

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.01.023

李家飞, 刘鸿雁, 陈竹, 等. 不同污染区土壤汞的分布特征及变化规律. 土壤, 2020, 52(1): 160–166

不同污染区土壤汞的分布特征及变化规律^①

李家飞¹, 刘鸿雁^{2*}, 陈竹², 饶程¹, 姜畅¹, 李政道²

(1 贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2 贵州大学农学院, 贵阳 550025)

摘要: 为揭示不同污染区重金属汞在土壤中的存在形态及分布特征, 选取万山汞矿区、大龙燃煤电厂区为研究区域, 以无污染区花溪区为对照, 选择优化的 Tessier 连续化学浸提法进行汞的形态分析。结果表明: 万山汞矿区与大龙燃煤电厂的土壤总汞平均值分别为 22.7 mg/kg 和 0.648 mg/kg, 均超过我国土壤环境质量二级标准(0.5 mg/kg), 无污染对照区土壤总汞平均为 0.179 mg/kg。在水平方向上, 万山汞矿区靠近污染源的土壤汞含量相对较高, 随着距离的增加而下降; 大龙燃煤电厂区土壤汞在距燃煤电厂 2.5 km 范围内呈现先减小后增大的趋势。汞矿区土壤汞主要以残渣态(66.6%)为主, 其次为有机结合态(30.0%); 燃煤电厂则主要以有机结合态(75.7%)为主, 其次为残渣态(17.46%); 无污染区主要以残渣态(59.1%)为主, 其次为有机结合态(28.9%)。内梅罗污染综合指数显示, 万山汞矿区的土壤污染指数为 107, 为重度污染, 这与污染源强度大有关, 2004—2017 年, 总汞含量呈下降趋势; 大龙燃煤电厂土壤污染指数为 1.57, 为轻度污染, 同时土壤汞以有机结合态为主, 潜在生物有效性相对较高, 有一定的环境生态风险。

关键词: 汞矿区; 燃煤电厂区; 土壤; 汞; 形态分布

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Speciation and Changes of Soil Hg in Different Pollution Areas

LI Jiafei¹, LIU Hongyan^{2*}, CHEN Zhu², RAO Cheng¹, JIANG Chang¹, LI Zhengdao²

(1 College of Natural Resource and Environment Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2 College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: In order to reveal the speciation and changes of soil Hg in different polluted areas, Wanshan mercury mine and Dalong coal-fired power plant were selected as the study area with Huaxi district in the unpolluted area as the control, and the optimized Tessier continuous chemical extraction was used to analyze different Hg speciation. The results showed that the average total Hg content was 22.7 mg/kg in Wanshan mercury mine and 0.648 mg/kg in Dalong coal-fired power plant, both exceeding the 2nd standard in soil environmental quality in China (0.5 mg/kg), while total Hg was 0.179 mg/kg in the control area. In the horizontal direction, Soil Hg content was higher near the pollution source in Wanshan mercury mining and decreased with the increase of distance from the source; soil Hg content decreased first then increased within 2.5 km in Dalong coal-fired power plant. Hg in mercury mining was mainly in the residual state (66.6%), followed by the organically bound state (30.0%); Hg in coal-fired power plant was dominated by organic bonding (75.7%), followed by the residue state (17.46%); Hg in the non-polluted area was mainly in the residue state (59.1%), followed by the organically bound state (28.9%). Nerome synthetic pollution indexes was 107 in Wanshan mercury mining, indicating heavy pollution attributed to the intensity of the pollution source. From 2004 to 2017, The total Hg content of Wanshan mercury mining was decreased. Nerome synthetic pollution indexes was 1.57 in Dalong coal-fired power plant, indicating mild pollution but with environmental and ecological risk due to the persistence of pollution source and the dominant organic binding state Hg with high potential biological effectiveness.

Key words: Mercury mining area; Coal-fired power plant area; Soil; Hg; Speciation distribution

汞(Hg)是一种毒性极强的重金属,能在大气、水、土壤环境中迁移转换。近年有关研究表明,每年全球向环境排放的 Hg 含量中,自然排放约 1 800 ~ 5 800 t,人为排放约 2 200 t^[1]。其中自然排放源通过自然风化和

①基金项目: 国家基金委-贵州省人民政府联合基金项目(U1616442-2)和贵州省教育厅重点实验室项目(黔教合 KY 字[2016]001)资助。

* 通讯作者(hyliu@gzu.edu.cn)

