

Pollution Assessment and Source Approximation of Heavy Metals in the Soil along the Trafficway

—A Case Study of the Export of Huainan Expressway

Tanjie Liu¹, Linhua Sun^{1,2}

¹School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui

²School of Resources and Civil Engineering, Suzhou University, Suzhou Anhui

Email: paddingtonliu@126.com, sunlinh@126.com

Received: Feb. 4th, 2020; accepted: Feb. 19th, 2020; published: Feb. 26th, 2020

Abstract

Soil pollution along the trafficway has long been concerned. In this study, the soil samples near the export of Huainan expressway have been collected, and the contents of heavy metals (including As) have been measured, and then applied for pollution assessment and source approximation. The results showed that the contents of heavy metals were Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > As > Co > Hg > Cd. The coefficients of variation and p values of normal distribution test indicate that multi-sources were responsible for the heavy metal concentrations. Single pollution indexes, geo-accumulation indexes and Nemeru comprehensive pollution indexes showed that the soil samples were mainly slightly polluted, to a lesser extent, moderately to severely polluted. Cd, Hg and Zn have been identified as the main polluted ones. Three sources have been identified by correlation, cluster and factor analyses: natural source (weathering of parental rocks, adsorption of colloids), agricultural source (application of chemical fertilizer and pesticide) and traffic source (tire wearing et al.).

Keywords

Heavy Metals in Soil, Pollution Assessment, Source Approximation, Transportation, Agriculture

公路沿线土壤重金属元素污染评价与来源解析

——以淮南市高速公路出口为例

刘谭杰¹, 孙林华^{1,2}

¹安徽理工大学地球与环境学院, 安徽 淮南

²宿州学院资源与土木工程学院, 安徽 宿州

Email: paddingtonliu@126.com, sunlinh@126.com

收稿日期: 2020年2月4日; 录用日期: 2020年2月19日; 发布日期: 2020年2月26日

摘要

公路沿线土壤污染一直是被广泛关注的问题。基于此, 本研究以淮南市高速公路出口附近沿线土壤为研究对象, 对其重金属元素含量(另包括As)进行了测定, 进而开展了污染评价及来源解析研究。结果表明: 重金属元素含量依次为 $Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > As > Co > Hg > Cd$ 。元素的变异系数和正态分布检验p值表明其可能存在多种来源。单因子指数、地累积指数和内梅罗综合污染指数表明土壤样品以轻度污染为主, 同时部分样品存在中度-重度污染, 并主要为Hg、Cd和Zn引起。相关性、聚类和因子分析确定了重金属元素的三个来源: 自然条件(母岩的风化和胶体的吸附), 农业生产(农药化肥的使用)和交通活动(轮胎的磨损等)。

关键词

土壤重金属, 污染评价, 来源解析, 交通, 农业

Copyright © 2020 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

随着经济发展和社会进步, 道路交通在国民经济中发挥着重要作用。中国的交通运输业在过去的 30 年间发展迅速: 据交通运输部发布的《2018 年全国收费公路统计公报》, 截至 2018 年末, 全国公路总里程已达 484.65 万公里。与此同时, 交通带来的环境问题日益显著并引起了学者的广泛关注, 并主要集中于汽车尾气排放以及降尘相关的重金属元素方面[1]-[6]。这些研究表明, 汽车尾气的排放以及车辆行驶过程中所产生的二次扬尘是大气中 Cd、Cu、Pb 和 Zn 等元素含量增加的重要因素之一[7], 同时也是道路附近土壤重金属元素含量增加的重要因素[8]。

土壤作为人类赖以生存的物质基础[9], 对人类社会意义意义重大。就目前来看, 公路两旁通常为农田耕作区域, 如果土壤受到污染, 必然会对农作物产生影响。而由于重金属元素在土壤中具有一定的积累效应[8], 其可以通过农作物或进入地下水等方式威胁人体健康[10]。因此, 关于农业区域土壤重金属污染的问题一直备受关注, 其研究主要集中于空间分布特征、污染评价、污染源解析和重金属元素的迁移聚集规律等方面[11] [12] [13] [14] [15]。

