

上海嘉定区表土磁性强度的空间分异及环境指示意义*

李 珊¹ 胡雪峰^{1†} 杜 艳¹ 姜 琪¹ 李 洋¹ 冯建伟¹ 王建国²

(1 上海大学环境与化学工程学院环境科学与工程系, 上海 200444)

(2 江苏省启东市环境保护局, 江苏启东 226200)

摘 要 在上海嘉定区,按土地利用方式的多样性和空间分布的均匀性,采集 31 个表土(0~5 cm)样品,分析表土磁化率(χ_{it})和重金属元素(Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Mn)含量。结果表明:表土 χ_{it} 普遍增强,且空间分异很大,变幅在 $35.1 \times 10^{-8} \sim 1\ 676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,平均值为 $177.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 。表土磁化率随土地利用方式的不同呈现出显著差异,总体看:工业土壤 > 马路绿地 > 农耕土壤 > 林地土壤。表土磁性的增强与重金属元素的累积有密切联系:表土 χ_{it} 与 Zn、Cr、Cd 的含量呈极显著正相关($p < 0.01$);表土 χ_{it} 与重金属综合污染指数呈显著正相关($p < 0.05$)。嘉定表土磁性特征的研究进一步表明,磁学方法可作为监测和评估上海土壤重金属污染的有效手段。

关键词 城市表土;磁化率;重金属;土地利用

中图分类号 S159 **文献标识码** A

随着我国城市化进程不断加快,人类活动对土壤环境质量的影响越来越大。工业生产过程如燃煤、冶炼、机械制造,以及交通尾气等释放的颗粒物中,通常包含 Fe 和各种重金属元素(Ni、Co、Cr、Ti 等)^[1]。当这类颗粒物沉降进入地表,表土的磁性和重金属污染元素含量就会同步增加。大量研究表明,城市和工业区土壤,通常有较强的磁性^[2]。工业区土壤磁性异常增强与工业活动和交通运输中含铁磁性颗粒的排放有关^[3]。人类活动释放的污染物主要累积在表土^[4-5],使得城市表土中磁性的增强与重金属累积间常存在密切的联系^[6]。由于污染土壤和无污染土壤具有明显不同的磁性特征,磁性测试方法可望成为识别土壤污染的简便、有效方法。磁性测试和微形态研究甚至可用来区分来自矿石燃料燃烧、汽车、建筑表面材料、钢铁制造和其他金属冶炼所产生的污染颗粒物^[7]。

上海地区成土母质类型单一,土壤发育弱,多为新成土,背景磁性低^[8]。因此,上海土壤磁性的异常增强,通常不能归因于成土母质,也不是由于成土作用,而多与人类活动有关。对宝山区土壤磁性特征与污染物累积的关系,已有较多研究。如,

Hu 等^[8]的研究表明:宝山工业土壤磁性显著增强,远高于远郊农耕土壤;而且磁性增强与重金属的累积有密切联系。但对上海土壤磁性特征与重金属污染物累积的关系,仍需要更深入的机理研究,还要求有更大区域的研究来佐证。本文对上海嘉定区表土的理化性状、重金属含量和磁性特征进行分析,研究表土磁性特征及与重金属累积间的关系,进一步探讨磁学方法用于监测上海城市土壤污染的可行性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

上海市位于长江三角洲的前沿,区内河流密布,地势平坦。成土母质,多为浅海相、河湖相沉积物;土壤发育程度低,多为新成土、水耕人为土。嘉定区位于上海市西北部。嘉定是上海的工业重镇,工厂企业分布广泛,以汽车零部件、光电子信息、精密机械制造、新型材料等为主导产业;农业生产也十分发达,有稻区、果园、蔬菜和特色农业基地。

1.2 样品采集与处理

按照空间分布的均匀性(采样网格单位约 $4 \text{ km} \times$

* 国家自然科学基金项目(批准号:40771093 和 40971126)和上海市教委科研创新项目(09YZ36)资助

† 通讯作者, E-mail: xfh@shu.edu.cn

作者简介:李珊(1985—),女,河北深州人,硕士研究生,主要从事土壤环境污染的研究。E-mail: dolzis@shu.edu.cn

收稿日期:2010-12-31;收到修改稿日期:2011-04-30

4 km),土地利用方式的多样性,在嘉定(样品以 JD 为标记)全区设置 31 个表土监测点(图 1),采集表土(0~5 cm)样。为减少采样误差,每一个表土样,系网格内 5 个平行小样混合,再用四分法获得。按土地利用方式的不同,可区分为工业土壤、马路绿