作者简介: 李家飞(1992—), 女, 贵州福泉人, 硕士研究生, 主要从事生态治理与修复工程研究。E-mail: 1395066284@qq.com

地壳活动释放到土壤中；而人为排放源以工业废水、化石燃料燃烧、采矿、冶金等活动排放到土壤；还有通过其他介质挥发到大气中的单质汞的再排放^[2-3]。许多研究证明土壤 Hg 无论其含量高低，都会受各种物质的影响而在土壤中发生迁移转化，这种变化影响着植物对土壤 Hg 的吸收富集^[4]，并都能持续不断地向植物输送汞，成为陆生食物链的汞源，并最终在生物体内积累，对人类健康造成威胁^[5-6]。土壤 Hg 污染具有累积性和隐蔽性，土壤一旦受到的污染就很难恢复，因此，土壤汞污染修复具有治理难度大、修复周期长的特点。

大量研究表明，不同污染区、不同污染源土壤总汞污染幅度大，汞的形态差异也较大^[7-10]。在土壤汞修复中，常把汞形态作为污染修复的评价标准，用来表征土壤汞的生物有效性。化玉谨等^[8]对炼金区土壤研究发现，该区土壤汞主要以有机结合态为主；郑冬梅等^[9]对不同污染类型的沉积物的形态汞进行研究，化工污染类型沉积物过氧化氢态汞含量最高，其次为碱溶态，锌冶炼汞污染沉积物碱溶态所占的比例较高；高锦玉^[10]在对稻田和菜地土壤汞的形态进行研究发现，菜地土壤中的有机结合态的汞占总汞比例相对稻田土较高，且菜地中有机结合态汞所占的比例略大于残渣态。造成土壤中汞含量的空间异质性的原因：内因是由于成土过程中的母质、地形、水文特征、土壤理化性质及土壤类型等的影响；外因是土壤受人为活动的影响较大(如燃煤排放、肥料与农业施用、作物布局、耕作管理措施等)^[11-13]。因此，为进一步深化对不同污染源土壤汞的赋存形态及迁移转化特征的认识，本文对贵州省铜仁万山汞矿区、大龙燃煤电厂区土壤汞进行研究，以贵阳花溪无污染土壤为对照，主要探讨不同污染源土壤汞的形态变化规律及影响机制，为土壤污染治理及风险评估提供依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

于 2016 年 7 月对万山汞矿区、大龙燃煤电厂、花溪阳光水乡进行表层土壤采集，具体如下：根据采样点分布位置、污染源种类、距污染源距离等在万山采集 11 个表层土样；在主导风方向上距大龙燃煤电厂 2.5 km 以内每 0.2 km 设置一个采样点，共采集 12 个土样；在花溪随机采集 5 个土样(图 1)。采用梅花布点法将采集到的土壤样品(约 1 kg)除去石子、枯枝落叶等，风干后用木棒碾压，过 2 mm 尼龙筛，混匀装袋备用以测定土壤基本理化性质；用四分法取约

50 g 风干土样，用玛瑙研钵研磨至全部通过 0.15 mm 尼龙筛，混匀后装袋用于土壤总汞和各赋存形态汞的测定。

1.2 样品分析

土壤有机质的测定：重铬酸钾外加热法；土壤 pH 测定：用无 CO₂ 水以土水比 1:2.5 提取，pH 计测定。样品总汞的消解参照李仲根等^[14]的方法，汞的赋存形态采用优化的 Tessier 连续化学浸提法^[15]，提取分析了土壤中溶解态与可交换态汞、特殊吸附态汞、氧化态汞、有机结合态汞、残渣态汞。高浓度的汞采用冷原子吸收光谱法(F732-S 型双光束数字显示测汞仪，上海华光仪器仪表有限公司)测定，绝对检出限 0.1 μg/L；低浓度的汞采用冷原子荧光分析仪(Tekran 2500 CVAFS 汞分析仪)测定，绝对检出限 0.1 pg。

测定汞所需玻璃器皿均用 50% 稀硝酸浸泡 36 h 以上，并用去离子水冲洗后放入马弗炉中加热 1 h 冷却备用。实验过程中所用的试剂均为优级纯。实验由标准物质(GBW07405)、平行样、空白样进行质量控制，土壤标准物质的总汞测定值为(0.30 ± 0.02) mg/kg(n = 4)，参考值为(0.29 ± 0.04) mg/kg。