淮南市位于华东腹地, 不仅是安徽省重要的煤炭工业城市, 在农业上也拥有着极其重要的位置。因为土壤是农业的基础[16], 因此针对该区域土壤重金属污染的问题已有大量学者开展了研究, 但多集中在煤矿周边土壤重金属问题上[17] [18]。然而, 公路沿线土壤的重金属元素污染问题却一直未得到广泛关注。基于此, 本研究以淮南市高速公路出口附近沿线土壤为研究对象, 在高速公路出口沿线公路两侧共采集了 40 份表层土壤样品, 并对其 11 种重金属元素(As、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Hg、Mn、Ni、Pb 和 Zn)含量进行了测定, 进而综合多种方法开展了污染评价和来源解析工作, 目的在于获取其重金属元素污染程度并对其来源进行识别, 进而为区域土壤环境保护提供科学依据。

2. 材料与方法

2.1. 研究区概况

淮南市位于安徽省中北部, 东经 $116^{\circ}21'5''\sim 117^{\circ}12'30''$, 北纬 $31^{\circ}54'8''\sim 33^{\circ}00'26''$ 之间。淮南市临近淮河, 在地理上位于亚热带与暖温带的过渡地带, 年平均气温 16.6°C , 全年降水量约 900 mm 左右, 属亚热带季风气候。淮南市不仅仅是华东区域重要的能源基地, 也是一个传统的农业生产基地[19], 主要生产棉花、蔬菜和水果等。鉴于此, 土壤质量对淮南市农业发展有着举足轻重的地位。

作为一个成熟的资源型城市, 煤炭行业在淮南市经济发展上有着极为重要的地位, 煤炭资源的输出需求更是加快了区内交通运输的飞速发展。然而, 在交通运输的高速增长下, 一系列的环境问题也因此而产生(如空气污染、水污染及土壤污染等)。

淮南南站高速出口所在的淮河大道南段是淮南市的交通要道(图 1), 是山南新区与山北市区的连接枢纽。尤其是随着 2019 年 12 月淮南高铁南站的开通, 该条道路的枢纽作用更为凸显。这条道路为双向八车道, 平均车流量可达每小时 1000 辆, 高峰期车流量可达每小时 1500 辆。自 2008 年 6 月建成通车, 已经投入使用十余年。

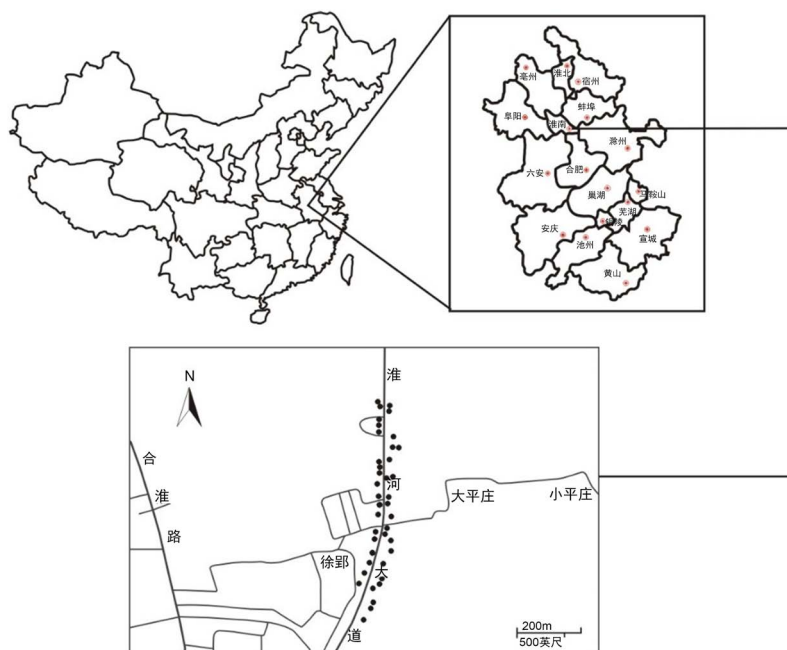


Figure 1. Geographical location of the study area
图 1. 研究区域地理位置图

2.2. 样品的采集与分析

研究于 2019 年 7 月共采集了 40 个表层土壤样品(深度 $< 10\text{ cm}$)。样品的分布为: 以淮南南站高速收费站为起点, 30 m 为间隔, 在距离公路边缘约 $1\sim 2\text{ m}$ 范围内(与公路平行), 分别在东西两侧土壤中各采取了 20 个样品(约 1 kg)进而封装至密封袋中并记录 GPS 位置。样品采集回实验室后, 首先将其散开置于室温下自然风干, 并用手剔除样品中的石块、草根等杂质。在基本干燥的状态下过 $200\text{ 目筛}(0.075\text{ mm})$, 然后将得到的粉末置于 30 t 的压力下压制成片后利用 XRF 进行测试。测试在安徽省煤矿勘探工程技术研究中心完成, 设备型号为天瑞 XRF-5500。

