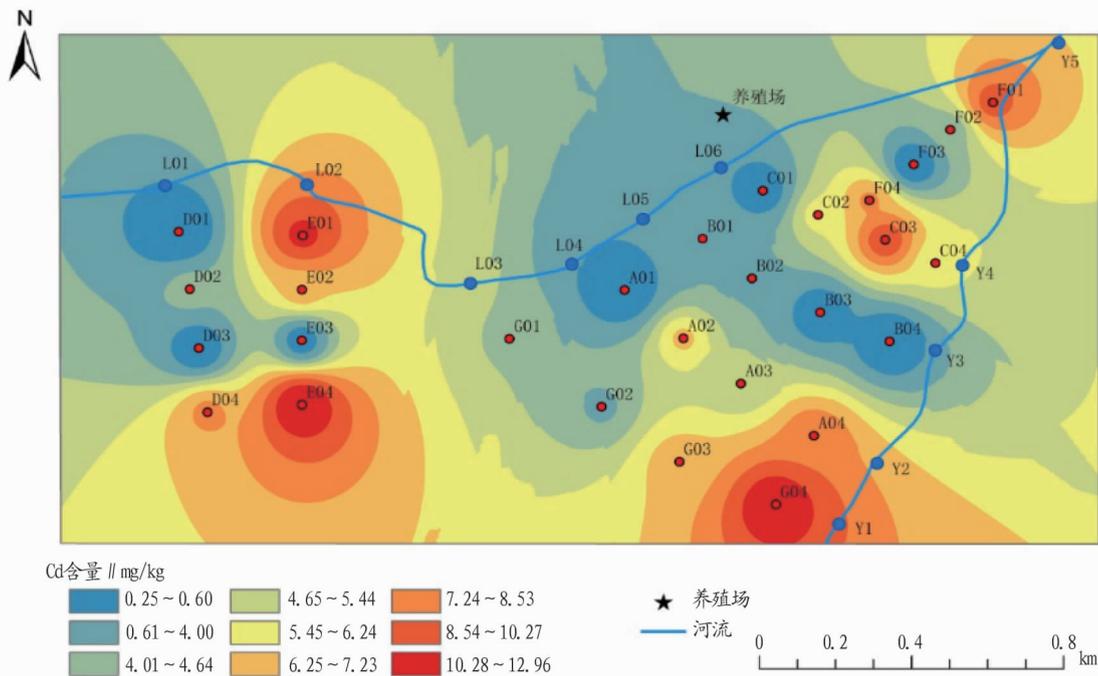


图3 研究区 Cd 含量空间分布

Fig.3 Spatial distribution of Cd content in the study area

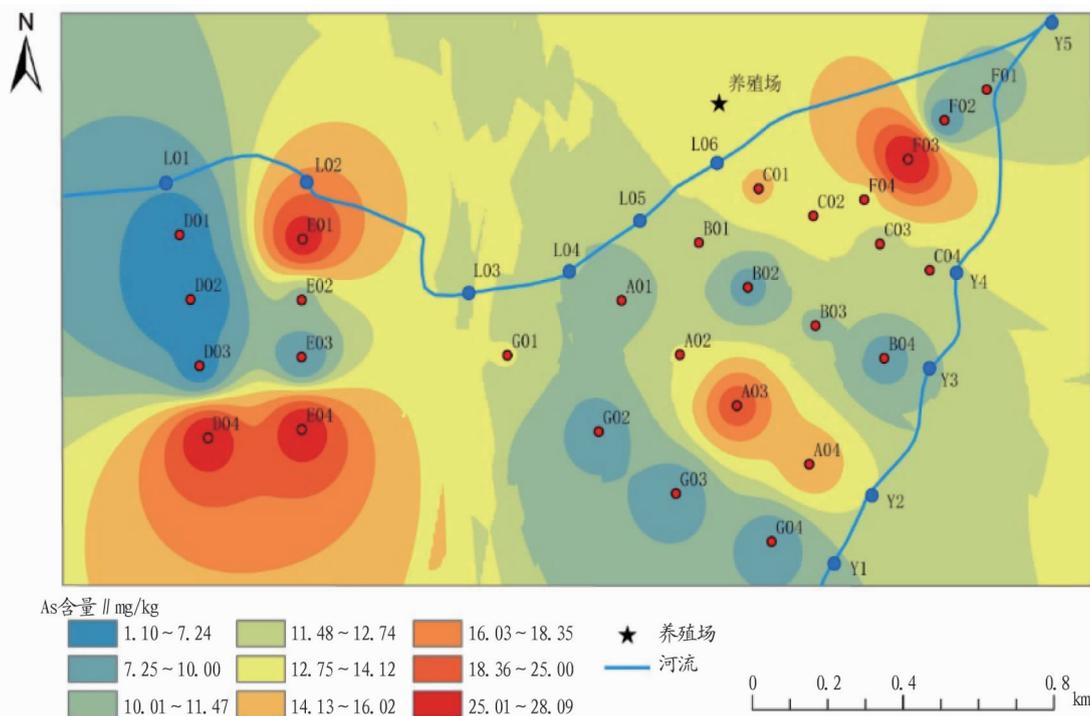


图4 研究区 As 含量空间分布

Fig.4 Spatial distribution of As content in the study area

研究区 Cu 含量的空间分布(图 5)显示,在靠近支流 1 的 D、E 采样点序列呈明显的条状分布,存在大范围的高值区。距离河流越远,Cu 含量越低。Cu 在该区域有 39% 的采样点含量超过了河南土壤背景值,Cu 含量超过背景值的采

样点主要来自 D、E 采样点系列。冯启言等^[25]研究荆马河水体对土壤的影响发现,污水灌溉下的农田土壤 Cu 含量是土壤背景值的 13.24 倍。根据前文可知,土壤中的 Cu 富集因子为 1.11,所以 Cu 元素的积累可能与支流 1 的灌溉有关。