地(公路或街道两侧绿化地)、农耕(农业耕作)土壤、林地土壤四类。

土壤样品在室温下自然风干后,剔除未分解的有机残体(如树叶、根系组织等)、贝壳、碎石等,研磨,分别过 10 目和 100 目筛备用。

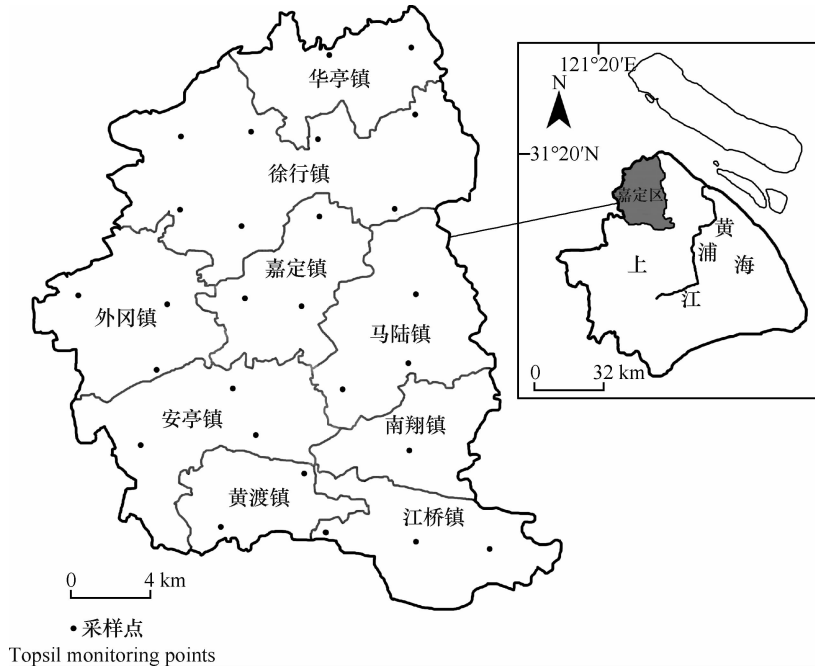


图 1 上海嘉定区表土样点分布图

Fig. 1 Sketch map showing the spatial distribution of topsoil monitoring points in Jiading District, Shanghai

1.3 样品测试与分析

1.3.1 土壤基本性质测定 土壤 pH 采用 PHS23C 精密 pH 计测定,土水比为 1:2.5;土壤有机质含量采用重铬酸钾-硫酸消化法测定^[9]。

1.3.2 土壤重金属全量测定^[10] 称取通过 100 目筛的烘干土样 0.2 g 左右(精确至 0.000 1 g),置于 50 ml 聚四氟乙烯烧杯,采用三酸(HNO₃-HClO₄-HF)消化。消解液在 50 ml 容量瓶中定容,成为重金属总量的待测液。待测液中的 Cu、Cr、Zn、Mn 用火焰原子吸收分光光度法测定;Pb、Cd 用石墨炉原子吸收分光光度法测定;Fe 采用邻啡罗琳比色法测定。为确保测定结果数据的准确性,测定过程中每隔 5~6 个试样插入一次监控标样(标样编号:ESS-1,中国环境监测总站制)。大部分重金属元素的相对误差 < 5%,在许可范围内。

1.3.3 土壤磁化率测定 称取 10 g 左右通过 10 目尼龙筛的风干土样,置于 10 ml 的圆柱状聚乙烯样品盒中,采用英国 Bartington MS-2 型双频磁化率仪测定低频(0.47 kHz)和 4.7 kHz)磁化率。每隔 5 个样品重复测量 1 次,数据要呈现良好的重

复性,样品误差均小于 3%。每测 10 个数据进行一次仪器校准,仪器稳定性好并具有较高的精度。测定样品磁化率时,保持样品体积基本相同并测量其质量,电子天平精确度为 0.001 g。

频率磁化率的计算式为: $\chi_{fd}\% = (\chi_{lf} - \chi_{hf}) / \chi_{lf} \times 100\%$ 。式中, χ_{lf} 为低频磁化率, χ_{hf} 为高频磁化率。

1.4 土壤污染评价方法

(1) 单因子污染指数法^[10]

$$P_i = C_i / S_i$$

式中, P_i 为土壤污染物 i 的单因子污染指数; C_i 为污染物 i 的实测值(mg kg^{-1}); S_i 为污染物 i 的评价标准(上海市背景值^[11])(mg kg^{-1})。

(2) 综合污染指数法(内梅罗法)^[10]

$$P_N = \sqrt{\frac{(C_i/S_i)_{\max}^2 + (C_i/S_i)_{\text{ave}}^2}{2}}$$

式中, P_N 为污染物 i 的分指数; C_i 为污染物 i 的实测浓度(mg kg^{-1}); S_i 为污染物 i 的评价标准(上海市背景值^[11])(mg kg^{-1}); $(C_i/S_i)_{\max}$ 为土壤污染物中的最大污染分指数; $(C_i/S_i)_{\text{ave}}$ 为单个污染指数的算术平均值。

表 1 单因子和综合污染指数法土壤污染等级划分标准^[10]

Table 1 Criteria for grading of soil pollution based on the single-factor and integrated pollution index methods