重金属元素含量质量控制通过标样校准进行, 标准样品为 GSS-16 (国家标准物质)。校准公式为:

$$C_s = C_m \times (S_s / S_m) \quad (1)$$

其中, C_s 为样品的实际含量, C_m 为样品的测试含量, S_s 为标准样品(GSS-16)的实际含量, S_m 为标准样品(GSS-16)的测试含量。

2.3. 数据分析

重金属元素含量首先使用 Mypstat 12 软件进行基本统计分析, 获取其最大值、最小值、平均值、标准差、变异系数和正态分布检验 p 值。随后采用单因子指数[20]、地累积指数[21] [33]和内梅罗综合污染指数[20] [22] [33]对重金属元素污染进行了评价, 进而采用相关性[33]、聚类[33]、和因子分析[21] [23] [24]对污染源进行了解析。

3. 结果与讨论

3.1. 元素含量

样品中重金属元素含量测定结果如表 1。从表中可以看出, 11 种重金属元素的含量由大到小依次为 $Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > As > Co > Hg > Cd$, 平均含量水平分别为: 28851、451、156、71.2、44.2、36.6、20.1、17.8、12.4、0.356 和 0.267 mg/kg。

变异系数是概率统计中表征总体样本空间中单个样本的平均变异程度的变量, 在土壤重金属污染的研究中常用于来衡量某元素受到外界影响的程度大小[25]。在本次研究中, As 和 Cu 的变异程度较高(>50%), 表明这两种元素的含量分布明显不均匀。Hg、Ni、Pb 和 Zn 具有中等变异程度(20%~50%), 表明这几种元素的含量也存在分布不均的情况[26]。由于变异程度反映的是空间分布的均匀化程度, 因此, 上述 6 种元素较高的变异程度可能表明其存在点源污染的可能。

除此之外, 对数据进行正态分布检验得到的 p 值也能够反映出元素的分布特征。一般认为, p 值 > 0.05 时(变异系数小), 此时元素含量的分布符合正态分布, 间接表明元素来源相对单一。而本次研究结果来看, As、Cu、Hg、Mn、Ni、Pb 和 Zn 的 p 值均 < 0.05, 表明这些元素均存在多种来源(或点源污染)的可能。

3.2. 土壤污染评价

3.2.1. 单因子指数法

单因子指数(P_i)基于元素的实测数据 C_s 与该元素的环境背景值(C_b)相比较而得到[27], 定义如下:

$$P_i = C_s / C_b \quad (2)$$

前人研究表明, 当 $P_i \leq 1$ 时为无污染, $1 < P_i \leq 2$ 时为轻度污染, $2 < P_i \leq 3$ 是为中度污染, 而 P_i 大于 3 则为重度污染[28]。本研究采用中国土壤元素背景值[29]进行单因子指数的计算, 计算结果见表 1。据表 1 可知, 本次研究样品中重金属元素 As、Cr、Cu 和 Pb 整体为轻度污染(1-2), Cd 和 Zn 为中等程度污染(2-3), 而 Hg 则达到了重度污染(>3)。此外, 根据表 1 还可以发现, 虽然 Co、Fe、Mn 和 Ni 的整体(均值) $P_i < 1$, 但其 P_i 的最大值均大于 1, 这种情况表明这几个元素存在较为明显的空间分布不均情况, 进而间接说明这些元素也存在点源污染的可能。

