

高速公路附近树叶的磁学性质及其对环境污染的指示意义

张春霞 黄宝春 李震宇 刘贺

(中国科学院地质与地球物理研究所岩石圈演化国家重点实验室古地磁学与年代学实验室, 北京 100029.

E-mail: cxzhang@mail.iggcas.ac.cn)

摘要 近年来, 随着日益加速的城市化和工业化进程, 大都市及周边的大气环境质量日益受到关注. 本文通过对北京首都机场高速公路旁树叶样品的磁学研究, 揭示出: 高速公路旁树叶样品中的磁性矿物为准单畴的磁铁矿, 平均粒径介于 $0.2 \sim 5 \mu\text{m}$ 之间; 树叶样品中磁性矿物的含量和粒径随着与高速公路沥青路面距离的增大而减小, 现代交通污染磁响应高值区局限于距高速公路沥青路面大约 2 m 宽的条带状区域内. 此外, 尽管磁化率测量可作为一种简单、快速且廉价的交通污染检测方法, 但当污染样品磁性很弱时, 饱和等温剩磁(SIRM)可取代磁化率而成为大气微粒含量的指示器. 因此, 多参数岩石磁学研究能有效地确定微粒的含量及粒度特征, 是一种有效的且经济、快速的大气污染监测手段.

关键词 磁学 交通污染 树叶 高速公路

近年来, 随着经济的发展和都市化进程的不断加速, 城市土壤和大气环境质量及对人类健康的影响日益受到国际社会和各国政府的高度重视. 工业活动伴随着大量工业废气和工业尘埃的排放; 而都市化必然伴随着现代交通工具(机动车辆)的剧增和频繁活动. 研究表明, 机动车辆排放出的废气不仅使公路两旁大气和土壤中氮的氧化物、碳的氧化物及碳氢化合物、铅等重金属含量显著增高; 而且使大气中微粒含量也有显著提高^[1]. 另一方面, 大气中粒径小于 $10 \mu\text{m}$ 的微粒可通过呼吸作用进入人的肺中, 严重损伤肺部功能, 引发肺炎等呼吸系统疾病, 威胁人类的生命^[2]. 总之, 国内外城市环境研究发现, 城市土壤的质量, 直接关系到人类的健康水平, 并通过水体和大气直接影响着城市的生态功能^[3].

上世纪 80 年代中期, 科学家们在污染大气颗粒中发现了磁性颗粒, 且可通过对其沉降载体磁化率的研究, 追踪大气中粒径小于 $10 \mu\text{m}$ 的微粒来源、沉降及与较大颗粒之间关系等^[4], 磁学方法开始应用于大气污染的监测. 与传统的化学分析技术(如 AAS, ICP-MS 等)相比, 磁学方法具有快捷、准确、经济和非破坏性等特点, 因而在国内外得到了广泛应用^[5-8]. 近年来, 随着现代磁学测试技术的发展, 多种磁学参数如磁化率、频率磁化率、非磁滞剩磁、等温剩磁、饱和等温剩磁、 κ -T 曲线、磁滞参数等的综合分析为监测城市污染颗粒物的来源、分布及污染程度等提供

了可能^[2,8-19]. 已有研究表明, 城市大气污染主要来源于人类活动, 如车辆等交通工具的排放物, 电厂、水泥厂、冶炼厂等排放的烟尘、废物、废水和生活垃圾等. 显然, 对各种污染源产生的大气颗粒物进行深入系统的岩石磁学特征研究, 有助于追踪大气颗粒物的来源和分布, 提高城市的大气环境质量. 本文选择受工业等活动影响相对较弱的首都机场高速公路附近的常年生针叶松(*Pinus pumila* Regel)树叶为研究对象, 通过多种磁学实验手段, 探讨交通产生的颗粒物的磁学参数及与环境变化的相互关系, 为进一步认识和治理交通污染, 提高城市大气环境质量提供理论依据.

1 实验材料与方法

首都机场高速公路位于北京市东北角, 是进入北京市区的交通主干道. 据统计, 每天约有 95000 辆汽车通过. 首都机场高速公路苇沟段沿路生长的是同一树种的针叶松(*Pinus pumila* Regel), 由于附近没有工业区和生活区分布, 树叶表面的灰尘应主要来源于交通及大气粉尘. 为此, 选择机场高速公路苇沟段进京方向为研究区, 在距离高速公路 10 m 的范围内布置采样剖面如图 1; 剖面间距为 5 m. 以高速公路沥青路面边缘为基点, 距离公路沥青路面边缘 1 m 的范围内无树生长, 故以 1 m 的距离为每个剖面的第一个采样点. 距离高速路越近, 采样密度越大. 为了对比气候因素对植物表面磁性矿物浓度的影响, 共

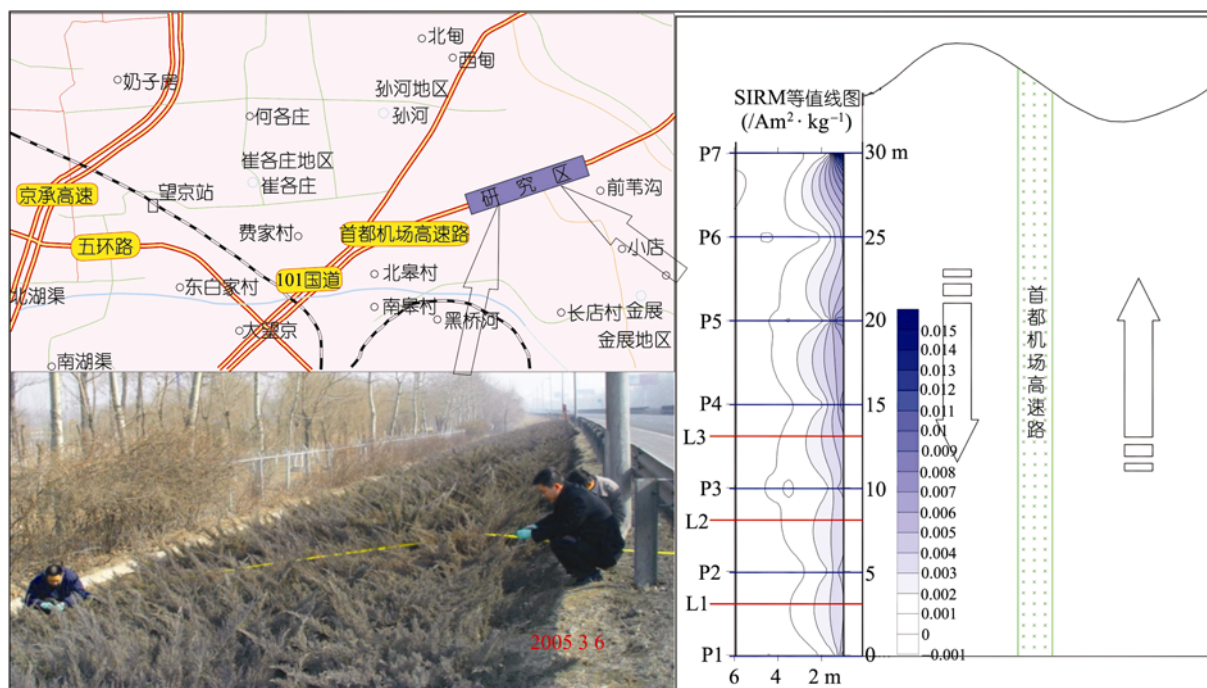


图 1 研究区位置、采样剖面布置及第二次采集的样品 SIRM 等值线图
L1~L3 为第一次采集的样品剖面, P1~P7 为第二次采集的样品剖面; 箭头方向为交通车辆运行方向