等级 Grades	单因子污染指数分级标准 Criteria for grading of soil pollution with the single-factor pollution index		综合污染指数分级标准 Criteria for grading of soil pollution with the integrated pollution index	
	污染指数 Pollution index	污染等级 Pollution grades	污染指数 Pollution index	污染等级 Pollution grades
	1 级 Grade One	$P < 1$	清洁 Clean	$P_N \leq 0.7$
2 级 Grade Two	$1 \leq P < 2$	轻度污染 Slightly polluted	$0.7 < P_N \leq 1$	警戒 Vigilant
3 级 Grade Three	$2 \leq P < 3$	中度污染 Moderately polluted	$1 < P_N \leq 2$	轻污染 Slightly polluted
4 级 Grade Four	$P \geq 3$	重度污染 Heavily polluted	$2 < P_N \leq 3$	中污染 Moderately polluted
5 级 Grade Five			$P_N > 3$	重污染 Heavily polluted

2 结果与讨论

2.1 磁化率分布特征

土壤磁性是土壤固有物理性质,主要由土壤磁性矿物的数量和种类决定。 χ_{lf} 是最常用的磁性参数,它是样品在一个弱磁场中所获得的感应磁化强度与磁场强度之比,可反映样品中磁性矿物的含量、种类和聚合状态。土壤磁化率可用来反映土壤发育程度和土壤形成时的古气候条件^[12-13]。最近的很多研究表明,土壤磁化率还可用来指示土壤污染^[14]。 $\chi_{fd}\%$ 常用来指示当测量场频率增加时磁化率增减的百分数,用于区分土壤中存在的超顺磁性颗粒($d < 0.03 \mu\text{m}$)与单畴颗粒($0.03 \sim 0.10 \mu\text{m}$),反映磁性矿物颗粒大小分配和超顺磁颗粒的相对含量^[14],对判别土壤磁性矿物的物源和成因有重要意义。

嘉定表土磁性特征的研究(表 2)表明:工业土壤和马路绿地土壤,磁性增强明显,且空间变异大。工业土壤 χ_{lf} 变幅在 $87.8 \times 10^{-8} \sim 1\ 676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,标准偏差达到 577.3(表 2)。相比之下,农耕土壤和林地土壤,磁化率较弱,空间变异也较弱。不同土地利用方式,表土磁化率大小依次为:工业土壤 > 马路绿地 > 农耕土壤 > 林地土壤。

表 2 上海嘉定表土磁性特征

Table 2 Magnetic characteristics of the topsoils in Jiading District, Shanghai

土壤类型 Soil types	$\chi_{lf} (\times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1})$				$\chi_{fd} (\%)$			
	最大值 Maximum	最小值 Minimum	平均值 Mean	标准偏差 SD	最大值 Maximum	最小值 Minimum	平均值 Mean	标准偏差 SD
	工业区土壤 Industrial soils ($n = 7$)	1 676.9	87.8	426.7	577.3	5.6	0.3	2.1
道路绿地土壤 Roadside soils ($n = 13$)	552.9	35.1	152.0	133.9	5.4	0.0	1.8	1.3
农地土壤 Cultivated soils ($n = 8$)	116.8	46.0	68.1	22.7	4.7	0.0	2.3	1.5
林地土壤 Forest soils ($n = 3$)	88.3	39.0	64.8	24.7	1.5	0.0	0.9	0.8

土壤磁性特性由土壤中磁性矿物的种类和含量决定。土壤中的磁性矿物,可区分为自然来源和人为来源。前者主要继承母质或形成于风化成土过程;后者是人为污染。上海土壤多发育于潮滩沉积物,成土作用弱,土壤发育程度低。无论成土作用和母质对土壤磁性的贡献均较小,因而背景磁性较弱。据估计,上海土壤 χ_{ir} 的背景值约为 $(29.1 \pm 9.8) \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ [8]。以此为依据,嘉定表土 χ_{ir} 100% 超过背景值;65% 样品是背景值的 2 倍。嘉定表土磁性的显著增强,显然与人为活动有关。

工业土壤 χ_{ir} 的最大值出现在制造汽车工具厂附近表土 (JD-19), χ_{ir} 高达 $1\,676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, 是农耕表土 χ_{ir} 最大值的 14 倍多 (表 2)。该点磁性异常增强,可能与周围有较多金属制品厂有关。生产过程产生的强磁性冶金尘粒,进入表土,使得表土磁性增强。值得注意的是,农耕土壤的磁化率,明显高于林业土壤,可能是由于农耕地长期施肥、污灌,导致铁磁性颗粒进入土壤有关; C_4 作物玉米的生长与秸秆焚烧,也会产生磁性颗粒 [15], 从而增加土壤磁化率。

前人的研究 [16] 认为, $\chi_{rd} \%$ 5% 可作为土壤中的超细顺磁颗粒存在与否的临界值。嘉定表土 $\chi_{rd} \%$ 绝大部分样品小于 5%; 80% 的样品小于 3% (表 2)。表明嘉定表土中,基本不含风化成土过程中产生的超细顺磁。进一步表明,表土累积的磁性颗粒,并非源于成土过程,多源于人为污染。