3.2.2. 地累积指数法

地累积污染指数是由 Muller 提出的一种用于评价沉积物中重金属污染程度的定量性指标[30]。用于单元素污染评价, 也可用于多元素评价, 是如今土壤污染评价中的一个重要参数。其表达式为:

$$I_{geo} = \log_2 (C_s / 1.5C_b) \quad (3)$$

根据所得到的 I_{geo} 值, 可将重金属污染程度分为 6 个等级: 无污染($I_{geo} \leq 0$), 轻度污染($0 < I_{geo} < 1$), 偏中度污染($1 < I_{geo} < 2$), 中度污染($2 < I_{geo} < 3$), 偏重污染($3 < I_{geo} < 4$), 重度污染($4 < I_{geo} < 5$)与严重污染($I_{geo} > 5$) [31]。根据表 1 可知: 研究样品整体 Co、Cr、Fe、Mn 和 Ni 为无污染, As、Cd、Cu、Pb 和 Zn 为轻度污染, 而 Hg 为中度污染。但从 I_{geo} 的最大值来看, Hg 存在偏重污染, 而 As 和 Zn 存在中度污染, Cd、Cu 和 Pb 存在偏中度污染。

3.2.3. 内梅罗综合污染指数法

与单因子指数和地累积指数不同, 内梅罗综合污染指数(P_n)能更加全面的反映各种污染对土壤的不同作用, 能较好地突出高浓度污染物对环境质量的影响[32]。其定义为:

$$P_n = SQRT\left(\left(P_{i\text{最大值}}^2 + P_{i\text{平均值}}^2\right)/2\right) \quad (4)$$

根据所得 P_n 值的大小, 可将其分为安全($P_n \leq 0.7$), 警戒($0.7 < P_n \leq 1.0$), 轻度污染($1.0 < P_n \leq 2.0$), 中度污染($2.0 < P_n \leq 3.0$)和重度污染($P_n > 3.0$) [33]。对于本次研究样品而言, 总体处于中度污染状态, 而处于轻度、中度和重度污染水平的样品数分别为 22、11 和 7 个(表 2)。

Table 1. Contents of heavy metals (mg/kg) and some other results

表 1. 重金属元素含量(mg/kg)及部分计算结果

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
样品数	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
最小值	8.73	0.20	11.2	45.6	13.2	22,547	0.299	372	2.20	32.6	69.2
最大值	79	0.375	13.4	92.3	89.8	37,768	0.574	604	40.7	108	410
平均值	17.8	0.267	12.4	71.2	36.6	28,851	0.356	451	20.1	44.2	156
标准差	11.1	0.046	0.463	9.18	18.5	3,076	0.080	66.7	9.53	12.1	73.9
变异系数	0.623	0.172	0.037	0.129	0.505	0.107	0.224	0.148	0.474	0.275	0.472
p 值	<0.01	>0.15	>0.15	>0.15	<0.01	>0.15	<0.01	<0.01	0.042	<0.01	<0.01
P_i 最大值	8.78	3.87	1.06	1.51	4.40	1.27	17.4	1.14	1.51	4.15	6.62
P_i 平均值	1.59	2.75	0.976	1.17	1.62	0.968	5.48	0.774	0.747	1.70	2.11
I_{geo} 最大值	2.55	1.37	-0.864	-0.128	1.55	-0.319	3.54	-0.396	-0.136	1.43	2.14
I_{geo} 平均值	0.270	0.853	-0.981	-0.515	0.090	-0.715	2.82	-0.832	-1.354	0.113	0.610
背景值[22]	11.2	0.097	12.7	61.0	22.6	29,800	0.065	583	26.9	26.0	74.2

Table 2. Results of Nemeru comprehensive pollution indexes

表 2. 内梅罗综合污染指数计算结果

样本数	P_n 最大值	P_n 平均值	样品污染指数的分级(个)				
			安全	警戒	轻度污染	中度污染	重度污染
40	6.36	2.28	0	0	22	11	7

3.3. 污染来源解析

3.3.1. 相关性分析

通过相关性分析, 可以揭示不同元素含量之间的关联密切程度, 进而推测其可能的来源[34]。表 3 为本研究所得到的各元素间的 Pearson 相关性系数(相关系数临界值为 $r_a = 0.304$, $\alpha = 0.05$, $n = 40$)。据表可知, 一些元素之间具有显著的相关性: 如 Cd-Cr-Ni、Cu-Fe-Mn 和 As-Co-Cu-Pb-Zn, 而 As-Pb 之间的相关性系数高达 0.925。因为相关系数高意味着相关元素可能同源, 这种情况表明, Cd-Cr-Ni 之间、