分两次进行采样, 红色线 L1, L2 和 L3 为第一次 (2005-03-06) 采样剖面线, 蓝色线 P1~P7 为第二次 (2005-06-27, 而 26 日为大雨天气) 采样剖面线, 两次共采集 213 个样品。

在实验室内, 首先将采集的样品放在烘干箱中以 45 的温度烘烤 7 d 后碾碎, 取 1 g 左右的样品装入样品盒。然后分别用英制 Bartington MS2 磁化率仪和捷克产 KLY-3s 磁化率仪对全部样品进行了磁化率测量; 质量磁化率 χ 由样品的低频 (0.47 kHz) 磁化率经质量归一化获得。最后再对所有样品进行非磁滞剩磁 (ARM)、等温剩磁 (SIRM 和 IRM_{-300mT}) 的测量。此外, 还对部分代表性样品进行了诸如磁滞回线、等温剩磁 (IRM) 获得曲线、低温实验等的进一步岩石磁学研究, 磁滞回线由 Princeton MicroMag 2900 型变梯度磁力仪测量, 最大磁化场为 1T; ARM 采用 2G-760ARM 仪在峰值为 80 mT 的交变退磁场中施加 0.05 mT 的稳定均一直流场获得; 我们假定, 在峰值为 1T 的脉冲磁场下 (2G-760IRM 脉冲磁力仪) 获得的 IRM 为饱和等温剩磁 (SIRM); 而在 300 mT 的反向磁场下获得的等温剩磁视为 IRM_{-300mT} , 其比值 ($IRM_{-300mT}/SIRM$) 为 S-ratio。ARM, IRM 的测量均在 2G-760 U-

Channel 岩石超导磁力仪上进行。低温实验在 MPMS XP-5 型低温磁性质测试系统上完成。具体实验程序为: () 样品在零场状态下从室温 (300 K) 冷却到 2 K, 然后施加 5T 的磁场使样品在低温状态下获得饱和等温剩磁 (LSIRM); 在零场状态下测量 LSIRM 的升温曲线 (2~300 K); () 样品在有场 (5T) 状态下从室温 (300 K) 冷却到 2 K, 然后重复第一步的 LSIRM 的升温曲线测量; () 样品在室温 (300 K) 下施加 5T 的磁化场获得饱和等温剩磁 (RSIRM); 然后在零场状态下测量 RSIRM 从室温到低温, 再升温至室温 (300~2~300 K) 过程中的变化。用于磁滞回线和低温实验的样品, 均为从树叶表面收集的灰尘。

2 磁学实验结果与分析

2.1 低温实验

图 2 为研究区内两个树叶样品 (L1-1 和 L1-15) 的低温实验结果。这两个样品均为第一次采集的 L1 剖面上的样品, 与高速公路沥青路面边缘的距离分别为 1.0 m (L1-1) 和 4.2 m (L1-15)。从图 2 可知, L1-1 和 L1-15 在 120 K 附近均出现 Verway 转换, 这是样品中存在磁铁矿的显著标志 [20, 21]。另外, 样品 L1-1 的

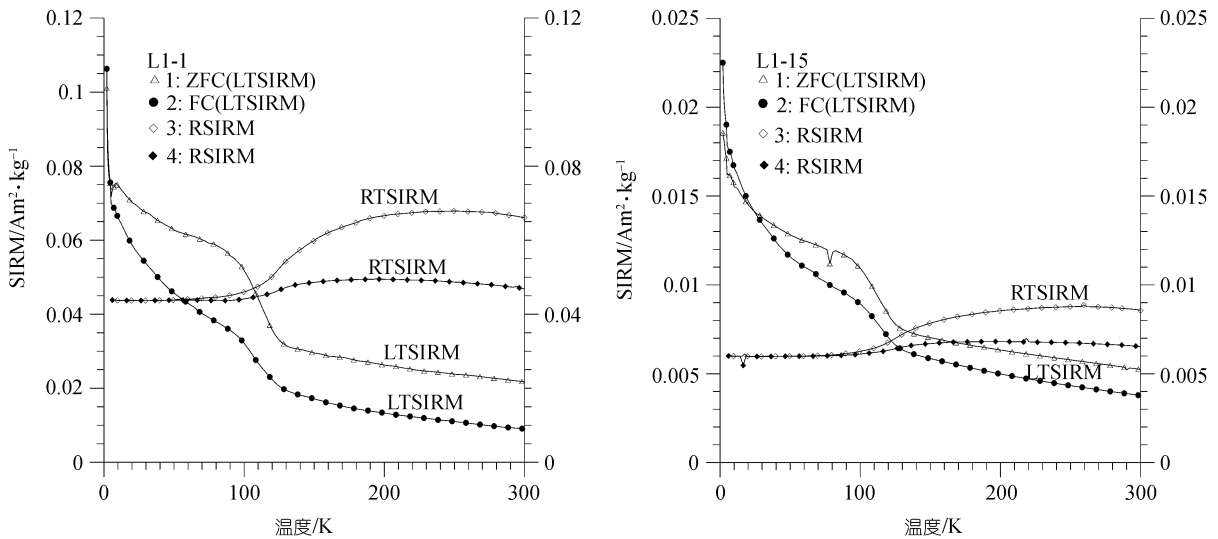


图 2 典型污染树叶样品低温循环曲线图
L1-1 和 L1-15 与公路沥青路面之间的距离分别为 1.0 和 4.2 m

LSIRM 最大值为 0.1063 Am²/kg, 样品 L1-15 的 LSIRM 最大值为 0.0225 Am²/kg, 可知 L1-1 的磁性矿物含量远高于 L1-15.

2.2 等温剩磁获得曲线及其反向场退磁特征

等温剩磁(IRM)获得曲线及其反向场退磁特征是识别磁性矿物种类的重要参数^[9,22]. L1 剖面上与高速公路沥青路面边缘距离不等的样品, 在最大场强为 1T 的脉冲磁场下的 IRM 获得曲线及反向场退磁曲线(图 3)表明, 所有样品均在 100 mT 下达到饱和值的 72%, 在 300 mT 达到饱和值的 95%~96%, 剩磁矫顽力均小于 50 mT. 结合低温实验结果, 可以确定样品中所含的主要磁性矿物是磁铁矿.