2.2 土壤重金属含量

嘉定表土 pH 绝大部分呈碱性或微碱性,反映了滨海潮土性状,与临近滨海、地下水位高有关。表土有机质含量约为 $6.2 \sim 45.7 \text{ g kg}^{-1}$, 平均为 20.7 g kg^{-1} 。嘉定表土 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Mn 的平均含量为 $45.4、168.7、43.2、0.4、62.5、625.8 \text{ mg kg}^{-1}$, 分别是上海背景值 [11] 的 1.6 倍、2.0 倍、1.7 倍、3.2 倍、0.8 倍、1.1 倍 (见表 3)。不同土地利用方式的土壤,重金属含量存在显著差异,总体上看:工业土壤 > 马路绿地 > 农耕土壤 > 林地土壤。以含量最低的林地土壤为对照,工业土壤 Pb 的平均值约为林地土壤的 5 倍, Cr 高于林地土壤 3 倍, Cu、Zn、Cr 高于林地土壤 2 倍。这说明不同利用方式的土壤,重金属含量差异显著,工业土壤污染最重。

综合污染指数 (内梅罗综合指数) 的研究表明 (表 4), 工业和马路绿地土壤均属于重度污染, 农耕土壤和林地土壤属于轻度污染。单因子污染指数表明, 工业土壤 Pb 和 Cd 为重度污染元素; 马路绿

地 Cd 为重度污染元素; 农耕土壤和林地土壤 Cd 为中度污染元素。四种类型的表土, Cd 污染均是最严重的。

2.3 表土磁化率与重金属含量的相关性

汽车尾气、车辆轮胎磨损、燃煤、冶炼及其他工业生产活动释放的废气中, 通常包含各类含铁磁性颗粒。这类磁性颗粒粒径细小, 易吸附各种重金属污染元素, 有的重金属元素还可以同晶替代的方式进入铁磁性矿物的晶格结构中。如, Hansen 等 [17] 研究表明, 燃煤释放出来的飘尘的磁性组分中富集 Cu、Zn、Pb、Cr、Co、Mn、Ni、Be 等重金属元素。磁性颗粒随大气悬浮颗粒的干湿沉降进入地表, 使得表土的磁性强度和重金属污染物含量同步增加 [18]。因此, 土壤磁化率与土壤重金属的含量间常有密切关系。受到工业活动、汽车尾气等影响, 杭州城市表土磁性显著增强 [19]。卢瑛等 [20] 对南京市城区与非城区表土样品的研究表明, 城区土壤磁化率与 Cu、Zn、Pb 元素的含量间具有极显著的正相关。Stzyszez 等 [5] 的研究指出, 冶金尘埃与飞灰等强磁性物质易与重金属共存, 并研究出土壤磁性参数与重金属存在一定的关系。Hu 等 [8] 的研究也表明, 上海市宝山区城市表土磁性显著增强, 且磁性参数与各种重金属污染元素呈显著正相关。

对嘉定表土磁化率与重金属含量的关系进行研究, 结果表明, 磁化率高的样点, 重金属的含量也显著增高。如 JD-19 样点表层土壤 χ_{ir} 高达 $1\,676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, 重金属 Cu、Zn、Cd、Cr 的含量分别达到了 $78.0、436.0、0.91、340.6 \text{ mg kg}^{-1}$; JD-21 样点表层土壤 χ_{ir} 为 $489.6 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, 重金属 Cu、Zn、Cd、Cr 的含量分别达到了 $85.9、300.0、0.54、79.3 \text{ mg kg}^{-1}$; JD-26 样点表层土壤 χ_{ir} 为 $428.1 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, 重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Mn 的含量分别达到了 $70.3、278.0、474.8、0.88、829 \text{ mg kg}^{-1}$ 。

相关性分析表明 (如图 2), 表土磁化率值与 Zn、Cr、Cd 的含量呈极显著正相关 ($p < 0.01$), 与 Fe 的含量呈显著正相关 ($p < 0.05$)。去掉磁化率特高的样点 (JD-19), 重作相关性分析表明, 表土磁化率值与 Zn、Pb、Cd、Mn 的含量呈显著正相关 ($p < 0.05$), 尤其与 Pb 的相关性达极显著水平 ($p < 0.01$)。这说明研究区域表土磁化率与主要重金属污染元素含量间的密切关系确实存在, 并非由个别磁性异常的高污染样点决定。这些结果与李晓庆等 [3] 对宝山表土的研究有很好的可比性。杭州城市土壤的研究 [21] 也表明, 土壤磁性参数与 Cu、Zn、

表 3 上海嘉定表土磁化率和重金属含量

Table 3 Contents of heavy metals and χ_{lr} of the topsoils in Jiading District, Shanghai

