

马瑞峻,黄 倩,龚海明,等. 利用土壤表层磁化率监测区域农田重金属[J]. 江苏农业科学,2017,45(4):198-205.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.04.061

# 利用土壤表层磁化率监测区域农田重金属

马瑞峻<sup>1</sup>,黄 倩<sup>1</sup>,龚海明<sup>1</sup>,李 林<sup>2</sup>,刘永茂<sup>2</sup>,王 梁<sup>2</sup>

(1. 华南农业大学工程学院,广东广州 510642; 2. 内蒙古自治区冶金研究院,内蒙古呼和浩特 010010)

**摘要:**利用新兴的环境磁学技术监测农田重金属污染情况,抽样测定土壤表层体积磁化率及铅(Pb)、镉(Cd)、汞(Hg)、铬(Cr)、砷(As)等重金属含量,分析农田土壤磁化率与各元素含量之间的关系。然后基于区域农田大面积的磁化率测量值、磁化率与各重金属含量间的数学关系,预测各重金属空间分布特征,并进行重金属污染评价。结果表明:(1)研究区试验田 1、2、3、4 分别有 71.83%、55.93%、78.87%、55.77% 面积的土壤体积磁化率超过广州市地表磁化率平均值  $137.9 \times 10^{-6}$ ;(2)土壤磁化率与 Pb、Cd、Cr、As 之间相关性较强,可采用线性拟合式预测各重金属分布,土壤磁化率与 Hg 之间相关性较弱,则采用线性插值法预测 Hg 分布;(3)对比广州市蔬菜地土壤重金属含量背景值,整个区域面积都受 Pb 污染,部分区域受 Hg、Cd 污染,未见 Cr、As 明显污染,内梅罗土壤综合污染评价结果为轻度污染。综合分析可见,利用土壤表层体积磁化率监测及表征土壤重金属污染情况的方法可行有效。

**关键词:**区域农田;土壤磁化率;全球定位系统(GPS);农田土壤重金属含量;污染情况监测

**中图分类号:** X833 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)04-0198-08

据新华网报道,目前农业已经超过工业,成为我国最大污染源污染产业<sup>[1]</sup>。积累在农田土壤中的难降解重金属很难靠稀释、自净化作用消除,具有不可逆性与难治理性<sup>[2-3]</sup>。国家环保总局对珠三角部分城市开展典型区域土壤环境质量状况调查,结果表明,近 40% 农田菜地重金属超标,其中 10% 严重超标。重金属铅(Pb)、镉(Cd)、铬(Cr)、汞(Hg)及类金属砷(As)的生物毒性明显,被称为“五毒”,受这些元素污染的土壤种植出的农作物经食物链进入人体,将严重危害人体健康<sup>[2,4]</sup>。因此,监测农田重金属含量是否超标,是保证农作物安全的首要条件。

目前,土壤重金属污染监测的方法主要分为实验室监测、现场快速监测两大类<sup>[5-6]</sup>。实验室监测主要有以光学仪器为基础的分析法(包括原子吸收光谱法、原子荧光光谱法、分光光度法等)、联合使用光学与电化学仪器的分析法(包括电感耦合等离子体发射光谱法、电感耦合等离子体质谱法等)。虽然实验室监测方法具有检出限低、精密度高、准确度高、线性范围宽及受土壤基体干扰较小的优点,但是该方法运用成本高,监测步骤繁琐,对操作者技能要求高,一次分析元素项目有限,易对采样土壤造成二次污染,不适用于大面积农田监

测。现场快速监测主要包括激光诱导击穿光谱(laser induced breakdown spectroscopy,简称 LIBS)技术、土壤磁化率监测技术。虽然与传统的光谱测量技术相比,LIBS 技术无须对样品进行预处理,可在非接触条件下现场快速测量、分析多种元素,再污染概率低,但是作为新兴的半定量测量手段,该技术在灵敏度高、低检测限定量分析、测量稳定性方面不足点尚多。土壤磁化率监测技术利用了任何物质都存在磁性的特征,对不同物质施加外加磁场便会产生不同的磁化强度,磁化强度与外加磁场的比值就是磁化率。磁化率的测量仪器都紧凑轻便、灵敏度高,便于野外现场试验,属于磁学物理方法,对研究对象不会造成任何污染与扰动。根据磁化率可定量分析土壤重金属含量,其实质是对土壤重金属的间接研究,而该方法具有测量快速简便、重复性好、经济便捷、获取大量磁化率数据等优势,可应用于高效实时、系统全面地监测区域土壤重金属<sup>[7-8]</sup>。

利用土壤磁化率监测重金属污染是环境磁学监测污染的热点研究,其应用范围涵盖城市<sup>[9]</sup>、交通<sup>[10]</sup>、大气<sup>[11]</sup>、湖泊河流<sup>[12]</sup>、工业等领域<sup>[13]</sup>。大量关于磁化率与土壤重金属间关系的研究表明,磁化率与 Cd、Pb、Cr、铜(Cu)、铁(Fe)、锌(Zn)、Hg、As 等元素具有很好的相关性<sup>[14-15]</sup>,磁化率可有效指示土壤重金属污染。然而,关于用磁化率监测农业土壤重金属污染的研究颇少<sup>[16-17]</sup>。我国作为农业大国,全国耕地面积 125.12 万 km<sup>2</sup>,约为全国土地总面积的 12.98%<sup>[18]</sup>,利用土壤磁化率监测农田土壤污染是国情所需。本研究将详细介绍整套土壤磁化率测量系统的集成构建,选取珠江三角洲典

收稿日期:2016-01-04

基金项目:内蒙古自治区应用技术与开发资金(编号:20140128)。

作者简介:马瑞峻(1970—),男,内蒙古丰镇人,博士,教授,主要从事农业土壤信息研究。E-mail:maruijun\_mrj@163.com。

## 参考文献:

- [1] 沈建华,杨艳琴. MSP430 系列 16 位超低功耗单片机原理与实践[M]. 北京:北京航空航天大学出版社,2008.
- [2] 毕宇强,朱瑞祥. 基于 TC35i 的 GSM 土壤信息远程监测系统[J]. 农机化研究,2012,34(3):187-190.

- [3] 陈 凯,秦实宏,王 敏. 基于 GSM 模块 TC35I 的收发控制系统设计[J]. 武汉工程大学学报,2011,33(1):91-94.
- [4] 赵 方,祁泽刚,郑晓茜. 粮库温度的多点检测及远程监控系统[J]. 农机化研究,2015,37(5):86-90.
- [5] 侯 波,徐小华,胡晓飞. 基于 LabVIEW 和 GSM 的温室大棚环境远程监控系统设计[J]. 江苏农业科学,2015,43(1):394-395.