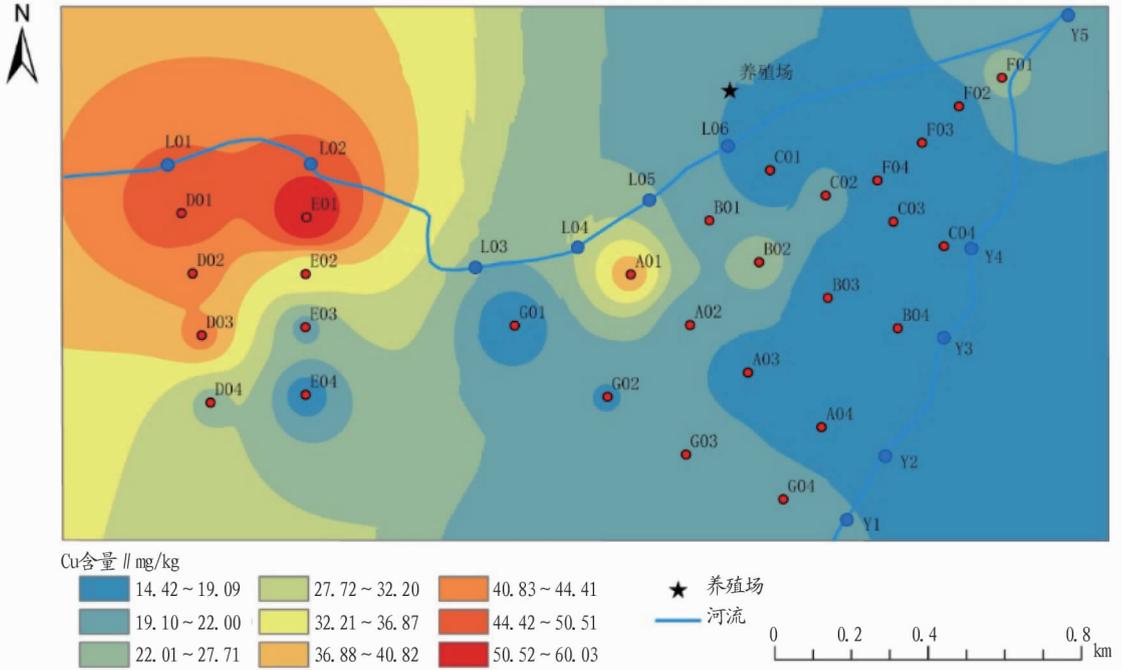


图 5 研究区 Cu 含量空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of Cu content in the study area

研究区 Ni 含量的空间分布(图 6)显示,Ni 含量在养殖场附近存在一定的高值区,且含量远超过河南土壤背景值,积累效应明显,呈现以养殖场为中心向四周呈逐渐下降的变化趋势。在靠近支流 1 的农田中,只有靠近养殖场的农田 Ni

含量存在高值区。靠近支流 1 和支流 2 的大部分农田 Ni 含量分布均匀。孙文静^[26]通过对内蒙古畜禽养殖场周边土壤重金属污染特征进行分析及评价,结果发现养殖场周边 Ni 的平均污染程度较高,高值区 Ni 含量污染源可能来自养殖场。

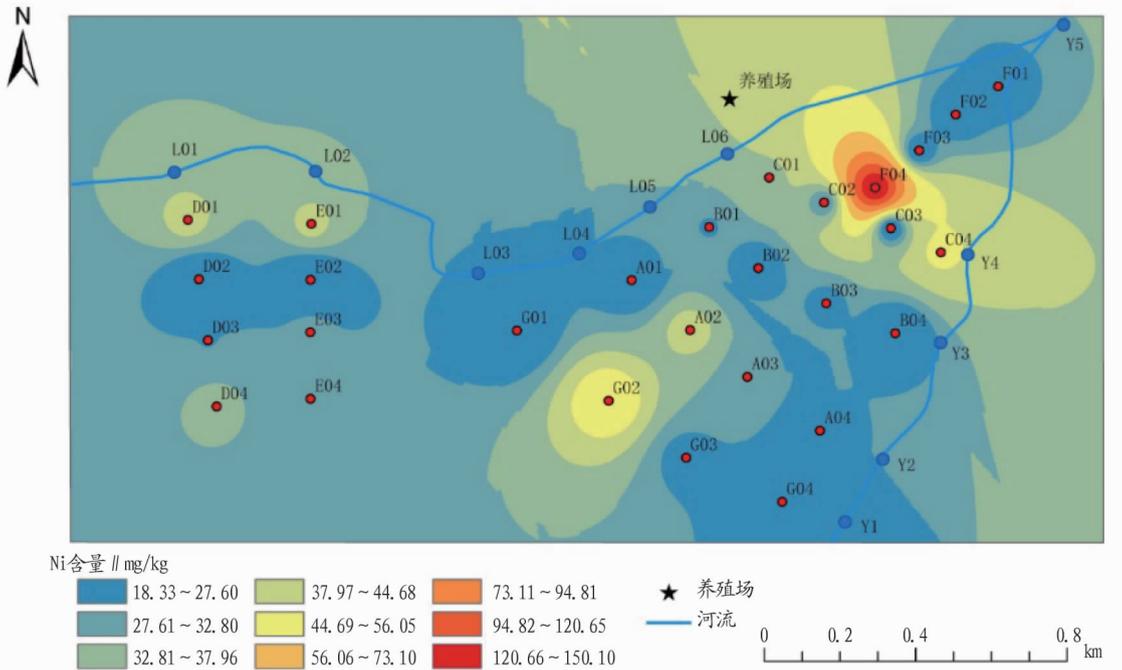


图 6 研究区 Ni 含量空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of Ni content in the study area