土壤类型 Soil types	样号 Sample code	pH	有机质 OM(g kg ⁻¹)	$\chi_{lr}(\times 10^{-8})$ m ³ kg ⁻¹)	χ_{fd} (%)	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Cd (mg kg ⁻¹)	Cr (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)
工业区土壤 Industrial soils (n = 7)	JD-2	8.7	32.6	88	1.2	38.9	140	32	0.40	63	797
	JD-12	6.7	23.4	113	1.2	63.0	177	45	0.64	43	527
	JD-19	9.2	24.7	1 677	0.3	78.0	436	31	0.91	341	680
	JD-21	9.0	36.1	490	5.7	85.9	300	53	0.54	79	759
	JD-25	8.8	31.8	94	3.9	29.6	148	28	0.38	73	572
	JD-26	9.3	45.7	428	1.1	70.3	278	475	0.88	29	829
	JD-29	7.9	18.0	98	1.6	62.4	282	33	0.69	48	525
	平均值 Mean	8.5	30.3	427	2.1	61.2	251.7	100	0.64	97	670
	标准偏差 SD	0.9	9.2	577	1.9	20.3	105.4	166	0.21	109	129
道路绿地土壤 Roadside soils (n = 13)	JD-3	9.0	21.1	153	2.1	41.8	142	30	0.73	94	736
	JD-6	8.4	23.1	85	1.7	58.7	143	26	0.52	55	783
	JD-8	9.0	19.4	98	2.0	30.4	122	22	0.31	55	548
	JD-10	9.1	37.6	215	5.4	42.1	161	44	0.94	55	759
	JD-11	9.2	13.7	91	2.3	30.4	130	23	0.30	58	695
	JD-13	9.1	24.2	246	0.2	42.8	211	44	0.38	55	695
	JD-14	8.8	19.7	553	2.0	45.1	172	37	0.43	58	614
	JD-20	9.3	13.4	146	2.0	39.5	131	26	0.46	49	662
	JD-23	8.2	24.9	91	0.2	36.9	156	29	0.28	42	572
	JD-27	8.9	16.4	35	0.0	36.2	431	38	0.80	43	613
	JD-28	8.7	18.7	75	1.6	60.1	191	25	0.44	55	523
	JD-30	9.0	15.9	113	1.9	40.9	134	32	0.23	59	682
	JD-31	9.4	15.1	77	1.6	28.2	120	21	0.21	42	544
	平均值 Mean	8.9	20.3	152	1.8	41.0	172.6	31	0.47	55	648
	标准偏差 SD	0.4	6.4	134	1.3	9.7	82.4	8	0.23	13	86
农地土壤 Cultivated soils (n = 8)	JD-1	8.8	11.9	52	3.1	47.6	111	23	0.23	55	628
	JD-4	8.9	7.5	68	3.7	26.6	85	17	0.41	42	477
	JD-5	8.3	27.1	57	2.7	140.3	129	32	0.29	51	545
	JD-7	9.0	6.5	58	4.7	32.3	106	18	0.21	49	618
	JD-9	8.9	8.8	64	1.6	28.4	104	20	0.33	53	643
	JD-17	6.6	34.6	46	1.3	35.2	118	30	0.28	39	520
	JD-22	8.9	20.7	83	1.1	27.2	124	20	0.21	58	684
	JD-24	9.0	14.1	117	0.0	26.7	114	22	0.19	62	584
	平均值 Mean	8.5	16.4	68	2.2	45.6	111.3	23	0.27	51	587
	标准偏差 SD	0.8	10.2	23	1.7	38.9	13.5	6	0.07	8	69
林地土壤 Forest soils (n = 3)	JD-15	8.9	9.4	39	0.0	25.3	110	19	0.19	55	594
	JD-16	8.7	6.2	88	1.5	28.0	130	18	0.19	40	484
	JD-18	8.0	17.9	67	1.2	27.1	94	25	0.20	39	509
	平均值 Mean	8.5	11.2	65	0.9	26.8	111.5	21	0.19	45	529
	标准偏差 SD	0.5	6.0	25	0.8	1.4	18.2	3	0	9	58
上海市背景值 ^[16] Background in Shanghai				—	—	28.6	86.1	25	0.132	75	556
国家二级标准 ^[10] China national criteria				—	—	100.0	250	300	0.6	200	—

注:n 代表样品数,下同 Note: n stands for number of samples. The same below

表 4 嘉定不同土地利用方式土壤单因子与综合污染指数评价

Table 4 Assessment of heavy metal pollution in the topsoils different in landuse pattern in Jiading District, Shanghai, using the single-factor and integrated pollution index methods

土壤类型 Soil types	单因子污染指数 Single-factor pollution index						综合污染指数 Integrated pollution index
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Mn	
工业区土壤 Industrial soils (n = 7)	2.14	2.92	3.91	4.81	1.29	1.21	3.91
道路绿地土壤 Roadside soils (n = 13)	1.43	2.00	1.20	3.52	0.74	1.17	2.76
农地土壤 Cultivated soils (n = 8)	1.59	1.29	0.89	2.04	0.68	1.06	1.69
林地土壤 Forest soils (n = 3)	0.94	1.30	0.81	1.47	0.60	0.95	1.26