型农田,测量农田土壤磁化率,采样获取土壤磁化率与各重金属含量之间的数学关系,并预测 Pb、Cd、Hg、Cr、As 元素含量特征,同时评价重金属污染程度。

## 1 材料与方法

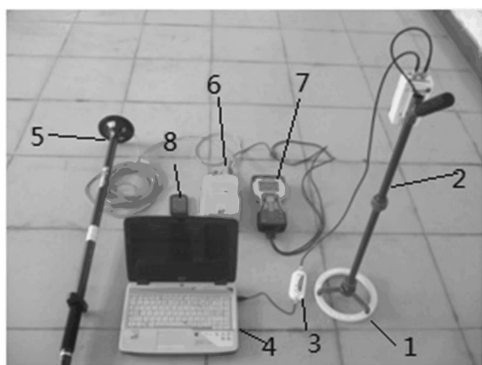
### 1.1 试验地点

试验地点位于广州市天河区华南农业大学农学院的教学科研基地(地理位置 23°10'N, 113°20'E),试验农田的面积约为 3.9 hm<sup>2</sup>。试验田西部、南部被岳洲路的 2 条分岔路包围,平时车流量大。试验田东部是某机场基地,南部被机场跑道包围。试验田西南方向约 50 m 处有 1 条排污河涌,试验田的灌溉用水部分来源于这条河涌。试验区属于亚热带季风气候区,年平均降水量为 1 725 mm,平均相对湿度为 79%,年平均气温为 21.8 ℃。成土母质为三角洲沉积物,土壤中有有机质含量属中上水平,拥有良好轮作制度、施肥方式<sup>[19]</sup>,主要种植水稻、蔬菜、花生等作物,主要施用氮肥、磷肥、钾肥。

### 1.2 仪器设备

整套设备包括土壤磁化率测量系统、地理空间定位系统,装置实物见图 1。

土壤磁化率测量系统:选用 Bartington 公司的 MS2D 型磁



1—MS2D探测线圈; 2—MS2探测手柄; 3—MS3读数模块;  
4—笔记本电脑(PC机); 5—Zephyr流动站天线; 6—5700  
GPS接收机; 7—TSC2控制手簿; 8—手机  
图1 整套土壤磁化率测量系统装置实物

化率测量仪,包括 MS2D 探测线圈、MS2 探测手柄、MS3 读数模块,以及安装了 Bartsoft 软件的便携式 PC 机。磁化率仪的使用:首先将 MS2D 探测线圈压实在被测土壤表面,然后启动仪器,MS2D 探测线圈周围会产生 1 个低频、低强度的交变磁场,探头测量范围内的土壤样品会引起该磁场变化,MS3 读数模块会检测到这一变化并转化为磁化率数值,通过 USB 接口输送给 PC 机中的 Bartsoft 软件,并自动保存。测量周期最短只需 0.1 s,最大测量精度可达  $2 \times 10^{-6}$ 。

地理空间定位系统:用于测量点的精准定位,选用 Trimble 5700 GPS 系统,包括 Zephyr 流动站天线、5700 GPS 接收机、TSC2 控制手簿、具有串口功能或蓝牙功能的手机。Zephyr 流动站天线用于实时动态差分(RTK)流动测量,5700 GPS 接收机用于接收全球定位系统(GPS)卫星信号及确定地面空间位置,TSC2 控制手簿内置“Trimble Survey Controller”测量软件,可控制测量及管理读数,手机通过通用分组无线服务技术(GPRS)或码分多址(CDMA)业务可实时进行 RTK/GPS 的测点。

### 1.3 试验安排

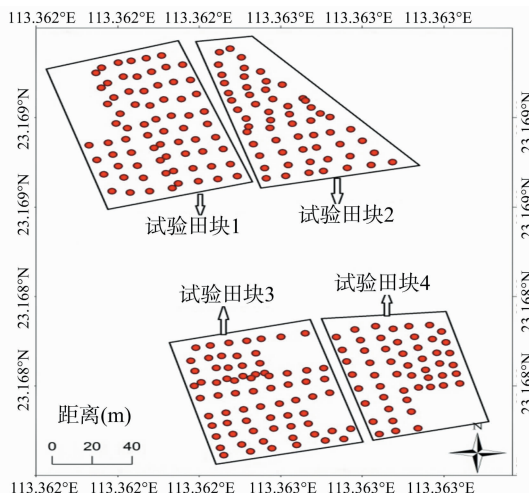
1.3.1 农田磁化率的测量 采用约 10 m × 10 m 网格大小,按照均匀分布原则布置测量点,采用梅花形布点法测量土壤磁化率,即测量网格 4 个顶点、中心点的磁化率,并取平均值作为磁化率测量值,共获得 228 个采样点数据;同时用 GPS 仪器记录网格中心点的地理坐标。采样点分布情况见图 2。

1.3.2 农田磁化率与重金属关系的抽样测量 在研究区农田及周边蔬菜地、灌溉河涌处,随机抽样测量土壤磁化率及重金属含量,然后进行土壤磁化率与各重金属含量之间的数学拟合。基于所得数学模型,通过土壤磁化率预测各重金属含量空间分布情况。

重金属含量检测是将现场土壤取样,进行实验室测量,整个过程避免使用金属容器带来污染,使用塑料、木竹等非金属工具。本研究土壤样品重金属含量的测定委托广东省生态环境与土壤研究所分析测试中心。根据我国 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》,采用石墨炉原子吸收分光光度法对 Pb、Cd 含量进行测定(参照 HJ 491—2009《土壤总铬的测定



A. 研究区域



B. 土壤磁化率采样点

图2 研究区域及试验田土壤磁化率采样点分布

火焰原子吸收分光光度法》),采用火焰原子吸收分光光度法对 Cr 含量进行测定(参照 GB/T 17141—1997《土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》),采用原子荧光光度法对 Hg、As 含量进行测定。