2.3 研究区农田土壤重金属污染评价

2.3.1 研究区重金属污染指数评价。从研究区重金属单因子污染指数评价结果(表4)可以看出,重金属单因子污染指数均值从大到小依次为 Cd>As>Cu>Ni。研究区农田土壤 Cd 的单因子污染指数均值为 8.70,污染级别为 IV,程度为重污染,应引起足够的重视;其余重金属污染级别均为 I,均为清洁级别。

表4 研究区农田土壤重金属单因子污染指数

Table 4 Single factor pollution index of heavy metals in farmland soil of the study area

重金属 Heavy metal	P_i			污染等级 Pollution level	污染程度 Pollution degree
	最大值 Max	最小值 Min	均值 Mean		
Cd	21.62	0.42	8.70	IV	重污染
As	1.12	0.04	0.51	I	清洁
Ni	0.79	0.10	0.18	I	清洁
Cu	0.60	0.14	0.25	I	清洁

从研究区重金属内梅罗综合污染指数评价结果(表5)可以看出,研究区农田土壤处于重污染程度的采样点占 71.4%,处于轻污染程度的采样点占 17.9%,处于警戒级的采样点占 3.6%,只有 7.1%的采样点处于安全范围内。由此可见,研究区农田土壤重金属污染较重,应尽快找到主要污染源,采取有效的防治措施。

表6 研究区农田土壤重金属生态风险指数

Table 6 Ecological risk index of heavy metals in farmland soils in the study area

项目 Item	单因子潜在生态风险指数(E_i^i) Single factor potential ecological risk index				综合潜在生态风险指数(RI) Comprehensive potential ecological risk index
	Cd	As	Ni	Cu	
最大值 Max	648.50	11.24	3.95	3.01	666.70
最小值 Min	12.50	0.44	0.48	0.72	14.14
均值 Mean	261.07	5.04	0.88	1.23	268.22

表7 不同潜在生态风险等级采样点所占比例

Table 7 Proportion of sampling points with different potential ecological risk levels %

等级 Grade	Cd	As	Ni	Cu
轻微 Slight	4	100	100	100
中等 Medium	20	0	0	0
强 Strong	4	0	0	0
很强 Very strong	13	0	0	0
极强 Extremely strong	59	0	0	0

2.4 研究区农田土壤重金属含量之间的相关性

2.4.1 农田重金属含量之间的相关性。通过 SPSS 软件,运用皮尔逊双尾检验法对 Cd、As、Ni、Cu 这 4 种重金属元素进行测试分析,研究他们是否具有相关性。从表 8 可以看出,研究区农田土壤重金属 Cd 与 As 的相关系数为 0.791,它们之间表现为显著相关($P<0.01$),Cd 与 As 之间存在同源污染,它们的污染来源可能来自污水灌溉和喷施农药等。

2.4.2 河流底泥重金属含量之间的相关性。根据 SPSS 分析结果(表 9)可知,研究区河流底泥重金属含量间存在一定

表5 研究区农田土壤重金属内梅罗综合污染指数

Table 5 Comprehensive pollution index of heavy metals in farmland soil in study area

污染等级 Pollution level	污染程度 Pollution degree	样本数量 Sample size	所占比例 Proportion/%
I	安全	2	7.1
II	警戒级	1	3.6
III	轻污染	5	17.9
IV	中污染	0	0
V	重污染	20	71.4

2.3.2 研究区重金属潜在生态风险评价。从表 6 可以看出,4 种重金属元素单项潜在生态风险指数由高到低为 Cd>As>Cu>Ni,只有 Cd 元素的潜在生态风险指数均值大于 40,而其余元素均小于 40;由 Cd 的潜在生态风险指数计算结果(表 7)可知,Cd 处于极强生态风险的所占比例高达 59%,有 24%的处于轻微、中等级别。各重金属元素的综合潜在生态风险指数(RI)最大值为 666.70,最小值为 14.14,均值为 268.22,处于中等风险级别。其中 Cd 元素对综合潜在生态风险指数的贡献率达 97%,其余元素贡献率占 3%,表明 Cd 是主要污染因子,应引起重点关注。这与孙文贤等^[27]对高青县设施农田土壤重金属分布特征及污染评价的结论一致。