利用剩磁获得矫顽力(remanent acquisition coercive force, B'_{cr})^[18]和剩磁矫顽力(B_{cr})的比值(B'_{cr}/B_{cr})可进一步鉴定样品中磁性矿物的类型. 结果显示, 样品 L1-1 具有较高的剩磁获得矫顽力和较低的剩磁矫顽力, B'_{cr}/B_{cr} 值最高为 1.89; 样品 L1-15 具有较低的剩磁获得矫顽力和较高的剩磁矫顽力, B'_{cr}/B_{cr} 值最低为 1.64; 其余样品 B'_{cr}/B_{cr} 值均处于这二者之间(图 3). 根据 Dankers^[22] 的报道, 对于各种粒度的纯磁铁矿, B'_{cr}/B_{cr} 值为 1.6 ± 0.2 . 因此, 进一步指示了样品中磁铁矿的主导地位.

2.3 磁滞回线

L3 剖面线上与高速公路沥青路面边缘的距离分别为 1.0 m(L3-1), 2.8 m(L3-10), 5.0 m(L3-20)和 6.0

m(L3-23)的样品, 在 200 mT 左右均形成闭合的磁滞回线(图 4), 表明低矫顽力的磁性矿物(主要是磁铁矿)主导了它们的磁滞行为.

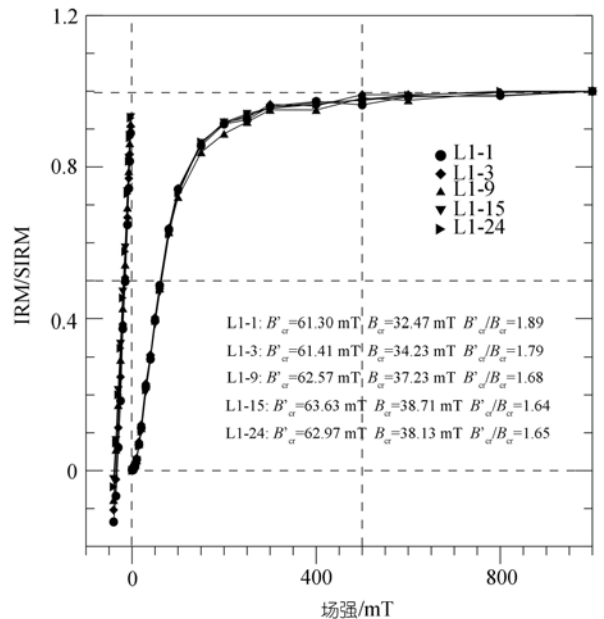


图 3 典型污染树叶样品的等温剩磁(IRM)获得曲线及反向场退磁曲线

B'_{cr} 是在正向磁场中样品获得的剩磁为饱和剩磁的一半时的磁感应强度^[18], B_{cr} 是已经获得饱和剩磁的样品在反向磁场中剩磁降低至零时的磁感应强度; 样品L1-1, L1-3, L1-9, L1-15 和L1-24 与高速公路沥青路面之间的距离分别为 1.0, 1.4, 2.6, 4.2 和 6.8 m

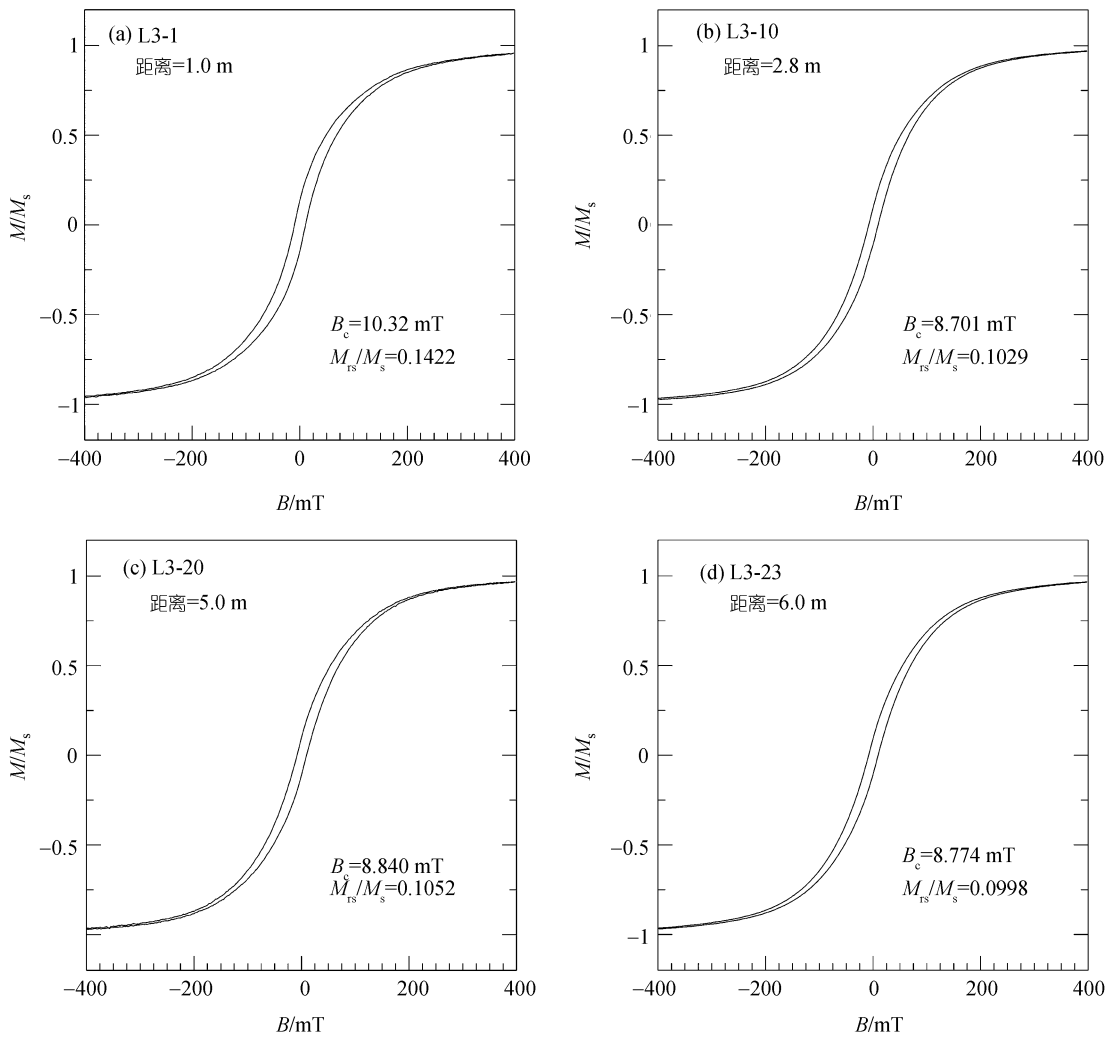


图4 典型污染树叶样品的磁滞回线

采用的最大磁感应强度为 $\pm 1\text{T}$ 。M 为磁化强度; B_c 为矫顽力; M_{rs} 为饱和剩磁, M_s 为饱和磁化强度; 样品 L3-1, L3-10, L3-20 和 L3-23 与高速公路沥青路面之间的距离分别为 1.0, 2.8, 5.0 和 6.0 m