#### 1.4 数据处理

利用 ArcGIS 软件的空间插值工具中的克里金插值法,绘制土壤磁化率的空间分布图。用 Excel 软件对土壤磁化率与各重金属含量进行线性拟合,再根据相关系数  $r$  决定合适的数学模型预测各重金属空间分布。由本研究“2.2”节给出的线性拟合式可知,Pb、Cd、Cr、As 含量与土壤磁化率之间相关性较强,而 Hg 含量与土壤磁化率之间相关性极弱,则 Pb、Cd、Cr、As 分别采用与土壤磁化率的线性拟合式预测重金属分布,而 Hg 考虑采用线性插值法预测重金属分布,具体的线性插值公式:

$$\frac{y - y_0}{x - x_0} = \frac{y_1 - y_0}{x_1 - x_0}。$$

式中: $x$  为测量点的磁化率; $y$  为对应 Hg 含量(mg/kg); $x_0$ 、 $x_1$ 、 $y_0$ 、 $y_1$  分别为 2 个已知样点的磁化率、Hg 含量(mg/kg),选自抽样点中与研究区农田环境最接近的 2 点数据。

基于上述各数学模型所得重金属含量,再次利用 ArcGIS 绘制各重金属的空间分布预测图。

#### 1.5 农田重金属污染评价

1.5.1 评价标准 采用广州市蔬菜地土壤重金属含量背景值为评价标准,Pb、Cd、Cr、As、Hg 土壤背景值分别为 47.08、0.144、60.35、18.44、0.161 mg/kg<sup>[20]</sup>。

1.5.2 评价方法 (1)单因子污染指数评价法<sup>[21-22]</sup>。相关表达式:

$$P_i = \frac{c_i}{s_i}。$$

式中: $P_i$  为土壤重金属  $i$  的污染指数; $C_i$  为土壤重金属  $i$  的实测值,mg/kg; $S_i$  为土壤重金属  $i$  的背景值,mg/kg。若  $P_i \leq 1$ ,表明土壤不受重金属  $i$  污染;若  $1 < P_i \leq 2$ ,表明土壤受重金属  $i$  轻度污染;若  $2 < P_i \leq 3$ ,表明土壤受重金属  $i$  中度污染;若  $P_i > 3$ ,表明土壤受重金属  $i$  重度污染。

(2)内梅罗综合污染指数评价法。相关表达式:

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{(\frac{c_i}{s_i})_{\max}^2 + (\frac{c_i}{s_i})_{\text{ave}}^2}{2}}。$$

式中: $(\frac{c_i}{s_i})_{\max}$  为重金属  $i$  所有单因子污染指数中的最大值;

$(\frac{c_i}{s_i})_{\text{ave}}$  为重金属  $i$  所有单因子污染指数的平均值。若  $P_{\text{综合}} < 0.7$ ,表明土壤清洁;若  $0.7 < P_{\text{综合}} \leq 1$ ,视为警戒级;若  $1 < P_{\text{综合}} \leq 2$ ,表明土壤受到轻度污染;若  $2 < P_{\text{综合}} \leq 3$ ,表明土壤受到中度污染;若  $P_{\text{综合}} > 3$  时,表明土壤受到重度污染。 $P_{\text{综合}}$  值越大,表明土壤受污染程度越高<sup>[21-22]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 磁化率的空间分布特征

广州市表层土壤的平均体积磁化率为  $137.9 \times 10^{-6}$ <sup>[23]</sup>,试验田 1、2、3、4 分别有 71.83%、55.93%、78.87%、55.77%

土壤样本的磁化率超过该平均值。本研究区土壤磁化率空间分布情况见图 3,描述性统计结果见表 1。

从图 3 中分析区域整体土壤磁化率空间分布特征可见,试验田 1 磁化率较高值出现在北部;试验田 2 磁化率整体分布均匀,南部略高于北部;试验田 3 磁化率较高值分散于北部与东部的周边区域;试验田 4 磁化率由西向东呈带状逐渐降低。其中,试验田 1、2 的中部都出现了磁化率最高值,2 块田的地理位置相邻,说明磁性颗粒的排放对 2 块田的影响较相似;而试验田 1 的南部磁化率明显低于试验田 2,这是由于试验田 1 土壤表面受翻耕作用影响,比较不平整,磁化率仪不能充分平整地接触待测土表,致使磁化率测量值衰减。

由表 1 可见,4 块试验田的磁化率平均值相差不大,相对而言试验田 2 的磁化率水平最低,在  $(94.025 \sim 438.140) \times 10^{-6}$  之间变动,试验田 4 的磁化率水平最高,在  $(99.378 \sim 1426.200) \times 10^{-6}$  之间变动。已有研究表明,在缺少重工业活动的环境中,交通工具的尾气排放造成的污染是磁性颗粒的主要来源,且公路、汽车交通产生的重金属与磁化率存在重要相关性<sup>[24-25]</sup>。4 块试验田中,只有试验田 2 未被周边的交通道路包围,因此受交通尾气排放的影响相对较小,因此其磁化率水平相对较低。试验田 4 西部是 1 条交通主干道,因此它受交通尾气的影响最为严重,整个研究区的最高值出现于此,磁化率分布呈随与公路交通之间距离的增大而逐渐减小的趋势,这与前人的研究结果相似<sup>[26]</sup>。