的相关性。Cd 和 As 的相关系数为 0.754,Ni 和 As 的相关系数为 0.893,表明 As 与 Cd、As 与 Ni 之间均存在显著相关性($P<0.01$),可能存在同源污染。经前期调研,2 条河流上游以前存在有皮革厂、冶金厂等,河流底泥中的 Cd 和 As 可能来源于历史时期的积累;由前文可知,Ni 的来源可能与养殖场有关,可以推测底泥中 As 含量的变化也受到养殖场的影响。

表8 研究区农田土壤重金属含量之间的相关性

Table 8 Correlation between heavy metal contents in farmland soil of the study area

重金属 Heavy metal	Cd	Cu	Ni	As
Cd	1			
Cu	-0.037	1		
Ni	0.112	0.293	1	
As	0.791**	-0.157	0.074	1

注:**表示在 0.01 级别(双尾)相关性显著

Note:** means that the correlation is significant at 0.01 level (two-tailed)

2.5 研究区河流底泥与农田重金属关联性分析 历史时期河流周边工厂废水的排放造成了支流 1 和支流 2 底泥中重金属的沉积,通过河流灌溉或地表径流等方式导致了距离河流较近的农田土壤重金属的积累。研究区河流底泥重金属含量如表 10~11 所示。

表 9 研究区底泥土壤重金属含量之间的相关性

Table 9 Correlation between heavy metal contents in sediment soil of the study area

重金属 Heavy metal	Cd	As	Cu	Ni
Cd	1			
As	0.754**	1		
Cu	-0.192	-0.227	1	
Ni	0.275	0.893**	-0.081	1

注: ** 表示在 0.01 级别(双尾)相关性显著

Note: ** means that the correlation is significant at 0.01 level (two-tailed)

表 10 支流 1 底泥重金属含量

Table 10 Heavy metal contents in sediment of section 1 of tributary

采样点 Sampling site	Cd	As	Ni	Cu
L01	2.73	14.77	28.63	70.75
L02	23.60	45.96	26.90	103.12
L03	4.63	48.95	13.90	63.45
L04	1.59	10.11	27.83	65.28
L05	4.44	41.66	33.61	63.26
L06	3.93	44.22	32.75	54.83

表 11 支流 2 底泥重金属含量

Table 11 Heavy metal contents in sediment of section 2 of tributary

采样点 Sampling site	Cd	As	Ni	Cu
Y1	36.24	22.17	20.72	22.45
Y2	5.85	31.77	48.40	26.80
Y3	37.69	45.57	29.36	28.99
Y4	27.95	46.47	28.23	15.52
Y5	22.59	48.97	78.75	48.47

根据前文空间分布图(图 3~6)可知,Cd 含量高值区主要分布在支流 1 底泥采样点位 L02 和支流 2 底泥采样点位 Y1、Y3、Y4、Y5 附近。其中 L02 的 Cd 含量为支流 1 中含量最高的点位,支流 2 中的 4 个采样点位 Cd 含量较高,这表明农田中 Cd 含量和底泥中 Cd 含量关联性明显。刘双^[28]研究河流沉积物对 Cd 的影响表明,Cd 的积累效应不易去除,结合前期调查,河流上游皮革厂中曾超标排放 Cd,这是农田中 Cd 的主要来源。农田中 As 含量的高值区主要分布在支流 1 底泥采样点位 L02、L03 和 L06 以及支流 2 底泥采样点位 Y3、Y4、Y5 附近。与此同时,这些底泥采样点位的 As 含量较高,所以河水灌溉是影响农田 As 含量的最主要因素。王玲玲等^[29]在一起河流 As 污染事故的处置与监测分析中发现河