1.3 数据处理

采用 Excel 2003 和 DPS 软件进行数据的统计分析，用 Origin 8.5 进行作图。

1.4 土壤中重金属汞的污染评价

内梅罗污染指数是当前国内外进行污染指数计算的最常用的方法之一。内梅罗指数的计算公式如下：

$$P_n = \sqrt{\frac{(P_{i_{ave}})^2 + (P_{i_{max}})^2}{2}} \quad (1)$$

式中： $P_{i_{ave}}$ 为各单因子环境质量指数的平均值， $P_{i_{max}}$ 为各单因子环境质量指数中最大者。

单因子环境质量指数的计算公式为：

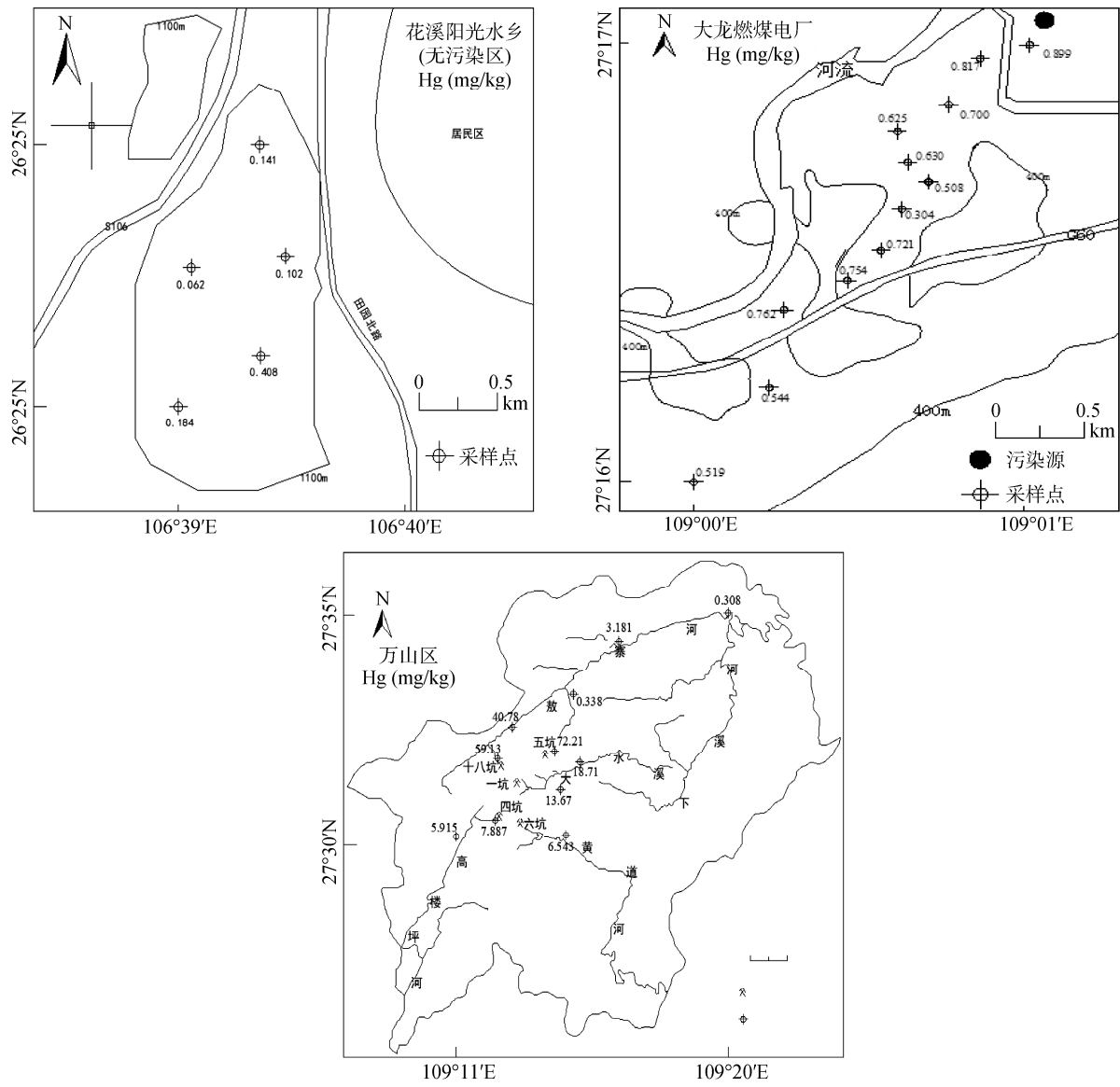
$$P_i = W_i / S_i \quad (2)$$

式中： P_i 为土壤中污染物 i 的污染指数； W_i 为污染物 i 的实测质量比(mg/kg)； S_i 为污染物 i 的评价标准，采用国家土壤二级标准(0.5 mg/kg)。

2 结果与讨论

2.1 不同污染区土壤中总汞含量变化及污染评价

为了更清晰地比较不同污染区土壤重金属汞的污染状况，我们将不同采样区土壤重金属含量加权平均，并以国家土壤环境质量二级标准(GB15618—1995)为参照(6.5 < pH < 7.5)，对供试土壤重金属元素污染状况进行评价，结果见表 1。万山汞矿区周边表层土