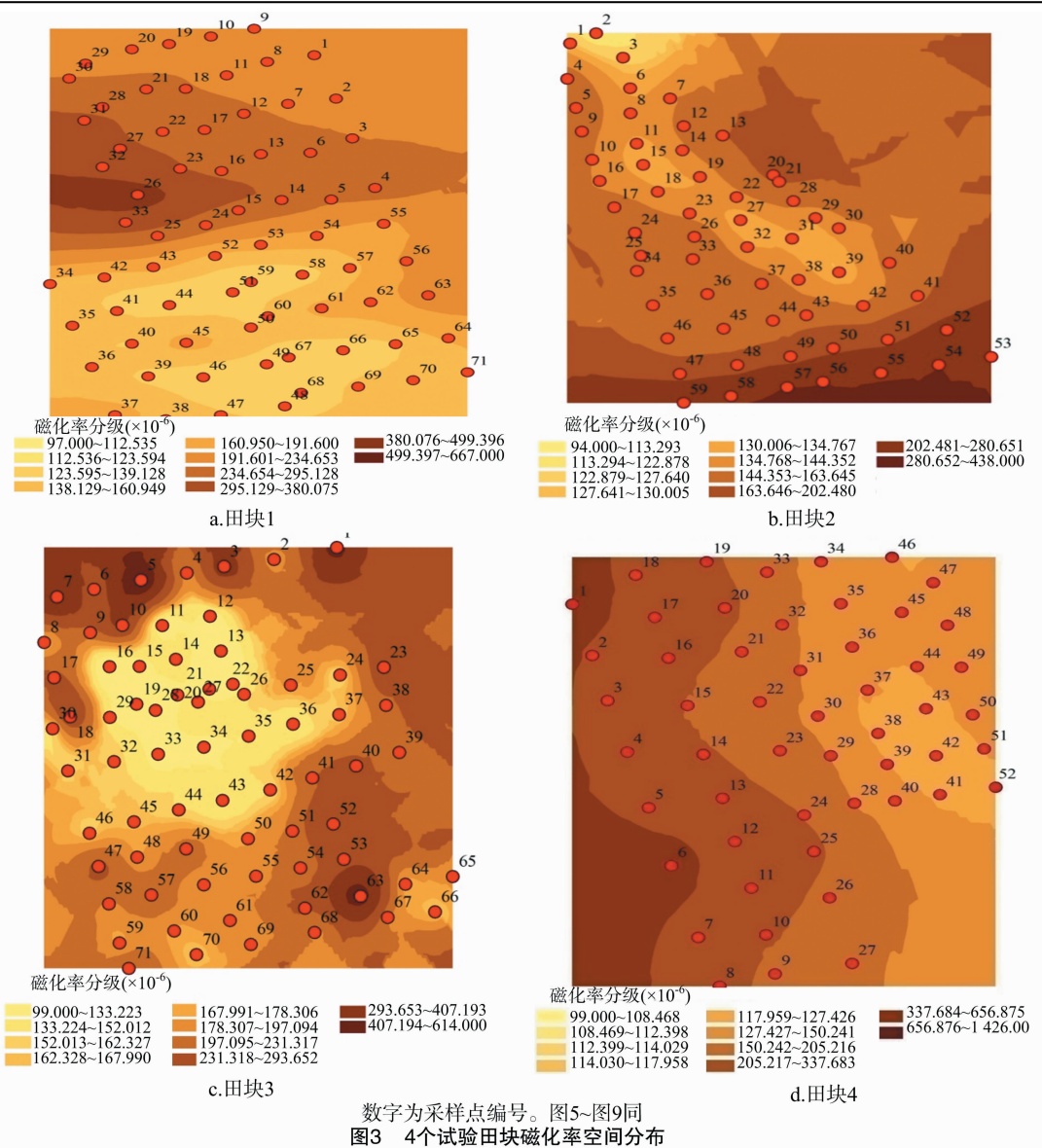
### 2.2 抽样点磁化率与各重金属含量的关系及数学模型

本研究旨在探索利用土壤磁化率表征不同重金属含量的方法,关于土壤磁化率与各重金属含量关系的精确拟合可在以后研究工作中深入下去,因此本试验只取少量具有环境代表性的抽样点来研究土壤磁化率与不同重金属含量之间的关系。已有研究对磁化率与不同重金属进行线性拟合,其相关系数达中等以上水平,磁化率可指示土壤各重金属污染情况<sup>[26-27]</sup>。本研究中抽样点的土壤磁化率与各重金属含量数据统计结果见表 2,土壤磁化率与各重金属含量之间的数学拟合结果见图 4。

由图 4 可知,抽样点的土壤磁化率与 Cd、Cr 含量拟合后的相关系数为高度相关( $|r| > 0.8$ ),与 Pb、As 含量的相关系数为中度相关( $0.5 < |r| < 0.8$ )<sup>[28]</sup>,可将土壤磁化率与 Cd、Cr、Pb、As 含量之间的线性拟合式作为关系模型。此外,磁化率与 As 含量呈负相关,原因是当地菜农大量使用含砷化肥,而砷的赋存与顺铁磁性矿物有关<sup>[29]</sup>,该区人为活动排放的磁性颗粒多为亚铁磁性矿物,它对砷含量有稀释作用,因而造成磁化率与砷含量增加趋势相反。土壤磁化率与 Hg 含量之间的相关系数极弱( $|r| < 0.3$ ),视为不相关,不支持直接采用数学拟合式作为二者之间的关系模型,因此考虑用线性插值法来表征 Hg 含量分布。综上所述,本研究利用抽样点土壤磁化率与重金属含量之间的线性拟合式预测 Pb、Cd、Cr、As 含量分布;通过线性插值法预测 Hg 含量分布。

### 2.3 重金属分布预测及来源分析

根据上述模型预测的各重金属整个空间含量值,利用 ArcGIS 克里金插值法绘制出研究区试验田表层土壤各重金属空间分布图(图 5);对 4 块试验田各重金属含量进行数据统计,结果见表 3。



数字为采样点编号。图5~图9同  
图3 4个试验田块磁化率空间分布

表 1 研究区试验田表层土壤体积磁化率数据统计结果

测量区域	表层土壤体积磁化率( $\times 10^{-6}$ )				样本数 (个)
	最大值	最小值	平均值	标准差	
试验田 1	667.423	97.009	208.897	99.939	71
试验田 2	438.140	94.025	167.074	73.930	59
试验田 3	614.392	98.525	198.512	95.665	71
试验田 4	1 426.200	99.378	209.921	227.905	52
整个研究区	1 426.200	94.025	196.440	131.798	253

表 2 抽样点磁化率及对应的重金属含量

抽样编号	磁化率 ( $\times 10^{-6}$ )	重金属含量(mg/kg)				
		铅	镉	铬	砷	汞
1(试验田 1)	242.040	54.4	0.164 0	21.3	13.40	0.196
2(试验田 4)	106.471	42.4	0.053 4	41.4	13.60	0.227
3(蔬菜地)	100.136	70.3	0.242 0	57.6	26.10	0.539
4(河涌)	755.216	54.8	0.239 0	76.2	3.14	0.228
5(河涌)	1 045.722	103.0	0.774 0	99.6	7.00	0.424

以广州市蔬菜地土壤重金属含量背景值作为广州市土壤重金属自然背景值(“1.5.1”节),4 块试验田中 Pb 含量均超

过广州市自然背景值水平。1、2、3、4 号试验田中分别有 49.30%、16.95%、38.03%、32.69% 面积的 Cd 含量超过广州市自然背景值水平,但相对而言试验田 2 的 Cd 含量超标范围最小。1、2、3、4 号试验田中分别有 98.59%、96.61%、94.37%、94.23% 面积的 Hg 含量超过广州市自然背景值水平。4 块试验田中 Cr、As 含量都未超过广州市自然背景值水平。