流上游的工厂排放的 As 会影响河流的水质质量,As 沉积到河流底泥中不易消除,进而影响农田。Ni 含量的高值区分布在支流 1 采样点位 L05 和 L06 附近,该点位 Ni 含量分别为 33.61 和 32.75 mg/kg,根据前文可知,农田中 Ni 主要来源于养殖场并且养殖场位于采样点位 L06 附近,由此可知,养殖场可能是 Ni 最大的污染源。Cu 的农田高值区分布在支流 1 附近,且支流 1 底泥采样点的 Cu 含量高于支流 2 底泥采样点的 Cu 含量,所以研究区农田土壤中 Cu 含量与支流 1 底泥的关联性高于其与支流 2 底泥的关联性。在支流 1 和支流 2 的河流底泥中,所有底泥样品的 Cd 含量和 73%样品的 As 含量高于对应筛选值,最大超标倍数分别为 61.82 和 0.96 倍,且有 73%采样点 Cd 含量超过管控值,最大超标倍数为 8.42 倍。

3 结论

在研究区的农田土壤重金属中,Cd 的积累效应最明显,As、Ni 的积累效应次之,Cu 的积累效应不明显。农田土壤 Cd 的单因子污染指数均值为 8.70,达到重污染水平,As、Ni 和 Cu 的平均含量处于清洁级别。研究区农田土壤处于重污染程度的采样点占 71.4%,处于轻污染程度的采样点占 17.9%,处于警戒级的采样点占 3.6%,只有 7.1%的采样点重金属含量处于安全范围内。Cd 元素对各重金属综合潜在生态风险指数的贡献率达 97%,其余元素贡献率占 3%。农田中的 Cd 与 As 之间存在同源污染,河流底泥中的 Cd 和 As 可能来源于历史时期的积累,As 和 Ni 的相关系数为 0.893,表明 As 与 Ni 有相同的来源。

由研究区河流周边农田土壤与河流底泥重金属的关联性分析结果可知,底泥与农田土壤中 Cd 元素的关联性最明显,从空间分布来看,分布在支流 2 周边的 Cd 高值区多于支流 1,可知支流 2 比支流 1 对周边农田土壤中的 Cd 污染来源贡献大;Ni 的高值区在养殖场附近,Ni 的污染来源主要受养殖场影响;农田土壤中 Cu 含量与支流 1 相关性较高。

总体来看,农田和底泥中 Cd 含量均存在超过管控值的现象,超标率分别为 61%和 73%,最大超标倍数分别为 2.24 和 8.42 倍,Cd 生态风险程度较高,需要引起高度重视;分别有 7%土壤样品和 73%底泥样品的 As 含量高于筛选值,超标倍数分别为 0.12 和 0.96 倍,As 生态风险程度相对较低,但亦应当引起重视。研究区农田土壤中 Cd 与河流底泥中 Cd 具有较高的关联性,且 Cd 与 As 的来源具有相似性。因此,在以后的农田生产活动中,应当对研究区河流底泥和灌溉水进行定期监测以及对河流底泥及时清淤,以确保农田能够生产出高质量的农作物产品。

参考文献

- [1] 雷凌明. 农田土壤重金属污染现状与评价:以陕西泾惠渠灌区为例 [D]. 杨凌:西北农林科技大学,2015.
- [2] 骆永明. 中国主要土壤环境问题及对策 [M]. 南京:河海大学出版社,2008.
- [3] 黄秋婵,韦友欢,黎晓峰. 镉对人体健康的危害效应及其机理研究进展 [J]. 安徽农业科学,2007,35(9):2528-2531.
- [4] 戴彬,吕建树,战金成,等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价 [J]. 环境科学,2015,36(2):507-515.