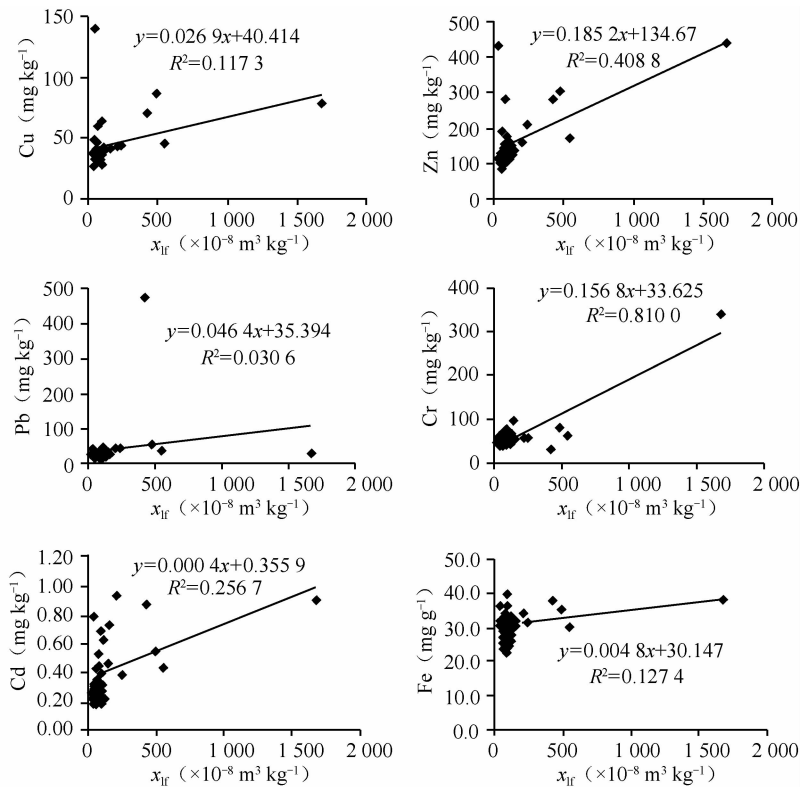


图 2 嘉定区表层土壤磁化率与重金属的关系

Fig. 2 Correlation between heavy metal contents and χ_{lf} of the topsoils in Jiading District, Shanghai

Cd、Pb 的含量几乎呈线性关系。值得注意的是,嘉定表土 Fe 与磁化率的相关性,没有 Zn、Cr、Cd 与磁化率密切。城市表土中输入的强磁性矿物,多源于炉渣、燃煤飞灰、汽车尾气等,以强磁性的磁铁矿(Fe_3O_4)为主。因此,即使极少量的输入,均会导致土壤磁化率的大幅度增加,这种情况下全 Fe 的增加很少,从而产生磁化率与全 Fe 含量相关性较差,甚至无显著相关性的现象^[22]。本文表土磁化率与 Fe 含量未达到极显著相关性,可能也与此有关。嘉定表土 Cu、Pb 含量总体不高,只有个别点(JD-5 和 JD-26 和)异常,可能与含 Cu 农药使用和废弃物填埋有关。污染源的不同,可能是表土 Cu、Pb 与磁化率的相关性未达显著水平的重要原因,但仍需进一步验证。

表土 χ_{ir} 最高点($1\ 676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$),重金属元素 Zn、Cd、Cr 的单因子污染指数分别达到 5.1、6.9、4.5,均为重度污染;6 种重金属元素的综合污染指数为 5.52,也为重度污染。进一步研究表明,嘉定表土样品磁化率与重金属综合污染指数呈显著正相关($p < 0.05$)。

2.4 表土磁性的空间分布

嘉定区表土磁性强度还呈显著的空间分布规律,可明显地区分出两个高磁区和一个低磁区。两个高磁区主要分布于嘉定区西部(嘉定镇西和外冈镇)和南部(安亭镇、马陆镇南、南翔镇和江桥镇), χ_{ir} 平均达 $129.0 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$;一个低磁区位于嘉定区的北部(华亭镇和徐航镇北), χ_{ir} 平均为 $28.7 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 。高磁区恰恰是嘉定的主要工业分布区,交通线密集,表土磁性的异常增强显然与工业和交通释放大量磁性颗粒有关。而在嘉定北部的低磁区,工业分布相对较少,农地和林地面积大。因此,土地利用的空间布局,对表土磁性的空间分布有重大影响。

2.5 表土磁化率对土壤污染的指示意义

受工业飞灰和汽车尾气等的影响,城市大气环境中,存在大量吸附或包含重金属污染元素的铁磁性颗粒。这些颗粒物易沉降进入地表,使得城市表土重金属污染元素和人为成因磁性矿物在起源上常具同一性。土壤磁化率与重金属含量间的密切关系,并不一定意味这些重金属元素对土壤磁化率有直接贡献,而是说明重金属与铁磁性矿物结合在一起^[23]。采用磁学方法,监测和研究土壤污染,已有大量报道;旺罗等^[24]的研究得出污染土壤和无污染土壤具有明显不同的磁化率特征;Thompson 和 Oldfield^[2]对城镇和工业区附近的土壤与其他地方的土