Cu-Fe-Mn 之间、As-Co-Cu-Pb-Zn 之间可能具有相同的来源或主要受相似因素的影响[35]。

Table 3. Results of correlation analysis(** and * mean significant at $\alpha = 0.01$ and 0.05 levels, respectively)

表 3. 相关性分析计算结果(**和*分别为 $\alpha = 0.01$ 和 0.05 水平下显著)

	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Mn	0.121									
Co	0.183	0.395								
Ni	0.231	-0.146	0.047							
Cu	0.096	0.556**	0.524**	0.291						
Zn	-0.053	0.144	0.476**	-0.353*	0.243					
As	0.022	-0.064	0.445**	-0.042	0.002	0.033				
Cd	0.316*	-0.218	0.063	0.768*	0.251	-0.400	0.173			
Hg	-0.060	0.161	0.194	-0.060	0.060	-0.103	0.334*	-0.040		
Pb	-0.057	-0.065	0.533**	-0.183	-0.042	0.259	0.925**	0.026	0.300	
Fe	0.116	0.395*	0.291	0.271	0.458**	-0.040	0.249	0.167	0.157	0.146

3.3.2. 聚类分析

在本研究中, 对 40 个样本点数据使用 R 型聚类的方法, 并用 Ward 作为聚类方法、Pearson 相关系数作为距离来衡量不同重金属元素含量之间的相似性, 最终得到结果见图 2。由图中可以看出, 所有的元素可分为三类: (1) Cd、Cr 和 Ni; (2) Co、Cu、Fe、Mn 和 Zn; (3) As、Hg 和 Pb。其中第二类还可细分为两个小类, 分别为 Cu-Fe-Mn 和 Co-Zn。这种情况进一步表明, Cd、Cr 和 Ni 可能具有同源性, 而 Co、Cu、Fe、Mn 和 Zn 可能同源, As、Hg 和 Pb 可能同源。

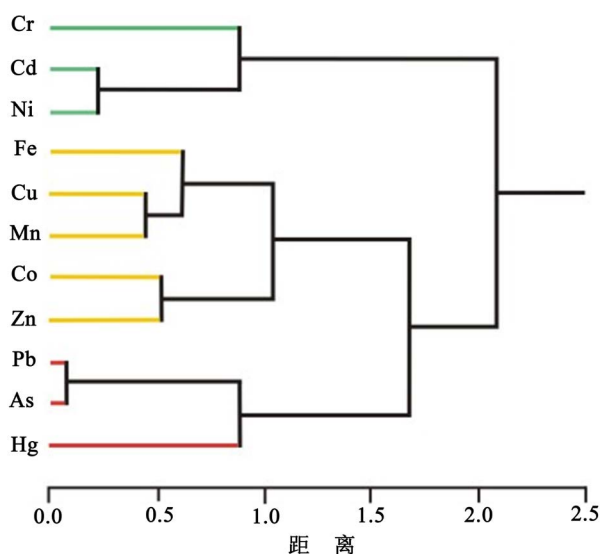


Figure 2. Results of cluster analysis

图 2. 聚类分析结果

3.3.3. 因子分析

因子分析试图通过分析变量之间的关系, 以期通过少数的几个因子反映原始变量的绝大多数信息。

这一方法在土壤重金属污染源研究中应用广泛[36]。对于本研究而言,在特征值大于1的背景下共得到了4个因子,总方差解释率为75.8%(表4)。据表可知,因子1中As、Co、Hg和Pb具有较高的正载荷,Cd、Cr和Ni在因子2上载荷值较大,而Co、Cu、Fe和Mn在因子3上具有强烈的正载荷,因子4上则只有Co和Zn有显著的正载荷值。这一结果与相关性分析尤其是聚类分析结果相比具有明显的一致性。

因子1占总方差解释率的22.3%,包括As、Co、Hg和Pb,其中As和Pb具有强正载荷(>0.75),Co具有中正载荷(0.5~0.75)。这一因子可以被解释为与农业活动相关,因为相关研究表明,农业施肥及农药的使用会导致土壤中As、Hg和Pb含量增加[37][38]。但需要注意的是,对于Co元素而言,其 p 值>0.15且变异系数小,说明其受到外界条件的干扰最小,各项污染评价指标均处于较低水平,说明其来源整体比较单一。但从因子分析结果来看,Co在因子1、3和4上均有较大的正载荷,表明其可能具有多源性。