润楠 [*M. nanmu* (Oliver) Hemsley] 在四川产区的近缘种检索表

1. 花被裂片外面无毛 2
2. 果椭圆形 滇润楠 *M. yunnanensis* Lec.
2. 果球形或近球形 3
3. 叶先端尾状渐尖;圆锥花序常顶生或近顶生,总梗与花等长或较长 小果润楠 *M. microcarpa* Hemsl.
3. 叶先端钝或钝渐尖;圆锥花序生当年生小枝下端或兼有近顶生者,总梗占花序长的 2/3~3/4 川黔润楠 *M. chuanchienensis* S. Lee
1. 花被裂片外面有绒毛、短柔毛或绢毛 4
4. 果较大,直径在 1.3 cm 以上;花常较大 绿叶润楠 *M. viridis* Hand.-Mazz.
4. 果较小,直径在 1.2 cm 以下;花常较小 5
5. 小枝无毛 6
6. 叶坚纸质;花白色,花被裂片先端钝圆;雄蕊花丝无毛 宜昌润楠 *M. ichangensis* Rehd. et Wils.
6. 叶薄革质;花淡绿黄色、淡黄至黄白色,花被片先端急尖;雄蕊花丝基部被柔毛 长梗润楠 *M. duhiei* King ex J. D. Hooker
5. 当年生,1 年生枝被黄柔毛,2 年生枝变无毛或有疏柔毛 7
7. 叶侧脉每边 8~12 条,叶柄纤细,无毛;果扁球形 利川润楠 *M. lichuanensis* Cheng ex S. Lee
7. 叶侧脉每边 6~8 条,叶柄粗,被毛;果卵形 润楠 *M. nanmu* (Oliver) Hemsley

参考文献

- [1] 何飞,隆廷伦,刘兴良,等. 保护植物润楠资源现状及分类学地位探讨[J]. 四川林业科技,2012,33(5):29-30.
- [2] 四川植物志编辑委员会. 四川植物志:第 1 卷[M]. 成都:四川人民出版社,1981.
- [3] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志:第 31 卷[M]. 北京:科学出版社,1982.
- [4] 中国树木志编辑委员会. 中国树木志:第 1 卷[M]. 北京:科学出版社,1983.
- [5] 中国科学院昆明植物研究所. 云南植物志:第 3 卷[M]. 北京:科学出版社,1983.
- [6] 中国科学院青藏高原综合科学考察队. 西藏植物志:第 2 卷[M]. 北京:科学出版社,1985.
- [7] 杨钦周. 四川树木分布[M]. 贵阳:贵州科技出版社,1997.
- [8] 李树刚,韦发南. 楠木名称考订[J]. 广西植物,1988,8(4):297-300.
- [9] 钟义,程欢,邓雄,等. 润楠属植物分类学研究进展[J]. 安徽农业科学,2012,40(13):7617-7619.
- [10] WU Z Y. Flora of China; Volume 7[M]. Beijing: Science Press, 2009.