(图中采样点标注数据表示该土壤汞浓度)

图 1 不同污染区土壤采样点及总汞分布图

Fig.1 Soil sampling sites and distribution of total Hg contents in different polluted areas

表 1 不同污染区总汞含量(mg/kg)及内梅罗综合污染指数评价

Table 1 Soil total Hg contents and Nerome synthetic pollution indexes in different contaminated areas

区域	最大值	最小值	平均值	标准偏差	污染指数	污染程度
万山汞矿区	72.2	0.308	22.7	23.8	107	重度污染
大龙燃煤电厂	0.899	0.304	0.648	0.170	1.57	轻度污染
无污染区	0.408	0.062	0.179	0.136	0.63	清洁(安全)

壤样品(0~20 cm)汞含量范围为 0.308~72.2 mg/kg, 平均值为 22.7 mg/kg; 大龙燃煤电厂汞含量范围为 0.304~0.899 mg/kg, 平均值为 0.648 mg/kg; 而无污染区汞含量范围为 0.062~0.408 mg/kg, 平均值为 0.179 mg/kg。

万山汞矿区土壤汞含量与国家土壤重金属汞的分级标准比较(GB15618—1995), 高于国家土壤二级

标准; 与贵州表层土壤平均值 0.11 mg/kg^[16]相比可以看出, 土壤汞含量超出贵州表层土壤平均值的样品数都是 100%。由于近年来万山汞矿区对矿山冶炼的关闭, 并对大型尾矿、渣堆进行水泥浇筑、修建渗滤液收集池及一定的植物修复等环境保护措施, 在一定程度上降低了汞的含量, 本次结果与 2014 年(0.498~188 mg/kg)^[17]呈降低趋势, 但仍远远超过国家土壤二

级标准(0.5 mg/kg)。

燃煤电厂区土壤的汞含量比国家二级标准略高,比芜湖电厂(平均值 0.212 mg/kg)^[18]要高,这可能是由于电厂规模、燃煤量、建立时间等不同而存在差异。由于电厂在持续运行,燃煤产生的汞源源不断地排放至大气中,所以其沉降速率相对较快,土壤总汞呈现增加趋势。无污染区没有明显的污染源,采样点是菜地土壤,频繁的施肥、灌溉和农药的施用,可能导致肥料和农药中微量的汞进入土壤,致使土壤汞含量有一定程度的升高,超过贵州省背景值。

通过内梅罗综合污染指数分析显示,万山汞矿区的土壤污染指数为 107,为重度污染;大龙燃煤电厂土壤重金属汞污染指数为 1.57,为轻度污染;无污染区土壤污染指数为 0.63,为清洁。

表 2 显示了 2004—2017 年万山汞矿区表层土壤总汞的变化趋势。2004 年的研究显示土壤总汞平均值为 185 mg/kg^[19],到 2017 年本文研究仅为 22.7 mg/kg。万山汞矿区在 20 世纪 90 年代初停产,近年来对汞矿区的矿渣和污水治理力度较大,污染源强减弱;另外,研究表明万山汞矿区土壤向大气的释汞通量大于大气向土壤的沉降通量^[22],土壤汞的挥发速率大于沉降速率,土壤总汞含量下降。大龙燃煤电厂始建于 1993 年,在 24 a 的时间内,土壤总汞超过土壤背景值 1.3 倍,达到轻度污染水平,可见燃煤电厂烟气排放会使汞随大气沉降在土壤中积累,总汞呈增加趋势。

表 2 万山汞矿区 2004—2017 年土壤总汞含量变化
Table 2 Changes in soil total Hg contents from 2004 to 2017 in Wanshan mercury mine

年份	表层土壤 采样点数量	变化范围 (mg/kg)	平均值 (mg/kg)	数据文献 来源
2004	4	24.3 ~ 348	185	[19]
2005	17	1.10 ~ 790	151	[20]
2011	8	9.00 ~ 222	76.0	[15]
2012	86	1.34 ~ 292	40.6	[21]
2014	121	0.498 ~ 188	31.6	[17]
2017	18	0.340 ~ 72.2	22.7	本文

2.2 不同污染区土壤中总汞的水平分布特征

从图 1 可知,汞矿区在矿坑、冶炼区和尾矿库的土壤汞含量最高,靠近污染源汞的含量相对较高,而远离污染源的汞含量迅速下降,该研究区土壤 Hg 受污染源强的影响,基本呈现辐射分布特征。大龙燃煤电厂区土壤汞的污染主要来自燃煤过程中排放到大气中的汞,在距污染源 2.5 km 内的土壤 Hg 呈现先减小后增大的趋势,在距污染源 1 km 处土壤汞浓度最小(图 1),其分布情况与陕西宝鸡电厂^[23]的周边土壤