壤对比试验表明,城镇和工业区附近土壤具有较高的磁化率。Hay 等^[25]在英格兰地区,以 10 km 间隔采集表土(0~15 cm)样品 1 176 个,测量磁化率和频率磁化率值;并以土壤 $\chi_{\text{ir}} > 0.38 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 、 $\chi_{\text{fd}} \% < 3\%$ 为标准,圈定英格兰污染土壤区域。Kapicka 等^[26]研究发现,与成土作用形成的超细磁性颗粒不同,人类活动产生的磁性颗粒粒径通常较粗(在几微米至数百微米之间),且具有特殊的微形态特征;使得污染土壤的磁性具有高 χ_{ir} 、低 $\chi_{\text{fd}} \%$ 的特征。正确地采用磁学监测方法,不仅可以合理评估土壤污染程度,还可以识别土壤污染物的来源。Magiera 等^[27]就是采用磁性分辨的方法,发现波兰远离工业区的表土(亚铁磁性矿物含量不高)也受到人类工业活动的影响。嘉定区表土磁化率与重金属元素含量间的显著相关性,与宝山区表土的研究结果^[3, 8]有很好的可比性。进一步说明,采用磁学监测方法,可较好地研究上海土壤的重金属污染。磁化率测试方法简便、经济快捷,并具连续性好、对样品无破损等优点,适合于区域环境调查和污染物区划与制图,具有很好的应用前景。

3 结 论

嘉定表土磁性普遍增强,且呈现较大的空间分异。表土 χ_{ir} 变幅在 $35.1 \times 10^{-8} \sim 1\ 676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,平均值为 $177.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 。不同土地利用方式,表土 χ_{ir} 差异明显。总体变化规律为:工业土壤 > 马路绿地 > 农耕土壤 > 林地土壤。

嘉定表土重金属污染元素的累积,与磁性增强有密切的联系:表土 χ_{ir} 与 Zn、Cd、Cr 的含量呈极显著正相关性($p < 0.01$),与 Fe 的含量呈显著正相关性($p < 0.05$);与重金属综合污染指数也呈显著正相关性($p < 0.05$)。这些结果与宝山区表土的研究相一致,进一步表明利用磁学方法可以监测和评估上海土壤重金属污染。

参 考 文 献

- [1] Dearing J A, Hannam J A, Anderson A S, et al. Magnetic, geochemical and DNA properties of highly magnetic soils in England. *Geophysical Journal International*, 2001, 144: 183—196
- [2] Thompson R, Oldfield F. *Environmental magnetism*. London: Allen and Unwin, 1986
- [3] 李晓庆,胡雪峰,孙为民,等.城市土壤污染的磁学监测研究. *土壤*, 2006, 38(1): 66—74. Li X Q, Hu X F, Sun W