Table 4. Results of factor analysis

表 4. 因子分析结果

因子	1	2	3	4
As	0.953	0.075	0.007	-0.062
Cd	0.118	0.907	-0.021	-0.202
Co	0.549	0.126	0.527	0.484
Cr	-0.018	0.513	0.118	0.212
Cu	-0.027	0.296	0.801	0.235
Fe	0.195	0.200	0.680	-0.202
Hg	0.452	-0.240	0.317	-0.530
Mn	-0.107	-0.210	0.855	0.073
Ni	-0.090	0.865	0.087	-0.202
Pb	0.967	-0.072	-0.033	0.131
Zn	0.166	-0.313	0.160	0.817
特征值	2.45	2.19	2.26	1.43
方差解释率(%)	22.3	19.9	20.6	13.0

因子2包括Cd、Cr和Ni,占总方差解释率的19.9%。该因子可以被考虑为自然条件本身的反映,因为从统计结果可看出,土壤中Ni的平均含量低于背景值,Cr的平均含量虽稍高于背景值,但两者 p 值均较高,变异系数处于较低水平,且污染程度均较低,因此可认为其主要是母岩的风化所致,尤其是某些暗色矿物经过风化残留Cd、Cr和Ni等元素[39][40]。对于Cd而言,其 p 值>0.15,变异系数仅为0.172,说明其分布上比较均一没有明显的突变,说明来源也较为单一。虽然其污染程度上偏高,这可能主要是因为其整体含量偏低接近XRF测试底限所致的误差而引起的。

Co、Fe、Mn和Ni在因子3上具有较高的正载荷,总方差解释率为20.6%。这一因子也可以被解释为自然条件本身的影响。一方面,Fe和Mn作为本次研究中含量最高的两大元素,一般在土壤研究中是主量元素的存在,自然岩石的风化是两者的主要来源[41][42]。同时,因为Fe与Mn同为铁族元素,均能形成带负电的氧化物/氢氧化物胶体,对其他元素具有一定的吸附作用,从而导致其他元素的富集[43]。有研究表明,土壤中的粘土矿物以及水合铁锰氧化物对Co的吸附性较强[44],从而可以解释Co在因子3中为什么具有较高的正载荷。

对于因子4而言,仅Co和Zn有着较高的载荷值,总方差解释率达13.0%。因子4解释为来自于交通活动(汽车零部件的磨损)的影响。前人关于道路沿线土壤重金属的研究显示,Zn和Co是道路沿线土壤重

金属污染中交通相关污染源的重要指示元素,因为随着无铅汽油的推广和使用,Pb元素已经大规模减少,而在现行轮胎的制造工艺中,锌盐是不可或缺的物质组成。因此,随着轮胎的磨损,会大量释放Zn [45]。此外,汽车刹车里衬的磨损以及润滑油均能导致道路沿线土壤中Zn含量的增加[45] [46]。

4. 结论

1) 研究区域土壤重金属元素含量依次为: $Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > As > Co > Hg > Cd$ 。除Co和Fe具有较低的变异程度外,其他均具有中等变异程度。

2) 单因子指数、地累积指数和内梅罗综合污染指数表明土壤样品以轻度污染为主,同时部分样品存在中度-重度污染,并主要为Cd、Hg和Zn引起。

3) 相关性、聚类分析和因子分析确定了重金属元素的三个来源:自然条件(母岩的风化和胶体的吸附),农业生产(农药化肥的使用)和交通活动(轮胎的磨损等)。

致 谢

本研究样品测试得到了宿州学院冯松宝博士的帮助,在此表示感谢!