由图 5 可见,靠近公路区的土壤中 Pb 含量相对较高,整体趋势是离公路越远,Pb 含量呈逐渐减少的分布形态。Pb 通常来源于铅冶炼厂、铅字印刷厂、铅采矿场等产生的工业“三废”(废气、废水、固体废弃物),以及汽车汽油尾气中的抗暴剂烷基铅,而研究区除西部、南部有公路包围外,周围并无工业生产活动,因此推断研究区的 Pb 主要来源于交通尾气排放。同时,国内外大量研究表明,汽车尾气排放、燃料及润滑油的泄漏、轮胎添加剂中的重金属元素及机械部件磨损产生大量的 Pb 污染<sup>[30]</sup>。

由图 6 可见,土壤中 Cd 含量较高的区域总体上都是在靠近公路的区域。Cd 的产生通常是采矿、冶炼、燃煤、电镀工



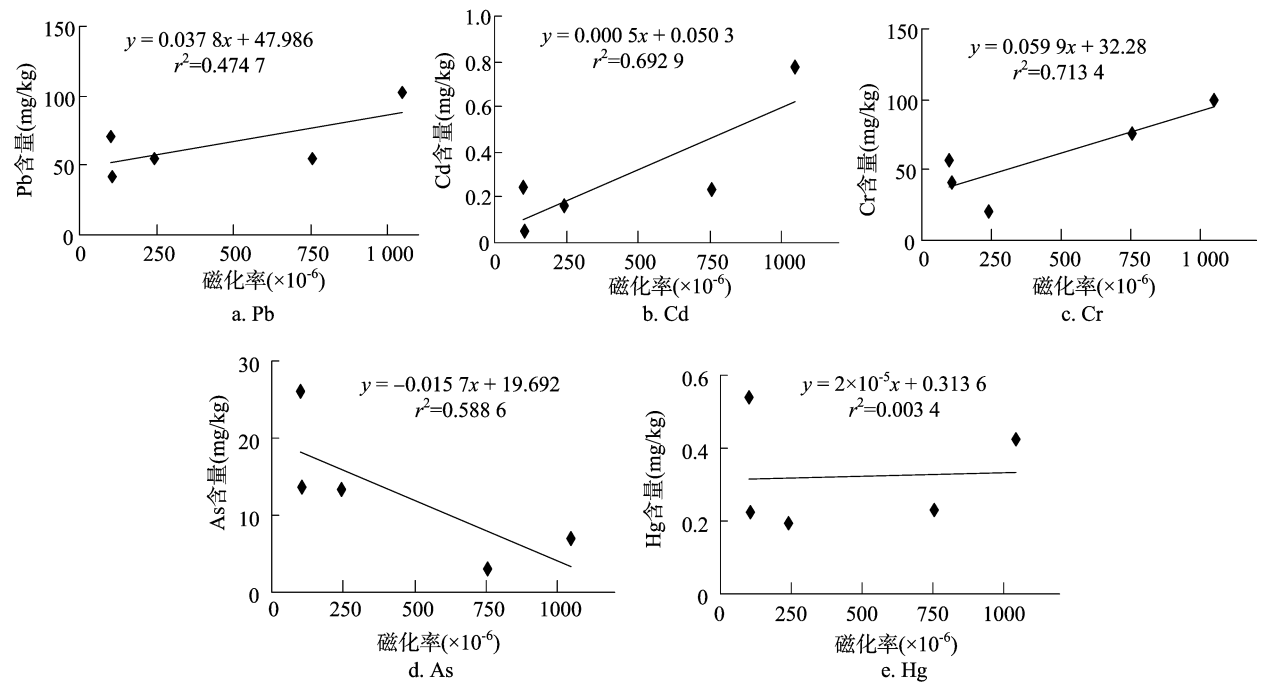


图4 抽样点土壤磁化率与各重金属含量的数学关系

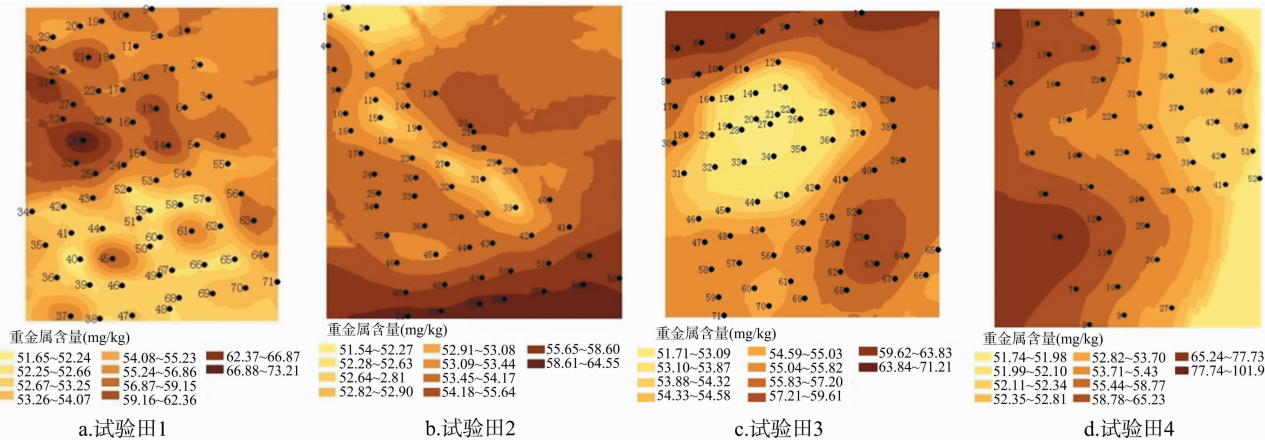


图5 各试验田Pb含量空间分布情况

表3 研究区各试验田土壤重金属含量数据分析结果										
测量区域	铅含量(mg/kg)		镉含量(mg/kg)		铬含量(mg/kg)		砷含量(mg/kg)		汞含量(mg/kg)	
	变化范围	均值	变化范围	均值	变化范围	均值	变化范围	均值	变化范围	均值
试验田1	51.65~73.22	55.88	0.10~0.38	0.16	38.09~72.26	44.79	9.21~18.17	16.41	0.16~0.23	0.20
试验田2	51.54~64.55	54.30	0.10~0.27	0.13	37.91~58.53	42.29	12.81~18.22	17.07	0.15~0.23	0.21
试验田3	51.71~71.21	55.49	0.10~0.36	0.15	38.18~69.08	44.17	10.05~18.15	16.58	0.11~0.23	0.21
试验田4	51.74~101.9	55.92	0.10~0.76	0.16	39.08~164.7	45.08	1.70~18.13	16.62	0.01~0.23	0.21