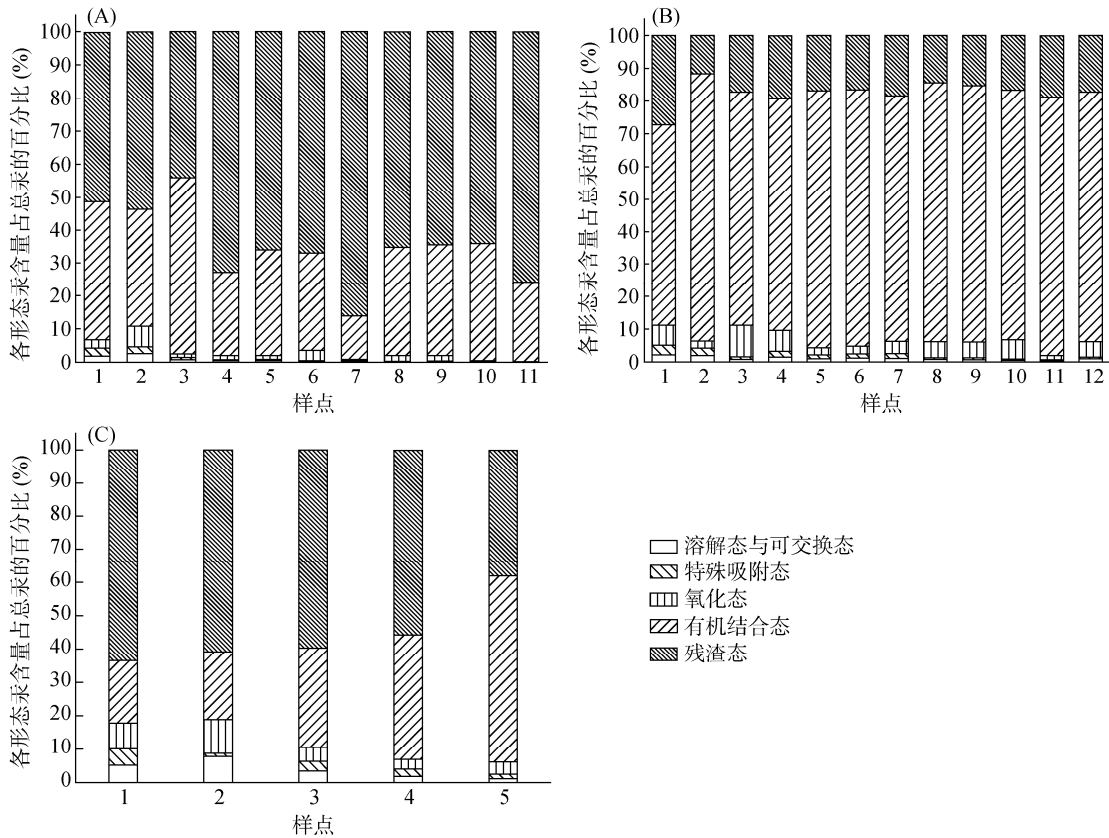
汞分布相似,而王凌青等^[24]研究芜湖电厂时发现在距燃煤电厂 1 km 处土壤汞达到最大浓度,不同的分布规律是由电厂周围地势、主风向、烟囱高度、烟气排放量等多种因素共同作用的结果。由于没有明显的污染源,无污染区土壤中汞的含量主要受耕作模式和化肥农药施用的影响,在水平方向上呈现不规则变化。