以剩余磁化强度与饱和磁化强度的比值(M_{rs}/M_s)为纵坐标、剩磁矫顽力与矫顽力的比值(B_{cr}/B_c)为横坐标的Day氏图^[23]上, 样品均落在了Dunlop^[24]修订的准单畴(PSD)区内(图5), 表明研究区的污染树叶表面灰尘中亚铁磁性矿物的粒度均较小, 为较细的准单畴。

磁铁矿的饱和磁化强度为 $92\text{ Am}^2/\text{kg}$ ^[25], 在磁铁矿占主导地位的情况下, 通过样品的磁滞参数即饱和磁化强度(M_c)值可计算出样品中磁铁矿含量^[11]为树叶样品表面灰尘质量的0.025%~0.07%(表1)。从表1可知, 在高速公路距离较近处(2 m左右), 样品中磁铁矿的含量较高, 接近 0.07%; 在 3 m 以外, 含量基本稳定, 接近 0.025%。

2.4 磁化率、饱和等温剩磁及非磁滞剩磁

前人研究表明, 当样品中磁铁矿占主导地位时, 非磁滞剩磁磁化率和低场磁化率的比值(χ_{ARM}/χ_{lf})可指示样品中磁性矿物的粒度^[26]。如图6所示, 在以低场磁化率(χ_{lf})为横坐标、非磁滞剩磁磁化率(χ_{ARM})为纵坐标的King图上, 所有样品均落在了 $0.2\sim 5\ \mu\text{m}$ 之间, 说明样品中磁性矿物颗粒粒径介于 $0.2\sim 5\ \mu\text{m}$ 之间。另外, 离公路距离 1~2 m 的样品中磁性矿物颗粒粒径介于 $1\sim 5\ \mu\text{m}$ 之间; 离公路距离 2 m 以外的样品中磁性矿物颗粒粒径主要介于 $0.2\sim 1\ \mu\text{m}$ 之间。

χ , SIRM(IRM_{1T})通常用作亚铁磁性矿物含量的粗略量度^[27,28]。如图 7a₁, b₁和a₂, b₂, χ 随与高速公路

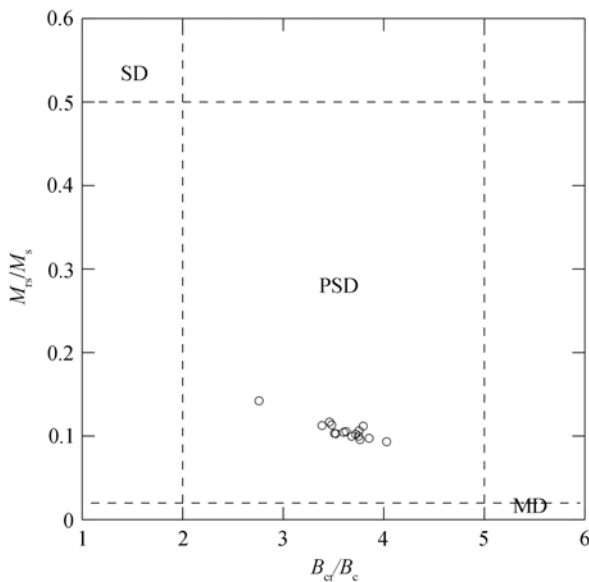


图 5 典型污染树叶样品的剩磁比(M_{rs}/M_s)和矫顽力比(B_{cr}/B_c)在Dunlop^[24]修订了的Day氏图上^[23]的投影
SD 为单畴; PSD 为准单畴; MD 为多畴

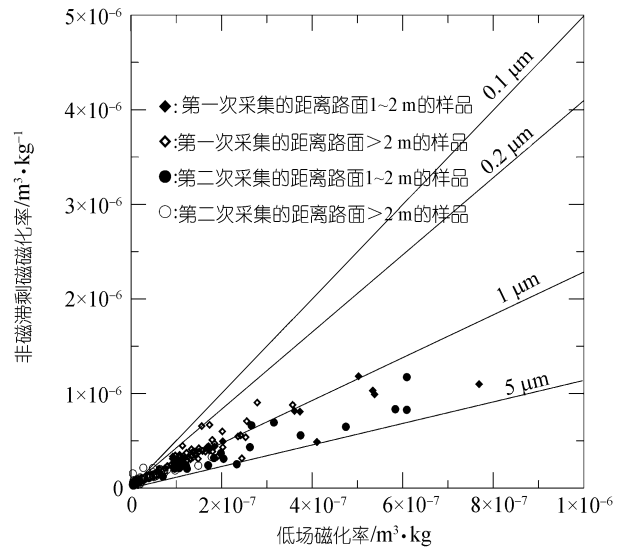


图 6 所有污染树叶样品的低场磁化率和非磁滞剩磁磁化率在King图^[26]上的投影

菱形符号为第一次采集的样品, 圆圈为第二次采集的样品, 所有样品均位于 0.1~0.5 μm 之间; 实心为离公路距离 1~2 m 的样品, 它们位于 1~5 μm 之间, 空心为离公路距离 2 m 以外的样品, 它们位于 0.2~1 μm 之间

表 1 典型污染树叶样品磁滞参数、样品质量及磁性矿物含量一览表

| 样品 ID | 离路距离/m | B_c /mT | m_s ($\times 10^{-7} \text{Am}^2$) | $M_s(\times 10^{-2} \text{Am}^2 \cdot \text{kg}^{-1})$ | 质量 /mg | 质量百分含量 $\times 10^{-2}$ |
|-------|--------|-----------|--|--|--------|-------------------------|
| L3-1 | 1.0 | 10.32 | 247.1 | 4.94 | 5 | 5.37 |
| L3-4 | 1.6 | 8.603 | 463.6 | 5.80 | 8 | 6.30 |
| L3-7 | 2.2 | 8.566 | 622.3 | 6.22 | 10 | 6.76 |
| L3-10 | 2.8 | 8.701 | 284.8 | 2.37 | 12 | 2.58 |
| L3-16 | 4.0 | 8.613 | 250.3 | 2.50 | 10 | 2.72 |
| L3-23 | 6.0 | 8.774 | 265.4 | 2.41 | 11 | 2.62 |