基金项目

本研究得到了安徽省高校学科(专业)拔尖人才项目(gxbjZD48)和安徽省大学生创新创业项目(201810361142)的资助。

参考文献

- [1] 张棕巍,胡恭任,于瑞莲,刘贤荣,胡起超,王晓明. 泉州市大气降尘中金属元素污染特征及来源解析[J]. 环境科学, 2016, 37(8): 2881-2888.
- [2] 盛涛,潘骏,段玉森,刘启贞,伏晴艳. 上海市典型交通环境空气污染特征[J]. 中国环境科学, 2019, 39(8): 3193-3200.
- [3] 孟凡昊,秦敏,梁帅西,谢品华,夏晖晖,段俊,方武,唐科,李昂,魏桢,王凤. 合肥市典型交通干道大气苯系物的特征分析[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4060-4069.
- [4] 田春晖,杨若杼,古丽扎尔·依力哈木,钱新,王金花,李慧明. 南京市大气降尘重金属污染水平及风险评价[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3118-3125.
- [5] 石栋奇,卢新卫. 西安城区路面细颗粒灰尘重金属污染水平及来源分析[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3126-3133.
- [6] 李达,周生路,吴绍华,亓树思. 经济发达地区县域尺度土壤重金属污染区划[J]. 农业工程学报, 2011, 27(10): 282-286.
- [7] 韩东昱,岑况,龚庆杰. 北京市公园道路粉尘 Cu, Pb, Zn 含量及其污染评价[J]. 环境科学研究, 2004, 17(2): 10-13.
- [8] 郭广慧,雷梅,陈同斌,宋波,李晓燕. 交通活动对公路两侧土壤和灰尘中重金属含量的影响[J]. 环境科学学报, 2008, 28(10): 1937-1945.
- [9] 肖武,隋涛,王鑫,朱琦,刘瑞,陈翔宇. 巢湖流域典型农田土壤重金属污染评价与地理探测分析[J]. 农业机械学报, 2018, 49(7): 144-152.
- [10] 田蕴,杨雾晨. 重金属在地下水波动带土壤中的迁移规律研究[J]. 环境科学与管理, 2019, 44(10): 40-44.
- [11] 王佛鹏,肖乃川,周浪,庞瑞,宋波. 桂西南地球化学异常区农田重金属空间分布特征及污染评价[J]. 环境科学, 2019, 41(2): 876-885.
- [12] 陈世宝,王萌,李杉杉,郑涵,雷小琴,孙晓艺,王立夫. 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.
- [13] 宋波,王佛鹏,周浪,吴勇,庞瑞,陈同斌. 广西高镉异常区水田土壤Cd含量特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2443-2452.