业、化学工业、肥料制造、垃圾焚化处理、冶金厂等产生的工业“三废”，经自然沉降、雨淋沉降和污水灌溉等直接或间接进入土壤<sup>[31-32]</sup>，以及含Cd汽油的燃烧、汽车轮胎磨损产生含Cd粉尘，并排放到公路、铁路旁边的土壤中<sup>[33]</sup>。由此可见，试验田Cd主要来源于研究区附近的公路交通。

由图7可见，土壤受Hg污染的范围仅次于Pb，且Hg与磁化率的分布特征差异较大。土壤中的Hg通常来源于大气汞的干湿沉降，工业活动产生的废料，城市生活垃圾的堆放，以及农用耕作中不合理地施用含汞肥料和农药<sup>[34-35]</sup>。本试

验田地理位置偏僻，造成Hg大面积超标的主要原因与农耕活动中施用含汞肥料、农药有关。

由图8、图9可见，Cr、As含量都不高，说明整个研究区Cr、As元素积累不严重。

由表3可知，4块试验田的Pb含量平均值分别是广州市土壤Pb含量背景值的1.187、1.153、1.179、1.188倍；Hg含量平均值分别是广州市土壤Hg含量背景值的1.242、1.304、1.304、1.304倍；除了试验田2，其他试验田Cd含量平均值都超过广州市土壤Cd含量背景值，依次是背景值的1.111、