沥青路面边缘距离的增大和SIRM呈现相同的变化趋势。距离高速公路沥青路面边缘 1~2 m 的范围内, 样品磁化率为高值区, 最大值为 $76.9 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$, 2~3 m 范围内为过渡区, 由 $35.0 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ 逐渐过渡为 $11.6 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$; 3~7 m 的范围内, 样品磁化率值变化不大, 平均值为 $11.5 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$. 样品磁化率值的这种变化, 说明树叶样品中亚铁磁性矿物含量随高速公路沥青路面边缘距离的增大而减小。 χ_{ARM} 值对于单畴(SD)和准单畴(PSD)的磁性矿物颗粒比较敏感^[29], 图 7 中 c_1 和 c_2 的 χ_{ARM} 随距离的变化曲线和 χ , SIRM 呈现相同的变化趋势, 说明 χ_{ARM} 值受磁性矿物含量的影响掩盖了其所受的粒度大小差异的影响。另外, 从图 7 的 a_1 - c_1 和 a_2 - c_2 图可知, 虽然两次采集的样品其 χ , SIRM 和 χ_{ARM} 随离路距离的增大呈现相同的变化趋势, 但总体来说, 第二次采集的样品

其 χ , SIRM 和 χ_{ARM} 值低于第一次采集样品的对应值。

S-ratio($\text{IRM}_{300\text{mT}}/\text{IRM}_{1\text{T}}$)的高值可指示亚铁磁性物质的相对重要性^[30]. 图 7 中 d_1 和 d_2 表明, S-ratio 值比较稳定, 随离路距离的增大变化不大, L1, L2 和 L3 剖面上的样品其 S-ratio 平均值为 0.902, P1-P7 剖面上的样品其 S-ratio 平均值为 0.940, 说明亚铁磁性矿物主导了所有样品的磁性特征。 $\text{ARM}/\chi_{\text{lf}}$, ARM/SIRM 和 $\text{SIRM}/\chi_{\text{lf}}$ 等比值通常用来指示磁铁矿的颗粒大小。磁性矿物的颗粒越小, $\text{ARM}/\chi_{\text{lf}}$, $\text{SIRM}/\chi_{\text{lf}}$ 和 ARM/SIRM 的比值越大, 因为颗粒越小的磁性矿物, 越容易获得剩磁(尤其是非磁滞剩磁 ARM)^[29]. 图 7 中 e_1 , f_1 , g_1 和 g_2 , $\text{ARM}/\chi_{\text{lf}}$, $\text{SIRM}/\chi_{\text{lf}}$ 和 ARM/SIRM 的比值, 随与高速公路沥青路面距离的增大呈现增大的趋势但变化不大; e_2 , f_2 中, $\text{ARM}/\chi_{\text{lf}}$ 和 $\text{SIRM}/\chi_{\text{lf}}$ 的比值随离路距离的增大而逐渐增大, 其变化比较明显; 此差异在后面章节中进行具体论述, 但磁参数总体变化趋势表明样品中磁性矿物颗粒粒度随与高速公路沥青路面距离的增大而呈现逐渐减小的趋势。

两次采集的污染树叶样品其 SIRM($\text{IRM}_{1\text{T}}$)值, 均随着离路距离的增大与 χ 值呈现相同的变化趋势(如图 7 中 a_1 与 b_1 , a_2 与 b_2), 因此二者之间必然存在着一定的相关性。以低场磁化率(χ)为横坐标, 饱和等