- [14] Fytianos K., Katsianis G., Triantafyllou P. and Zachariadis G. (2001) Accumulation of Heavy Metals in Vegetables Grown in an Industrial Area in Relation to Soil. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology*, **67**, 423-430. <https://doi.org/10.1007/s001280141>
- [15] Szwalec, A., Mundala, P., Kędzior, R. and Pawlik, J. (2020) Monitoring and Assessment of Cadmium, Lead, Zinc and Copper Concentrations in Arable Roadside Soils in Terms of Different Traffic Conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*, **192**, 155. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8120-x>
- [16] 徐蕾, 肖昕, 马玉, 韩筱璇. 徐州农田土壤重金属空间分布及来源分析[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11): 1453-1459.
- [17] 郑永红, 张治国, 姚多喜, 陈孝杨. 煤矿复垦区土壤重金属含量时空分布及富集特征研究[J]. 煤炭学报, 2013, 38(8): 1476-1483.
- [18] 李海霞, 胡振琪, 李宁, 樊春燕, 梁爽. 淮南某废弃矿区污染场的土壤重金属污染风险评价[J]. 煤炭学报, 2008, 33(4): 423-426.
- [19] 余卉, 王麟. 资源型城市农业产业化发展的重要价值和发展思路——以安徽省淮南市为例[J]. 农业展望, 2015, 11(9): 38-41.
- [20] 吴劲楠, 龙健, 刘灵飞, 李娟, 廖洪凯, 彭四清, 万洪富. 某铅锌矿区农田重金属分布特征及其风险评价[J]. 中国环境科学, 2018, 38(3): 1054-1063.
- [21] 李娇, 陈海洋, 腾彦国, 董箐箐. 拉林河流域土壤重金属污染特征及来源解析[J]. 农业工程学报, 2016, 32(19): 226-233.
- [22] 韩术鑫, 王利红, 赵长盛. 内梅罗指数法在环境质量评价中的适用性与修正原则[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(10): 2153-2160.
- [23] 李仰征, 马建华, 莫世江. 公路旁土壤重金属污染及来源识别[J]. 广东农业科学, 2013, 40(16): 174-177.
- [24] 孙慧, 毕如田, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 郭治兴. 广东省土壤重金属溯源及污染源解析[J]. 环境科学学报, 2018, 38(2): 704-714.
- [25] 邹玲, 王翠红, 李洪斌, 王丽慧, 廖超林, 尹力初. 长沙市边缘带菜园土壤重金属含量及污染现状评价[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2009, 35(1): 107-110.
- [26] 李想, 江雪昕, 高红菊. 太湖流域土壤重金属污染评价与来源分析[J]. 农业机械学报, 2017, 48(S1): 247-253.
- [27] 李珊珊, 单保庆, 张洪. 滏阳河河系表层沉积物重金属污染特征及其风险评价[J]. 环境科学学报, 2013, 33(8): 2277-2284.
- [28] 周长松, 邹胜章, 李录娟, 申豪勇. 几种土壤重金属污染评价方法的对比[J]. 地球与环境, 2015, 43(6): 709-713.
- [29] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 87-90, 330-496.
- [30] Müller, G. (1986) Schadstoffe in Sedimenten-Sedimente als Schadstoffe. *Mitt. Österreichische Geologische Gesellschaft*, **79**, 107-126.
- [31] 胡雄星, 韩中豪, 张进, 夏凡, 王文华. 黄浦江表层沉积物中重金属污染的潜在生态风险评价[J]. 长江流域资源与环境, 2008, 17(1): 109-112.
- [32] 邢润华, 陈永宁. 土壤污染评价中几种不同评价标准的比较——以合肥地区为例[J]. 安徽地质, 2008, 18(1): 42-46.
- [33] 师荣光, 张又文, 许萌萌, 郑向群, 赵宗山. 天津市郊区土壤重金属的污染评价与来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5): 1069-1078.
- [34] 匡帅, 保琦蓓, 康得军, 申秋实, 张路, 刘成, 王恺. 典型小型水库表层沉积物重金属分布特征及生态风险[J]. 湖泊科学, 2018, 30(2): 336-348.
- [35] 刘世梁, 崔保山, 温敏霞, 董世魁. 路域土壤重金属含量空间变异的影响因子[J]. 环境科学学报, 2008, 28(2): 253-260.
- [36] 马啸, 左锐, 王金生, 滕彦国, 谷鹏, 王朕. 沈阳浑河冲洪积扇土壤的重金属空间分布特征及来源[J]. 环境科学研究, 2014, 27(11): 1298-1305.
- [37] 韩培培, 谢俭, 王剑, 强小燕, 艾蕾, 史志华. 丹江口水库新增淹没区农田土壤重金属源解析[J]. 中国环境科学, 2016, 36(8): 2437-2443.
- [38] 陈晓燕, 刘桂华, 范成五, 瞿飞, 秦松. 黔东南州黎平县耕地土壤重金属生态风险的评价[J]. 西南农业学报, 2019, 32(6): 1412-1416.

-
- [39] 刘慧琳, 葛畅, 沈强, 黄元仿, 张世文. 铁矿废弃地复垦土壤重金属来源解析研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 317-324.
- [40] 赵志忠, A. W. Rate, 唐少霞, 毕华. 海南岛农用地土壤重金属元素的空间分布特征及其环境意义[J]. 农业环境科学学报, 2007, 27(1): 182-187.
- [41] 翟云波, 戴青云, 蒋康, 朱云. 高速公路土壤重金属污染状况及健康风险评价[J]. 湖南大学学报(自然科学版), 2016, 43(6): 149-156.
- [42] 邵莉, 肖化云, 李南, 罗笠, 周丹. 高速公路沿线路面灰尘及土壤中重金属污染特征研究[J]. 地球与环境, 2013, 41(6): 661-668.
- [43] 姚世厅, 农冬灵, 赵峰华. 多元统计学理论中矿区土壤重金属溯源分析中的应用[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(9): 152-155+158.
- [44] 姜勇, 张玉革, 梁文举, 闻大中. 耕地土壤中交换态钙镁铁锰铜锌相关关系研究[J]. 生态环境, 2003, 12(2): 160-163.
- [45] 朱梦杰, 汤琳, 刘丹青. 交通干道沿线土壤重金属监测与评估综述[J]. 中国环境监测, 2015, 31(3): 84-91.
- [46] 王鹏, 贾学秀, 涂明, 王崇臣. 北京某道路外侧土壤重金属形态特征与污染评价[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(6): 165-172.