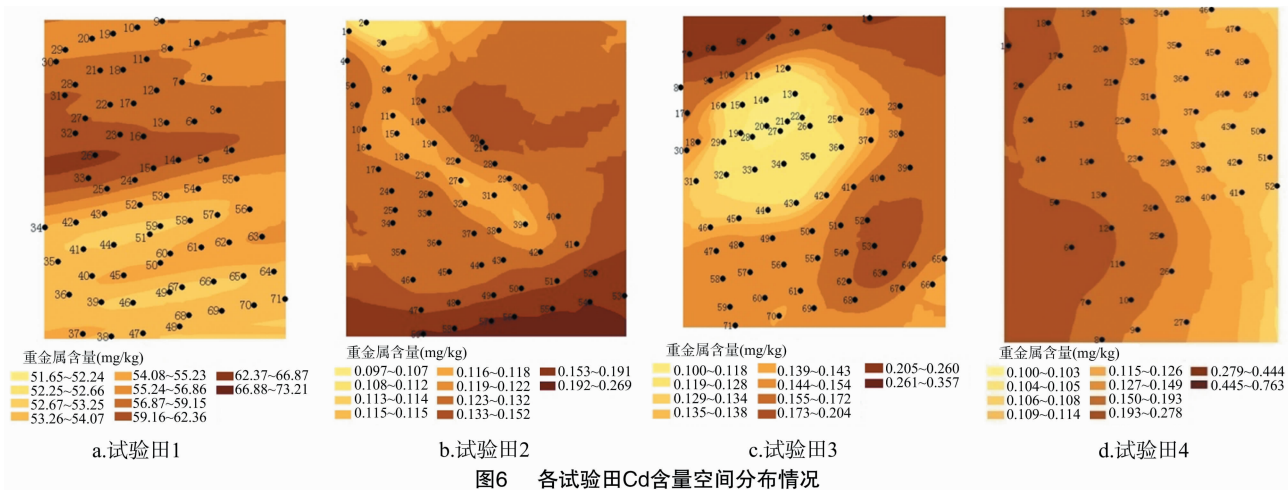


图6 各试验田Cd含量空间分布情况

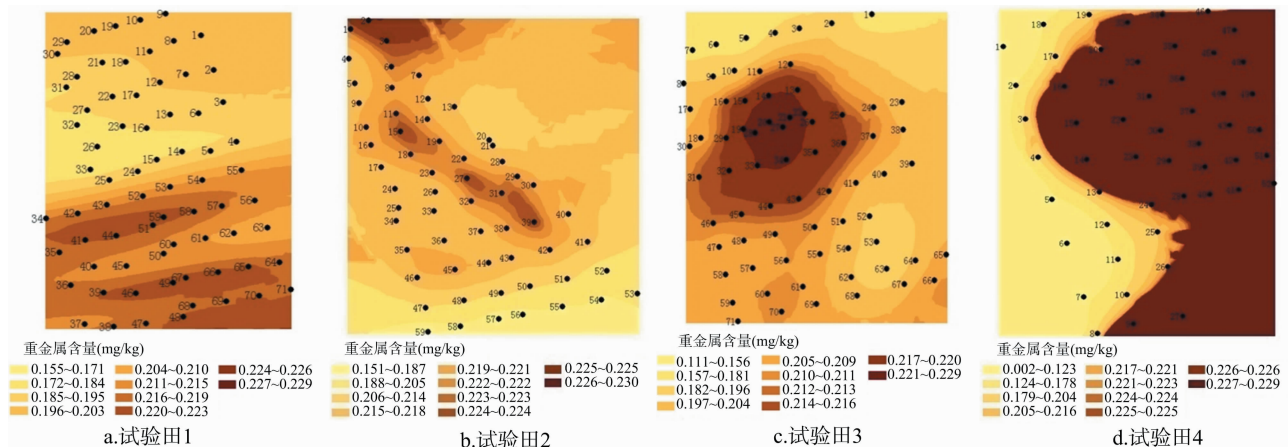


图7 各试验田Hg含量空间分布情况

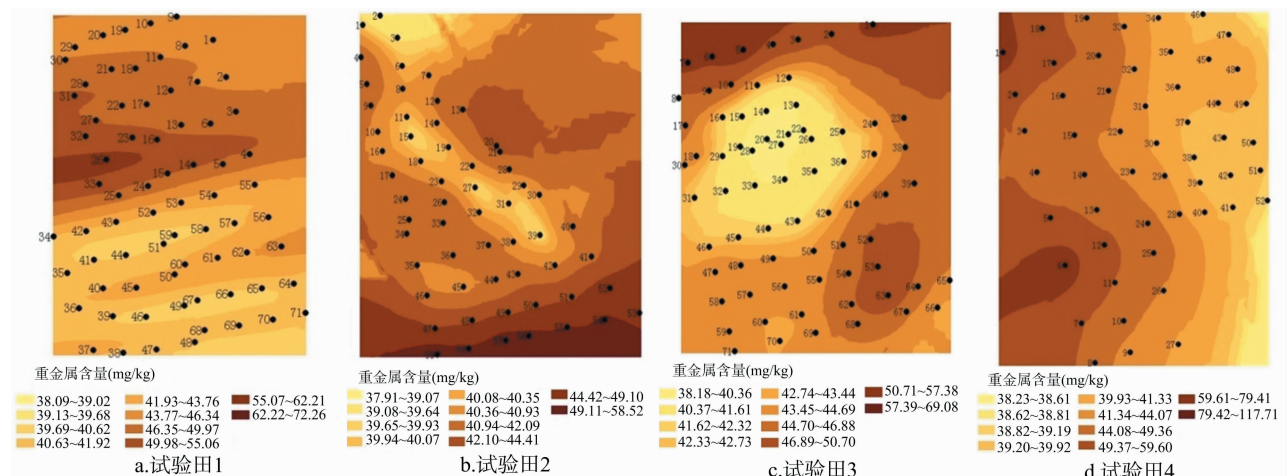


图8 各试验田Cr含量空间分布情况

1.042、1.111 倍;4 块试验田的 Cr、As 含量平均值都未超过广州市土壤重金属背景值。

#### 2.4 土壤重金属污染评估

由表 4 可见,单因子污染指数中 Cr、As 没有明显污染,Pb、Cd、Hg 均为轻度污染,且这 3 种重金属污染程度相似,说明它们的外源性一致;4 块试验田的内梅罗综合指数均在轻度污染范围内,表明该区农业土壤重金属污染程度比较轻缓,土壤清

洁度较高。同时,这些受轻度污染的土壤主要与靠近交通位置有关,由此可见,交通对农业土壤重金属污染的贡献不容忽视。总的来说,研究区农业土壤的重金属污染并不严重。

#### 3 结论

研究区试验田 1、2、3、4 中分别有 71.83%、55.93%、78.87%、55.77% 区域中的表层土壤体积磁化率超过了广州

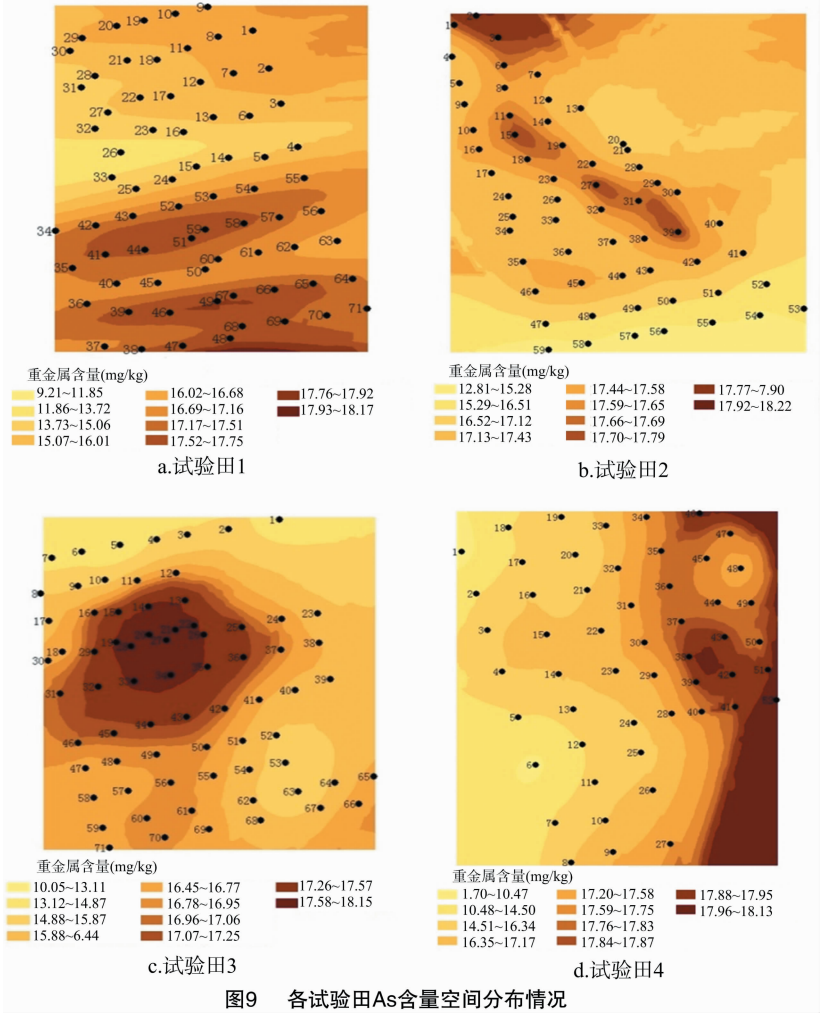


图9 各试验田As含量空间分布情况

表 4 研究区各试验田的单因子污染与综合污染评价结果

测量 区域	单因子污染指数均值					内梅罗 综合指数	评价结果
	铅	镉	铬	砷	汞		
试验田 1	1.187	1.075	0.742	0.890	1.270	1.179	轻度污染
试验田 2	1.153	0.929 *	0.701	0.926	1.324	1.176	轻度污染
试验田 3	1.179	1.039	0.732	0.899	1.279	1.159	轻度污染
试验田 4	1.188	1.078	0.743	0.894	1.272	1.160	轻度污染

注：“\*”表示试验田 2 中重金属 Cd 的单因子评价结果未达到轻度污染程度,属于非污染程度。

市地表磁化率平均水平。

研究区试验田 1、2、3、4 采样点表层土壤体积磁化率与研究区土壤中的重金属 Pb、Cd、Cr、As 含量存在较明显的线性关系,决定系数分别为 0.474 7、0.692 9、0.713 4、0.588 6,与重金属 Hg 之间线性关系较弱,决定系数为 0.003 4。

4 块试验田所有土壤样品都受到 Pb 污染;试验田 1、2、3、4 区域中 Hg 含量超过广州市蔬菜地土壤重金属 Hg 含量背景值的分别有 98.59%、96.61%、94.37%、94.23%;试验田 1、2、3、4 区域中分别有 49.30%、16.95%、38.03%、32.69% 重金属 Cd 含量超过了广州市蔬菜地土壤重金属 Cd 含量的背景值。

3 种受到污染的重金属中,Pb 污染程度最严重,几乎所有区域 Pb 含量都超标,其次是 Hg,平均污染范围达 94% 以

上,最后是 Cr,不超过 50% 的污染范围。同时,试验田中伴着重金属 Pb、Hg 的累积超标,表层体积磁化率也相应地出现超标现象,这在某种程度上说明土壤中表层土壤磁化率的增强跟土壤中 Pb、Hg 的累积程度有一定的关系。

通过分析研究区试验田磁化率与重金属含量空间分布,表明利用测定表层土壤体积磁化率的方法监测区域农田土壤重金属污染是可行的。

参考文献:

[1]林 晖,王 宇,于文静,等. 污染总量超工业,农村环保警钟疾[N]. 新华每日电讯,2015-04-15(1).  
[2]全瑞建,刘雪琴,王 颖. 农田土壤重金属污染及防治研究进展[J]. 广东农业科学,2010,37(9):208-210.