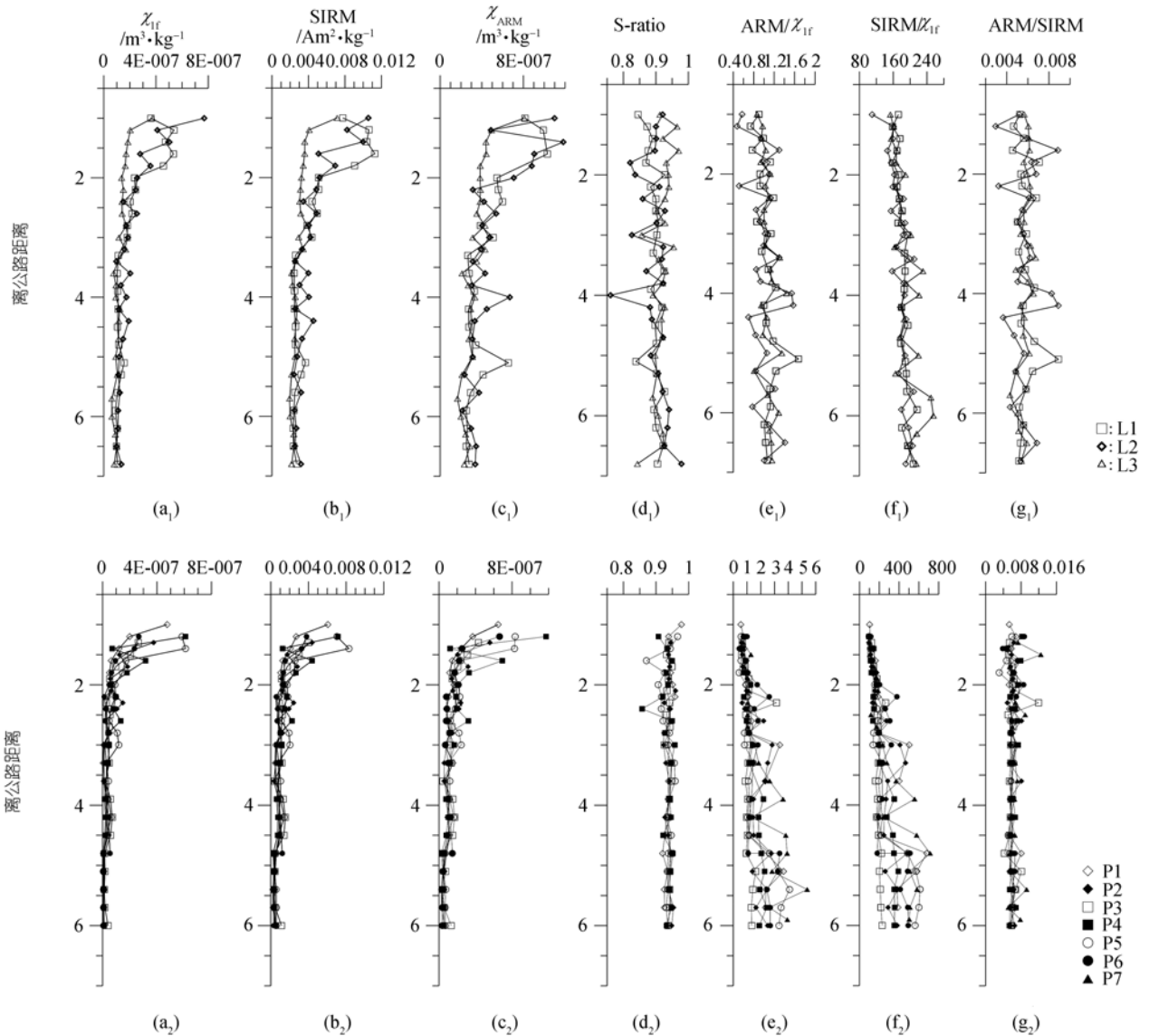


图7 磁参数及其比值随距离变化曲线

其中 a₁~g₁ 和 a₂~g₂ 分别为第一次和第二次采集样品的磁参数及其比值随距离的变化曲线

温剩磁(SIRM)为纵坐标, 对所有数据进行投影和相关性分析, 得出第一次采集的样品其 χ 与 SIRM 相关性系数 $R_1=0.974$, 比例系数 $k_1=16944$, 第二次采集的样品其 χ 与 SIRM 相关性系数 $R_2=0.995$, 比例系数 $k_2=12101$ (图 8), 表明污染树叶样品的 χ 与 SIRM 值之间存在强线性相关. 此种现象说明, 磁铁矿主导了所有样品的磁性特征. 也许样品中磁铁矿含量的不同, 使得两次采集的样品其 SIRM 和 χ 值具有不同的比值系数 k (图 8).

样品的 SIRM 与 χ 值之间的这种强线性相关, 一方面说明样品中对 χ 的贡献主要来自于亚铁磁矿物, 另一方面表明在污染样品磁化率值较低的情况下, SIRM 可作为 χ 的替代指标用于监测大气污染. 以第二次采集的树叶样品的 SIRM 值做等值线图(图 1), 可直观地反映交通对周围环境的影响. 图 1 中 SIRM 值基本平行高速公路呈条带状分布, 结合图 7 中 b₁ 和 b₂, 可知在距离高速公路沥青路面 2 m 的范围内形成 SIRM 高值区.

3 讨论

3.1 磁性矿物种类及粒度变化特征

由于树叶样品易燃不能进行高温实验, 本文主要采用低温实验确定污染树叶样品中磁性矿物类型. 低温实验中~120 K处的Verway转换是磁铁矿独有的特征, 因此低温实验可有效地判断样品中是否含有磁铁矿^[20,21]. 通过低温实验, 并结合等温剩磁获得曲线、磁滞回线等岩石磁学实验结果, 表明污染树叶样品具有相同的磁性矿物组合特征, 即准单畴的磁铁矿主导了所有样品的磁性特征. 通过King图^[26]可知, 离公路距离 1~2 m 的样品中磁性矿物颗粒粒径介于 1~5 μm 之间; 离公路距离 2 m 以外的样品中磁性矿物颗粒粒径介于 0.2~1 μm 之间.

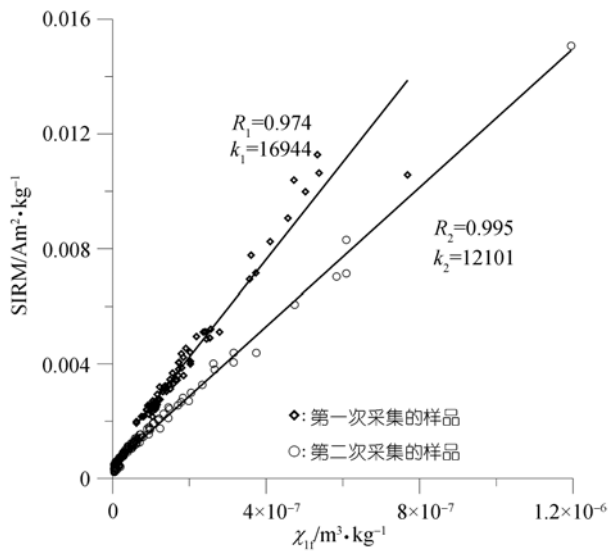


图 8 污染树叶样品低场磁化率与饱和等温剩磁关系图 R 为低场磁化率与 SIRM 之间的相关性系数, k 为二者之间的比值系数

尽管由环境磁学性质分析可知, 通常用来指示磁铁矿颗粒大小的一些比值, 如 ARM/ χ_{lf} , ARM/SIRM和SIRM/ χ_{lf} 等, 对于树叶样品中磁性矿物颗粒大小随距离的变化具有一定的指示作用, 但并不显著; 且第一次和第二次采集的树叶样品其比值随距离的变化存在一定的差异. 相反, 饱和等温剩磁(SIRM)在Verway转换点处降低的幅度, 依赖于磁性矿物(磁铁矿)颗粒大小, 颗粒越大, SIRM降低幅度越大^[20,21,31]. 离高速公路沥青路面边缘不同距离的样品 L1-1(1.0 m), L1-11(3.0 m), L1-15(4.2 m)和L1-23(6.5 m), 它们的SIRM值在Verway转换点处降低的幅度亦

不同. 如图 9 所示, 样品SIRM在Verway转换点处降低的幅度, 随离高速公路沥青路面边缘距离的增大而减小, 说明距离高速公路越远, 样品中磁性矿物颗粒越小.

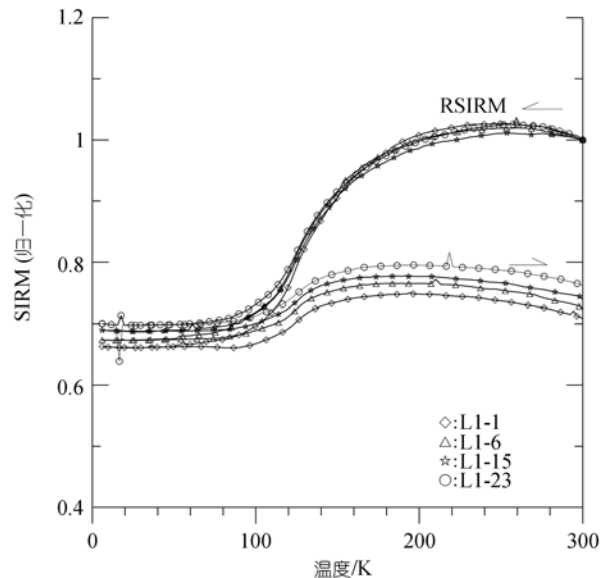


图 9 典型污染树叶样品低温循环曲线即磁记忆对比图 样品 L1-1, L1-6, L1-15 和 L1-23 与与高速公路沥青路面之间的距离分别为 1.0, 3.0, 4.2 和 6.5 m

为进一步验证低温实验等磁学分析结果, 我们在本所扫描电镜实验室用 LEO1450VP 扫描电子显微镜和 INCA ENERGY 300X 射线能谱仪对代表性样品进行了扫描电镜分析(SEM)和能谱分析. 如图 10 所示, 离公路距离较近的树叶样品, 其表面灰尘密集, 形状不规则, 粒径大小不一, 介于 0.2~5 μm 之间(图 10(a)); 而离公路距离较远的树叶样品, 其表面灰尘较少, 灰尘粒径介于 0.2~3 μm 之间(图 10(b)). X 射线能谱分析(EDX)表明, 树叶表面部分粒径小于 5 μm 的颗粒含有少量的 Fe, K, Mg, Al, Na, Pb, S 和 O 等元素; 样品 L1-2 和 L1-24 表面灰尘颗粒成分基本一致. 这一结果也表明, 树叶表面灰尘的含量和粒径随着离路距离的增大而减小. 由此可见, 低温实验结果(图 9)和 King 图分析结果(图 6)与 SEM 的结果一致.