2.3 不同污染区土壤汞的形态分布特征及变化规律

采用优化的 Tessier 连续化学浸提法,用冷原子荧光分析仪测定,得到汞矿区、燃煤电厂、无污染区土壤中不同形态汞的含量(表 3)。总体来看,3 个研究区土壤中重金属汞主要以有机结合态和残渣态为主,而溶解态与可交换态、特殊吸附态、氧化态汞所占比例较少。重金属以不同形态吸附在有机质颗粒上,或者与有机质络合生成复杂的络合态金属被固定在土壤中,或存在于土壤晶格中,所以重金属汞主要以有机结合态和残渣态存在于土壤中。但不同区域之间、不同污染源之间各形态汞占总汞的比例有较大差异。由表 3 和图 2 可知,万山汞矿区汞主要以残渣态为主,其质量比为 0.240 ~ 38.3 mg/kg,占总汞 66.6%;其次为有机结合态,质量比为 0.066 ~ 32.4 mg/kg,占总汞 30.0%,此结果中残渣态汞占总汞的比例与历年来汞矿区残渣态汞所占比例相比较低^[15, 21]。万山汞矿区土壤中汞的形态分布依次为:残渣态>有机结合态>>氧化态>特殊吸附态≈溶解态与可交换态。有研究发现,1996 年丹寨汞矿区残渣态汞占总汞比例为 97.57%^[25];2010 年濠木厂汞矿区残渣态汞占总汞比例为 88.6%^[26];2011 年万山汞矿区残渣态汞占总汞比例为 79.65%^[15],不同汞矿区土壤汞形态有很大差异。万山汞矿区 2011 年的数据显示残渣态汞占总汞比例为 79.65%,本研究中仅占 66.6%,随着年份的增加,万山汞矿区土壤汞在总量减小的同时,形态也会发生一定的转变,从数据上看,残渣态汞会向其他形态迁移转化。大龙燃煤电厂则主要以有机结合态为主,其质量比为 0.222 ~ 0.712 mg/kg,占总汞 75.7%;其次为残渣态,质量比为 0.088 ~ 0.160 mg/kg,占总汞 17.5%。大龙燃煤电厂土壤中各形态汞含量分布为:有机结合态>残渣态>氧化态>特殊吸附态≈溶解态与可交换态。无污染区主要以残渣态汞为主,其质量比为 0.039 ~ 0.243 mg/kg,占总汞 59.1%;其次为有机结合态,质量比为 0.012 ~ 0.165 mg/kg,占总汞 28.9%。无污染区土壤中各形态汞含量分布为:残渣态>有机结合态>>氧化态>特殊吸附态≈溶解态与可交换态。

表 3 不同污染区土壤汞的形态分布
Table 3 Distribution of different Hg speciation in different polluted areas

土壤汞形态	研究区	各形态汞含量(mg/kg)		各形态汞占总汞百分比(%)	
		变化范围	平均值 ± 标准差	变化范围	平均值
溶解态与可交换态	万山汞矿区	0.006 ~ 0.169	0.054 ± 0.052	0.23 ~ 2.60	0.74
	大龙燃煤电厂	0.005 ~ 0.012	0.008 ± 0.002	0.98 ~ 2.38	1.49
	无污染区	0.003 ~ 0.008	0.005 ± 0.002	1.17 ~ 5.16	3.85
特殊吸附态	万山汞矿区	0.006 ~ 0.129	0.035 ± 0.036	0.10 ~ 2.05	0.59
	大龙燃煤电厂	0.003 ~ 0.011	0.008 ± 0.003	0.47 ~ 2.92	1.57
	无污染区	0.001 ~ 0.006	0.003 ± 0.002	1.02 ~ 4.89	2.48
氧化态	万山汞矿区	0.013 ~ 2.590	0.297 ± 0.664	0.08 ~ 6.14	2.16
	大龙燃煤电厂	0.011 ~ 0.107	0.032 ± 0.013	2.20 ~ 6.30	3.80
	无污染区	0.004 ~ 0.016	0.008 ± 0.005	2.93 ~ 10.1	5.70
有机结合态	万山汞矿区	0.066 ~ 32.4	6.806 ± 8.834	13.1 ~ 44.0	30.0
	大龙燃煤电厂	0.222 ~ 0.712	0.437 ± 0.126	61.6 ~ 82.0	75.7
	无污染区	0.012 ~ 0.165	0.059 ± 0.095	18.8 ~ 38.1	28.9
残渣态	万山汞矿区	0.240 ~ 38.3	13.24 ± 14.74	52.1 ~ 86.1	66.6
	大龙燃煤电厂	0.088 ~ 0.160	0.099 ± 0.025	11.6 ~ 27.2	17.5
	无污染区	0.039 ~ 0.243	0.103 ± 0.047	55.7 ~ 63.4	59.1



(A. 万山汞矿区; B. 大龙燃煤电厂; C. 无污染区)
图 2 不同污染区各采样点土壤汞的形态分布(按总汞含量由小到大排列)
Fig. 2 Soil Hg speciation in different polluted areas (total Hg content from low to high)

图 3 显示了 3 个研究区域土壤汞形态分布的差异显著性分析结果。结果显示，溶解态与可交换态汞、

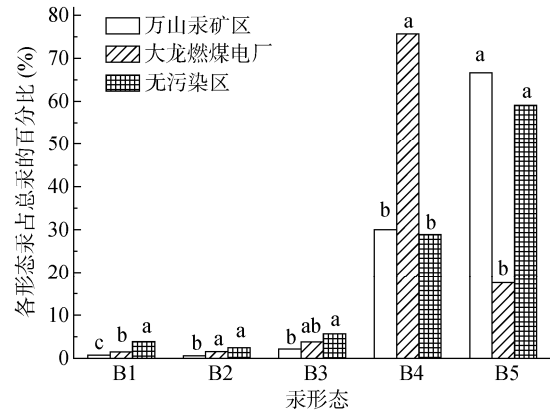
特殊吸附态汞和氧化态汞占总汞的比例均呈现出无污染区>燃煤电厂区>汞矿区的趋势，但由于无污染