- M, et al. Magnetic techniques used for monitoring urban soil pollution (In Chinese). *Soils*, 2006, 38(1): 66—74
- [4] Beckwith P R, Ellis J B, Revitt D M. Applications of magnetic measurements to sediment tracing in urban highway environments. *Sci Total Environ*, 1990, 93: 449—463
- [5] Strzyszc Z, Magiera T. Magnetic susceptibility and heavy metals contamination in soils of southern Poland. *Phys Chem Earth*, 1998, 23: 1 127—1 131
- [6] Beckwith P R, Ellis J B, Revitt D M, et al. Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediment. *Physics of The Earth Planetary Interiors*, 1986, 42: 67—75
- [7] Shu J, Dearing J A, Morse A P, et al. Determining the sources of atmospheric particles in Shanghai, China, from magnetic and geochemical properties. *Atmospheric Environment*, 2000, 35: 2 615—2 625
- [8] Hu X F, Su Y, Ye R, et al. Magnetic properties of the urban soils in Shanghai and their environmental implications. *Catena*, 2007, 70: 428—436
- [9] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组. 土壤实验室分析项目及方法规范. 南京, 1991. Chinese Soil Taxonomy Research Group, Institute of Soil Science, CAS. Laboratory manual of soil analyses for Chinese Soil Taxonomy (In Chinese). Nanjing, 1991
- [10] 夏家祺. 土壤环境质量标准详解. 北京: 中国环境科学出版社, 1996: 84—86. Xia J Q. Environmental quality standards for soil pollution (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1996: 84—86
- [11] 王云, 汪雅谷, 罗海林. 上海市土壤环境背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 55—77. Wang Y, Wang Y G, Luo H L. Soil environmental background values in Shanghai (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1992: 55—77
- [12] Liu X M, Shaw J, Liu T S, et al. Magnetic mineralogy of Chinese loess and its significance. *Geophysical Journal International*, 1992, 108(1): 301—308
- [13] 魏海涛, 夏敦胜, 陈发虎, 等. 黄土高原及相邻地区表土磁化率与降水量的关系. *冰川冻土*, 2008, 30(3): 433—439. Wei H T, Xia D S, Chen F H, et al. Relationship between the magnetic susceptibility of surface soil and precipitation of Loess Plateau and adjacent area (In Chinese). *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2008, 30(3): 433—439
- [14] Oldfield F. Environment magnetism-A personal perspective. *Quat Sci Rev*, 1991, 10: 73—85
- [15] Lü H Y, Liu D S, Liu T S. The effect of C3 and C4 plants for the magnetic susceptibility signal in soils. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 1999, 44(4): 318—325
- [16] 卢升高, 俞劲炎, 章明奎, 等. 长江中下游第四纪沉积物发育土壤磁性增强的环境磁学机制. *沉积学报*, 2000, 18(3): 336—340. Lu S G, Yu J Y, Zhang M K, et al. Environmental magnetism of magnetic enhancement for soils formed on Quaternary sediments in the Yangtze River Valley (In Chinese). *Acta Sedimentologica Sinica*, 2000, 18(3): 336—340
- [17] Hansen L D, Silberman D, Fisher G L. Crystalline components of stack-collected, size-fractionated coal fly ash. *Environmental Science and Technology*, 1981, 15: 1 057—1 062
- [18] Mayoral M C, Izquierdo M T, Andres J M, et al. Mechanism of interaction of pyrite with hematite as simulation of slagging and fireside tube wastage in coal combustion. *Thermochimica Acta*, 2002, 390: 103—111
- [19] 卢升高, 白世强. 杭州城区土壤的磁性及磁性矿物学及其环境意义. *地球物理学报*, 2008, 51(3): 762—769. Lu S G, Bai S Q. Magnetic characterization and magnetic mineralogy of the Hangzhou urban soils and its environmental implications (In Chinese). *Chinese Journal of Geophysics*, 2008, 51(3): 762—769
- [20] 卢瑛, 龚子同, 张甘霖. 城市土壤磁化率特征及其环境意义. *华南农业大学学报*, 2001, 22(4): 26—28. Lu Y, Gong Z T, Zhang G L. The magnetic susceptibility characteristic of urban soil and its environmental significance (In Chinese). *Journal of South China Agricultural University*, 2001, 22(4): 26—28
- [21] Lu S G., Bai S Q. Study on the correlation of magnetic properties and heavy metals content in urban soils of Hangzhou City, China. *Journal of Applied Geophysics*, 2006, 60: 1—12
- [22] 袁大刚, 张甘霖. 城市道路区土壤的磁学性质及其发生学意义. *土壤学报*, 2008, 45(2): 216—221. Yuan D G, Zhang G L. Magnetic properties of urban subgrade soil and their pedogenetic implications (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(2): 216—221
- [23] 王爱华, 王力波, 周汉民. 宁沪高速公路句容段两侧土壤磁化率异常与重金属元素的关系研究. *江苏地质*, 2006, 30(3): 172—176. Wang A H, Wang L B, Zhou H M. Relationship of soil magnetic susceptibility anomaly and heavy metal elements on both sides of Jurong Block, Nanjing Shanghai Expressway (In Chinese). *Jiangsu Geology*, 2006, 30(3): 172—176
- [24] 旺罗, 刘东升, 吕厚远. 污染土壤的磁化率特征. *科学通报*, 2000, 45(10): 1 091—1 094. Wang L, Liu D S, Lu H Y. Magnetic susceptibility properties of polluted soils (In Chinese). *Chinese Science Bulletin*, 2000, 45(10): 1 091—1 094
- [25] Hay K L, Dearing J A, Baban S M J, et al. A preliminary attempt to identify atmospherically-derived pollution particles in English topsoils from magnetic susceptibility measurements. *Physics and Chemistry of Earth*, 1997, 22(1/2): 207—210
- [26] Kapicka A, Jordanova N, Petrovsky E, et al. Magnetic stability of power-plant fly ash in different soil solutions. *Physics and Chemistry of Earth*, 2001, 25(5): 431—436
- [27] Magiera T, Strzyszc Z. Ferrimagnetic minerals of anthropogenic origin in soils of some Polish national parks. *Water, Air and Soil Pollution*, 2000, 124: 37—48

SPATIAL VARIATION OF MAGNETIC INTENSITY OF TOPSOILS IN JIADING DISTRICT, SHANGHAI AND ITS ENVIRONMENTAL IMPLICATION

Li Shan¹ Hu Xuefeng^{1*} Du Yan¹ Jiang Qi¹ Li Yang¹ Feng Jiangwei¹ Wang Jianguo²

(1 Department of Environmental Science and Engineering, School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200444, China)

(2 Environmental Protection Bureau of Qidong City, Qidong, Jiangsu 226200, China)

Abstract 31 topsoil samples (0 ~ 5 cm) were collected in Jiading District, Shanghai in light of diversity of landuse patterns and uniformity of spatial distribution. Magnetic susceptibility (χ_{lf}) and heavy metal contents (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Mn) of the samples were determined. Results show that the topsoils in Jiading District are generally enhanced in magnetic intensity, which varies much spatially within a range from $35.1 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ~ $1676.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, and is averaged to be $177.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Moreover, the topsoil χ_{lf} also varies with the landuse pattern, and generally follows a decreasing order of industrial soils > roadside soils > cultivated soils > forest soils. A close relationship between the enhancement of χ_{lf} and accumulation of heavy metals in the topsoils was also observed; Topsoil χ_{lf} values are in significant positive correlation with contents of Zn, Cr and Cd ($p < 0.01$), and with the integrated pollution indexes ($p < 0.05$) as well. The findings further suggest that the magnetic method can be used as an effective tool in monitoring and evaluating heavy metal pollution of the soils in Shanghai.

Key words Urban topsoils; Magnetic susceptibility (χ_{lf}); Heavy metals; Landuse patterns