- [3] 任旭喜. 土壤重金属污染防治对策研究[J]. 环境保护科学, 1999, 25(5): 31–33.
- [4] 任安芝, 高玉葆. 铅、镉、铬单一和复合污染对青菜种子萌发的生物学效应[J]. 生态学杂志, 2000, 19(1): 19–22.
- [5] 龚海明, 马瑞峻, 汪昭军, 等. 农田土壤重金属污染监测技术发展趋势[J]. 中国农学通报, 2013, 29(2): 140–147.
- [6] 吴健生, 宋 静, 郑茂坤, 等. 土壤重金属全量监测方法研究进展[J]. 东北农业大学学报, 2011, 42(5): 133–139.
- [7] 符超峰, 强小科, 宋友桂, 等. 磁学方法及其在环境污染研究中的应用[J]. 东华理工大学学报(自然科学版), 2008, 31(3): 249–255.
- [8] 刘青松, 邓成龙. 磁化率及其环境意义[J]. 地球物理学报, 2009, 52(4): 1041–1048.
- [9] 卢 瑛, 龚子同, 张甘霖. 城市土壤磁化率特征及其环境意义[J]. 华南农业大学学报, 2001, 22(4): 26–28.
- [10] 赵庆磊, 李凤全, 王天阳, 等. 金华市街道灰尘磁化率与交通因素的关系[J]. 地理研究, 2014, 33(4): 635–642.
- [11] Blundell A, Hannam J, Dearing J, et al. Detecting atmospheric pollution in surface soils using magnetic measurements: a reappraisal using an England and Wales database[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(10): 2878–2890.
- [12] 张卫国, 俞立中. 长江口潮滩沉积物的磁学性质及其与粒度的关系[J]. 中国科学(地球科学), 2002, 32(9): 783–792.
- [13] Strzyszc Z, Magiera T. Record of industrial pollution in Polish ombrotrophic peat bogs[J]. Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy, 2001, 26(11/12): 859–866.
- [14] El Baghdadi M, Barakat A, Sajjeddine M, et al. Heavy metal pollution and soil magnetic susceptibility in urban soil of Beni Mellal City (Morocco)[J]. Environmental Earth Sciences, 2012, 66(1): 141–155.
- [15] 吴 丹, 欧阳婷萍, 匡耀求, 等. 佛山农业表层土壤磁化率特征及其与重金属含量的关系[J]. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1826–1831.
- [16] 段雪梅, 胡守云, 闫海涛, 等. 南京某钢铁公司周边耕作土壤的磁学性质与重金属污染的相关性研究[J]. 中国科学: 地球科学, 2009, 39(9): 1304–1312.
- [17] 周鸿斌, 角媛梅, 史正涛, 等. 云南泚江沿岸农田土壤磁测分析与重金属污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1586–1591.
- [18] 陈印军, 肖碧林, 方琳娜, 等. 中国耕地质量状况分析[J]. 中国农业科学, 2011, 44(17): 3557–3564.
- [19] 柴世伟, 温琰茂, 张云霓, 等. 广州郊区农业土壤重金属含量与土壤性质的关系[J]. 生态与农村环境学报, 2004, 20(2): 55–58.
- [20] 魏秀国, 何江华, 陈俊坚, 等. 广州市蔬菜地土壤重金属污染状况调查及评价[J]. 生态环境学报, 2002, 11(3): 252–254.
- [21] 李 静, 谢正苗, 徐建明, 等. 杭州市郊蔬菜地土壤重金属环境质量评价[J]. 生态环境学报, 2003, 12(3): 277–280.
- [22] 李军辉, 卢 瑛, 尹 伟, 等. 佛山市某工业区周边蔬菜重金属富集特征的研究[J]. 华南农业大学学报, 2008, 29(4): 17–20.
- [23] 万兴欣. 广州市土壤重金属污染的磁学研究[D]. 广州: 中山大学, 2007.
- [24] Matzka J, Maher B A. Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates[J]. Atmospheric Environment, 1999, 33(28): 4565–4569.
- [25] Lough G, Schauer J, Park J, et al. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(3): 826–836.
- [26] Baghdadi M E, Jakani K, Barakat A, et al. Magnetic susceptibility and heavy metal contamination in agricultural soil of Tadla plain[J]. J Mater Environ Sci, 2011, 2(2011): 513–519.
- [27] Hanesch M, Scholger R. Mapping of heavy metal loadings in soils by means of magnetic susceptibility measurements[J]. Environmental Geology, 2002, 42(8): 857–870.
- [28] 刘志锋, 杨 涛, 韩 松, 等. 武汉市东湖周边近地表土壤磁化率特征及其环境意义[J]. 地质科技情报, 2009, 28(4): 137–142.
- [29] 谢先军, 王焰新, 苏春利, 等. 大同盆地高碑地下水系统沉积物环境磁学特征[J]. 地球科学(中国地质大学学报), 2008, 33(1): 117–123.
- [30] Fakayode S O, Olu – Owolabi B I. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: its relationship to traffic density and proximity to highways[J]. Environmental Geology, 2003, 44(2): 150–157.
- [31] 刘万玲. 重金属污染及其对植物生长发育的影响[J]. 安徽农业科学, 2006, 34(16): 4026–4027, 4030.
- [32] 李 梅, 吴启堂, 李 锐, 等. 佛山市郊污灌菜地土壤和蔬菜的重金属污染状况与评价[J]. 华南农业大学学报, 2009, 30(2): 19–21.
- [33] 张永春, 孙 丽, 苏国峰, 等. 公路两侧农田土壤及作物中重金属的累积[J]. 江苏农业学报, 2005, 21(4): 336–340.
- [34] 孙阳昭, 陈 扬, 蓝 虹, 等. 中国汞污染的来源、成因及控制技术路径分析[J]. 环境化学, 2013, 32(6): 937–942.
- [35] 尹 伟, 卢 瑛, 李军辉, 等. 广州城市土壤汞的分布特征及污染评价[J]. 土壤通报, 2009, 40(5): 1185–1188.