3.2 磁学性质的环境意义

如前所述, 本项研究的样品共分两次采集, 其间相隔约为 3 个半月. 通常, 树叶表面灰尘的聚集是一个长期沉降累积的过程, 随着时间的推移, 较早采集

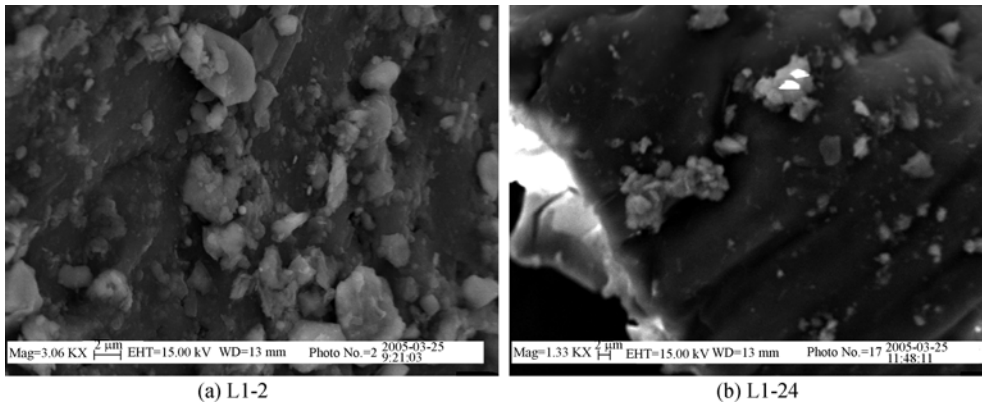


图 10 典型污染树叶样品 L1-2(离公路距离为 1.2 m)和 L1-24(离公路距离为 6.8 m)的 SEM 图像

的树叶样品 χ 和 SIRM(IRM_{1T})等值应低于后期采集的样品的对应值。但从图 7 磁参数及其比值随距离变化曲线图可知,第二次采集的样品,其 χ 和 SIRM(IRM_{1T})和 χ_{ARM} 值明显低于第一次采集的样品的对应值。第一次采集的样品,1~2 m 范围内,磁化率平均值为 $43.1 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$,2 m 之外,磁化率平均值为 $14.8 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$;第二次采集的样品,1~2 m 范围内,磁化率平均值为 $21.6 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$,2 m 之外,磁化率平均值为 $4.2 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ 。这种现象很可能与研究区的气候条件有关。第二次采样的前一天(6月26日)是大雨天气。雨水的冲刷,使树叶表面灰尘量减少,从而使样品的 χ , SIRM (IRM_{1T})和 χ_{ARM} 值降低。由此可见,树叶样品的磁性特征应主要来源于树叶表面的灰尘。

为了进一步验证雨水的冲刷对于树叶样品磁参数的影响,对L1剖面上部分样品使用超声波震荡仪分别进行清洗。清洗前样品磁化率平均值为 $23.0 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$,清洗后磁化率平均值为 $5.01 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ (表 2)。即超声波震荡仪可清洗去树叶样品磁化率的 50%~89%,表明树叶样品磁化率的高低取决于树叶表面的灰尘量。尽管雨后和清洗后的树叶样品磁化率值显著降低,但并不能完全清除(表 2 和图 7 等),说明树叶样品磁性特征并不全来自样品表面的灰尘,部分磁性矿物颗粒可能被树叶表层所吸收[12,18]。

另外,两次采集的树叶样品的 ARM/χ_{1f} 和 $SIRM/\chi_{1f}$ 等比值随距离的变化曲线也存在一定差异。如图 7 中 e_1 和 e_2 , f_1 和 f_2 所示,第一次采集的树叶样品的 ARM/χ_{1f} , $SIRM/\chi_{1f}$ 的比值随与高速公路沥青路面距离的增大变化不显著,而第二次采集的树叶样品其比值随离路面距离的增大而逐渐增大。此种差异

也可能来自雨水冲刷的影响,雨水可冲刷掉树叶表面部分较粗大的灰尘颗粒,而细小的灰尘颗粒依然残留在树叶表面。由于磁性矿物颗粒越细小对剩磁尤其非磁滞剩磁反映越敏感[29],同一区域较小范围内,降雨强度相同,使得雨水对于树叶表面灰尘的冲刷作用相同。无降雨的情况下,树叶表面的灰尘颗粒较大,其磁性矿物含量的影响掩盖了其粒度大小的影响,所以第一次采集的样品其表征磁性矿物颗粒大小变化的比值 ARM/χ_{1f} , $SIRM/\chi_{1f}$ 随距离的增大变化并不显著,而雨后的树叶样品其 ARM/χ_{1f} , $SIRM/\chi_{1f}$ 比值则呈现随与路面距离的增大而逐渐增大的趋势。然而,两次采集的树叶样品的 $ARM/SIRM$ 随距离变化差异不大(图 7 g_1 , g_2)。这可能与磁性颗粒大小和含量的变化所引起的 ARM 和 $SIRM$ 间同步变化有关。

表 2 典型污染树叶样品磁化率冲洗前后对比表

| 样品 ID | 离路距离/m | $\chi_{1f}(\text{m}^3/\text{kg})$ | $\chi_{1f}(\text{m}^3/\text{kg})$ (清洗后) | 清洗掉的 χ_{1f} 百分含量/% |
|-------|--------|-----------------------------------|--|-------------------------|
| L1-1 | 1.0 | 3.6×10^{-7} | 4.11×10^{-8} | 88.62 |
| L2-2 | 1.2 | 4.1×10^{-7} | 9.16×10^{-8} | 77.68 |
| L1-4 | 1.6 | 5.3×10^{-7} | 7.09×10^{-8} | 86.72 |
| L1-15 | 4.2 | 1.1×10^{-7} | 3.99×10^{-8} | 63.62 |
| L3-19 | 4.7 | 1.1×10^{-7} | 3.46×10^{-8} | 69.44 |
| L3-24 | 6.3 | 8.9×10^{-8} | 3.67×10^{-8} | 58.61 |
| L1-23 | 6.5 | 9.7×10^{-8} | 4.79×10^{-8} | 50.73 |
| L2-26 | 6.8 | 1.3×10^{-7} | 3.80×10^{-8} | 71.69 |