- [11] 李锡文. 中国樟科植物一些修正[J]. 云南植物研究,1988,10(4):489-492.
- [12] 陈俊秋. 樟科润楠属植物系统学研究[D]. 勐腊:中国科学院研究生院(西双版纳热带植物园),2008.
- [13] 陈俊秋,李朗,李捷,等. 樟科润楠属植物 ITS 序列贝叶斯分析及其系统学意义[J]. 云南植物研究,2009,31(2):117-126.
- [14] 韦发南,唐赛春. 关于樟科润楠属和鳄梨属的分类界线问题[J]. 植物分类学报,2006,44(4):437-442.
- [15] 韦发南,王玉国,何顺清. 中国樟科润楠属植物一些种类修订[J]. 广西植物,2001,21(3):191-194,287.
- [16] 韦发南,唐赛春. 中国及越南樟科润楠属植物一些种类的修订[J]. 广西植物,2006,26(4):345-348.
- [17] 傅立国,陈潭清,郎楷永,等. 中国高等植物:第 3 卷[M]. 青岛:青岛出版社,2000.
- [18] 付巧玲. 河南省几个重点城市蔬菜基地的土壤重金属状况调查[J]. 河南农业科学,2008,37(4):64-66.
- [19] 黄风云,胡斌,成芬,等. 焦作温县怀山药土壤重金属污染分析[J]. 河南理工大学学报(自然科学版),2009,28(1):123-126.
- [20] 李子杰,孟源思,郑梦蕾,等. 某流域农田土壤-水稻系统重金属空间变异特征及生态健康风险评价[J]. 农业环境科学学报,2021,40(5):957-968.
- [21] 王越兴,尹魁浩,彭盛华,等. 深圳市河流底泥重金属的污染现状及生态风险评价[J]. 环境与健康杂志,2011,28(10):918-919.
- [22] 曹露. 碧流河下游农田土壤基本特性及重金属污染研究[D]. 大连:辽宁师范大学,2018.
- [23] 庄重,王琦琪,米子冬,等. 含磷肥料在土壤-植物系统中修复重金属污染的作用[J]. 磷肥与复肥,2020,35(7):16-20.
- [24] 王星蒙. 辽宁省畜禽养殖场周边土壤重金属污染评价[J]. 农业与技术,2021,41(3):108-112.
- [25] 冯启言,孟庆俊,韩宝平,等. 荆马河水体 Cu、Cd、Pb、Cr 污染及其对土壤的影响[J]. 环境科学与技术,2004,27(1):46-47,61.
- [26] 孙文静. 内蒙古畜禽养殖场周边土壤重金属污染特征及评价[J]. 环境监控与预警,2020,12(4):45-50.
- [27] 孙文贤,牛晓音,郑家文,等. 高青县设施农田土壤重金属分布特征及污染评价[J]. 山东理工大学学报(自然科学版),2021,35(3):17-23.
- [28] 刘双. 河流沉积物对 Cd²⁺ 和 Tl⁺ 的去除作用规律及机制[D]. 衡阳:南华大学,2015.
- [29] 王玲玲,多克辛,徐广华,等. 一起河流冲污事故的处置与监测分析[J]. 中国环境监测,2010,26(1):34-37.