区绝对含量很低，这 3 种形态的汞对环境的影响较小。从图中可看出，燃煤电厂区有机结合态汞占比为 75.7%，远高于汞矿区和无污染区，有机结合态汞潜在生物有效性较高，存在一定环境风险。唐黎等^[27]研究发现燃煤电厂最终外排的烟气 82.7% 为 Hg⁰(单质汞)，16.6% 为 Hg²⁺(氧化态汞)，0.8% 为 Hg^p(颗粒态汞)。从数据来看，该燃煤电厂排放到大气中的 Hg⁰ 进入土壤后在土壤理化、生物、土地利用方式等多种因素的作用下转化为有机结合态的可能性较大。

对不同污染区土壤各形态汞占总汞的比例与 pH、有机质进行相关性分析，结果见表 4。万山汞矿区溶解态汞与可交换态汞占总汞的比例与 pH 呈极显著负相关，大龙燃煤电厂氧化态汞占总汞的比例与 pH 呈显著负相关，而无污染区土壤中 pH 与该研究区土壤各形态汞占总汞百分比的分布无明显相关性。这说明万山汞矿区和 大龙燃煤电厂土壤的 pH 在一定程度上会影响土壤汞的活性，即 pH 高则有效性降低。大量研究证明，土壤 pH 的变化会对汞的形态转化有影响。pH 通过影响土壤颗粒的表面交换性能而影响土壤中汞的生物有效性，还可以通过改变土壤中有机物的组成而影响汞的溶解。如酸性的环境有利于汞的溶解，导致环境介质中生物可利用态汞含量的升高，

碱性环境则有可能抑制土壤中汞的生物可利用性。

万山汞矿区、大龙燃煤电厂区和无污染区土壤各形态汞与有机质无明显相关性，说明有机质不是决定 3 个研究区土壤中各形态汞分布的主要因素。Shigeyoshi 等^[28]认为汞与有机质含量有很好的相关性，也有研究表明汞与有机质无关，此本研究结果与相似。



(B1 溶解态与可交换态, B2 特殊吸附态, B3 氧化态, B4 有机结合态, B5 残渣态; 图中小写字母不同表示同一形态汞不同污染区 间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平)

图 3 不同污染区表层土各形态汞占总汞比例

Fig. 3 Proportion of different Hg speciation in total Hg in topsoils in different polluted areas

表 4 不同污染区土壤有机质、pH 与不同形态汞占总汞比例的相关性

Table 4 Correlation between SOM and pH with proportion of different Hg speciation in different polluted areas

研究区	项目	溶解态与可交换态汞	特殊吸附态汞	氧化态汞	有机结合态汞	残渣态汞
万山汞矿区	有机质	0.364	0.218	-0.127	0.452	-0.353
	pH	-0.640**	-0.420	-0.416	-0.379	0.335
大龙燃煤电厂	有机质	0.249	0.292	-0.421	0.296	-0.226
	pH	0.132	0.357	-0.641*	0.595	-0.043
无污染区	有机质	-0.662	0.292	-0.702	0.401	-0.268
	pH	-0.430	0.340	-0.475	-0.296	0.231

注：*表示相关性达到 $P < 0.05$ 显著水平；**表示相关达到 $P < 0.01$ 显著水平。

3 结论

1) 万山汞矿区土壤各形态汞分布规律为：残渣态>有机结合态>>氧化态>特殊吸附态≈溶解态与可交换态；大龙燃煤电厂土壤各形态汞分布为：有机结合态>残渣态>氧化态>特殊吸附态≈溶解态与可交换态。

2) 万山汞矿区的土壤汞含量高，为重度污染区，土壤汞的挥发量大于沉降量，2004—2017 年，总汞呈下降趋势；大龙燃煤电厂区土壤汞为轻度污染，土壤汞会随着大气汞的沉降而积累，呈增加趋势，同时

土壤以有机结合态汞为主，潜在生物有效性相对较高，存在一定的环境生态风险。

参考文献：

[1] Yin R S, Feng X B, Shi W F. Application of the stable-isotope system to the study of sources and fate of Hg in the environment: A review[J]. Appl. Geochem., 2010, 25(10): 1467–1477.