(上接第 85 页)

- [5] 杨玉敏,师学义,张琛. 基于内梅罗指数法的复垦村庄土壤重金属污染评价及空间分布[J]. 水土保持研究,2016,23(4):338-343.
- [6] 张海威,张飞,夏楠. 准东地区不同区域土壤重金属关联性分析及空间分布[J]. 中国矿业,2017,26(5):74-80.
- [7] 刘硕,吴泉源,曹学江,等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学,2016,37(1):270-279.
- [8] 陈春华. 武汉东湖现代沉积物环境记录与界面环境地球化学[D]. 武汉:中国地质大学(武汉),2005.
- [9] 范玉超,王蒙,邵伦伦,等. 我国底泥重金属污染现状及其固化/稳定化修复技术研究进展[J]. 安徽农学通报,2016,22(13):97-101.
- [10] 王长智,任旭锋,梅荣武. 温州河道底泥重金属污染特征和分级评价[J]. 四川环境,2018,37(4):1-8.
- [11] 舒伟,陈明,高阳俊. 基于 3 种方法对河道底泥重金属污染评价[J]. 上海第二工业大学学报,2018,35(1):1-9.
- [12] 贾英,方明,吴友军,等. 上海河流沉积物重金属的污染特征与潜在生态风险[J]. 中国环境科学,2013,33(1):147-153.
- [13] 龙佳,张宁,崔佳. 黑臭水体底泥污染源调查及污染特性评价方法研究[J]. 市政技术,2018,36(6):171-173.
- [14] 陈伯扬. 重金属污染评价及方法对比:以福建浅海沉积物为例[J]. 地质与资源,2008,17(3):213-218,228.
- [15] 王心义,杨建,郭慧霞. 矿区煤矸石堆放引起土壤重金属污染研究[J]. 煤炭学报,2006,31(6):808-812.
- [16] 杨建,陈家军,王心义. 煤矸石堆周围土壤重金属污染空间分布及评价[J]. 农业环境科学学报,2008,27(3):873-878.
- [17] 王娟,胡斌,李东艳,等. 焦作市中马村矿土壤重金属污染调查评价