[2] Wang J X, Feng X B, Anderson C W N, et al. Ammonium thiosulphate enhanced phytoextraction from mercury contaminated soil: Results from a greenhouse study[J]. J. Hazard Mater, 2011, 186(1): 119–127.

- [3] Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) / United Nations Environment Programme (UNEP). Technical background report for the global mercury assessment[R]. Geneva, Switzerland: 2013.
- [4] 罗婉, 夏建国. 名山河流域水稻土组分对微团聚体吸附-解吸 Hg^{2+} 的影响[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(2): 167-174.
- [5] 李波. 土壤-植物系统中汞生物活性的调控及其机理研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2001.
- [6] 李永华, 孙宏飞, 杨林生, 等. 湖南凤凰茶田汞矿区土壤-水稻系统中汞的传输及其健康风险[J]. 地理研究, 2012, 31(1): 63-70.
- [7] 刘鸿雁, 周俊, 朱恒亮, 等. 贵州省不同类型污染区农业土壤中汞的分布及污染评价[J]. 环境化学, 2014, 33(4): 1-2.
- [8] 化玉谨, 张敏英, 陈明, 等. 炼金区土壤中汞形态分布及其生物有效性[J]. 环境化学, 2015, 34(2): 234-240.
- [9] 郑冬梅, 王起超, 孙丽娜, 等. 不同污染类型沉积物中汞的形态分布[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(7): 44-46, 56.
- [10] 高锦玉. 东南沿海地区燃煤电厂周围环境中汞的分布特征研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [11] 周利强, 尹斌, 吴龙华, 等. 有机物料对污染土壤上水稻重金属吸收的调控效应[J]. 土壤, 2013, 45(2): 1227-1232.
- [12] 王欣悦, 唐振亚, 张成, 等. 长期不同耕作方式下紫色水稻土和上覆水中汞及甲基汞的分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 910-916.
- [13] 单平, 伍震威, 黄界颖, 等. 安徽某燃煤电厂周边土壤汞分布特征及风险评价[J]. 中国环境监测, 2015, 31(5): 86-92.
- [14] 李仲根, 冯新斌, 何天容, 等. 王水水浴消解-冷原子荧光法测定土壤和沉积物中的总汞[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2005, 24(2): 140-143.
- [15] 包正铎, 王建旭, 冯新斌, 等. 贵州万山汞矿区污染土壤中汞的形态分布特征[J]. 生态学杂志, 2011, 30(5): 907-913.
- [16] 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.
- [17] 尹德良, 何天容, 安艳玲, 等. 万山稻米汞含量分布特征及影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(6): 1082-1088.
- [18] 方凤满, 杨丁, 汪琳琳, 等. 芜湖燃煤电厂周边土壤中砷汞的分布特征研究[J]. 水土保持学报, 2012, 24(1): 109-113.
- [19] 丁振华, 王文华, 瞿丽雅, 等. 贵州万山汞矿区汞的环境污染及对生态系统的影响[J]. 环境科学, 2004, 25(2): 111-114.
- [20] 仇广乐. 贵州省典型汞矿区地区汞的环境地球化学研究[D]. 贵阳: 中国科学院研究生院(地球化学研究所), 2005.
- [21] 曾昭婵, 黄艺, 吴攀, 等. 贵州省万山汞矿区周围土壤中不同形态汞的空间分布特征[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 949-956.
- [22] 王少锋, 冯新斌, 仇广乐, 等. 万山汞矿区地表与大气界面间汞交换通量研究[J]. 环境科学, 2006, 27(8): 1487-1494.
- [23] Yang X P, Wang L Q. Spatial analysis and hazard assessment of mercury in soil around the coal-fired power plant: A case study from the city of Baoji, China[J]. Environmental Geology, 2008, 53(7): 1381-1388.
- [24] 王凌青, 卢新卫, 王利军, 等. 宝鸡燃煤电厂周围土壤环境 Hg 污染及其评价[J]. 土壤学报, 2007, 38(3): 622-624.
- [25] 冯新斌, 陈业材, 朱卫国. 土壤中汞存在形式的研究[J]. 矿物学报, 1996, 16(2): 218-222.
- [26] 彭景权, 肖唐付, 何立斌, 等. 黔西南滥木厂铊矿化区河流沉积物重金属形态特征及其生态环境效应[J]. 环保科技, 2010, 16(3): 30-34, 38.
- [27] 唐黎, 刘鸿雁, 冯新斌, 等. 一座高灰无烟煤电厂的大气汞排放特征[J]. 生态学杂志, 2016, 35(5): 1351-1357.
- [28] Gotoh S, Otsuka H, Koga H. Volcanic influence on mercury in soils of kagoshima, Southern Kyushu, Japan[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1979, 25(4): 523-537.