通过上述分析可知,影响树叶样品磁性参数变化的主要因素是树叶表面的灰尘量,而灰尘量的多少取决于树种、气候和人类活动等。研究区内均为同一树种的针叶松,故可消除树种差异的影响。另外研究区范围不大,气候的差异极其微弱。因此,影响树叶样品磁性参数发生变化的主要因素应该是人类活

动,即高速公路上车辆等交通工具。诚然,由于北京地区沙尘暴很多,每次都携带大量尘埃,高速公路旁树叶中尘埃的聚集也可能与交通所引起的大气粉尘的重新分布有关。然而高速公路旁的树叶样品所含磁性物质虽主要为单畴的磁铁矿,但颗粒形状不规则,粒径大小不一,颗粒中含有Fe、K、Mg、Al、Na和Pb等重金属元素,且样品中磁性矿物的含量随着离高速公路沥青路面边缘距离的增大而减小。所有这些均与北京地区以黄土为主要来源的沙尘暴颗粒的磁学性质^[32-34]具有明显的差异,表明树叶表面灰尘应主要来源于交通污染而非大气沉降物。

综上所述,单畴的磁铁矿主导了所有样品的磁性特征,说明树叶样品污染源比较单一。磁化率、饱和等温剩磁等参数的变化规律(图 7 和 1),表明样品中磁性矿物的含量随着离高速公路沥青路面边缘距离的增大而减小,饱和磁化强度等磁滞参数(表 1)亦说明了这一点。低温实验(图 9)和磁性参数比值(图 7)表明样品中磁铁矿颗粒粒径随着离高速公路沥青路面边缘距离的增大而减小。样品中磁性矿物含量和颗粒粒径的这种变化规律,说明树叶样品表面的灰尘主要来源于高速公路车辆等交通工具的尾气、轮胎与地面摩擦等造成的磁性颗粒物的富集。各种磁性参数的变化规律,尤其是SIRM等值线图,进一步揭示出交通工具所造成的磁性颗粒的富集范围为离高速公路沥青路面大约 2 m 宽的区域。这与Hoffmann等^[6]通过测试表土磁化率来研究德国高速公路交通污染的结果一致。另外,降雨可使树叶表面灰尘量减少,对磁性矿物的聚集影响较大。

结合King图和SEM分析结果,可知磁性矿物颗粒粒径介于为 0.2~5 μm 之间,研究表明此类粒径的颗粒,易通过呼吸作用进入人的肺中,严重损伤肺部功能引发肺炎等呼吸系统疾病,对人类健康产生严重危害^[2]。样品中磁性矿物颗粒含量和粒度随距离的变化,表明高速公路两侧的树木和降雨过程可有效地减少空气中此类微粒的含量。

4 结论

通过对北京首都机场高速公路旁常年生针叶松树叶的综合磁学研究,我们得出如下主要结论:

() 树叶样品中磁性矿物为准单畴磁铁矿,磁性矿物平均粒度较细,粒径介于 0.2~5 μm 之间,样品中磁铁矿含量为树叶样品表面灰尘质量的 0.025%~0.07%;

() 树叶表面灰尘中磁性矿物含量和粒径随与高速公路沥青路面距离的增大而减小,主要与车辆等交通行为有关;交通污染范围为离高速公路沥青路面大约 2 m 宽的条带状区域;高速公路两侧的树木和降雨过程可有效地减少空气中此类微粒的含量;

() 磁化率测量可作为一种简单、快速且廉价的监测交通污染的方法;但当污染样品磁性很弱时,SIRM 可取代磁化率而成为大气微粒的指示器;

() 多参数磁学研究能有效地确定微粒的含量及粒度等特征,是经济实用快速地监测城市大气污染的有效手段。

致谢 胡守云、潘永信和邓成龙等与作者进行过有益的讨论;骆仁松、秦华峰、肖波、王红强等在采集样品和数据分析过程中给予了很大的帮助,作者在此深表谢意。本工作受国家自然科学基金项目(批准号:40525013,40221402)资助。

参 考 文 献

- 1 廖金凤. 城市化对土壤环境的影响. 生态科学, 2001, 20(1,2): 91—95
- 2 Pope C A, Thun M J, Namboodiri M M, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Respir Crit Care Med*, 1995, 151: 669—674
- 3 张甘霖, 朱永官, 傅伯杰. 城市土壤质量演变及其生态环境效应. *生态学报*, 2003, 23(3): 539—546
- 4 Hunt A, Jones J, Oldfield F. Magnetic measurements and heavy metals in atmospheric particulates of anthropogenic origin. *Sci Total Environ*, 1984, 33: 129—139 [\[DOI\]](#)
- 5 Schädlich G, Werssflög L, Schüürmann G. Magnetic susceptibility in conifer as indicator of fly ash deposition. *Fresenius Environ Bull*, 1995, 4: 7—12
- 6 Hoffmann V, Knab M, Appel E. Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution. *J Geochem Explor*, 1999, 66: 313—326 [\[DOI\]](#)
- 7 Gautam P, Blaha U, Appel E, et al. Environmental magnetic approach towards the quantification of pollution in Kathmandu urban area, Nepal. *Phys Chem Earth*, 2004, 29: 973—984
- 8 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. *中国科学, D 辑*, 2002, 32(9): 783—792
- 9 琚宜太, 王少怀, 邓成龙, 等. 福建三明地区被污染土壤的磁学性质及其环境意义. *地球物理学报*, 2004, 47(2): 282—288
- 10 Morris W A, Versteeg J K, Bryant D W, et al. Preliminary comparisons between mutagenicity and magnetic susceptibility of respirable airborne particulate. *Atmos Environ*, 1995, 29: 3441—3450 [\[DOI\]](#)
- 11 Shu J, Dearing J A, Morse A P, et al. Determining the sources of atmospheric particles in Shanghai, China, from magnetic and geochemical properties. *Atmos Environ*, 2001, 35: 2615—2625 [\[DOI\]](#)
- 12 Muxworthy A R, Matzka J, Petersen N. Comparison of magnetic

- parameters of urban atmospheric particulate matter with pollution and meteorological data. *Atmos Environ*, 2001, 35: 4379—4386 [\[DOI\]](#)
- 13 Muxworthy A R, Matzka J, Davila A F, et al. Magnetic signature of daily sampled urban atmospheric particles. *Atmos Environ*, 2003, 37: 4163—4169 [\[DOI\]](#)
- 14 Urvat M, Lehndorff E, Schwark L. Biomonitoring of air quality in the Cologne conurbation using pin needles as a passive sampler-Part 1: magnetic properties. *Atmos Environ*, 2004, 38: 3781—3792 [\[DOI\]](#)
- 15 Hanesch M, Scholger R, Ray D. Mapping dust distribution around an industrial site by measuring magnetic parameters of tree leaves. *Atmos Environ*, 2003, 37: 5125—5133 [\[DOI\]](#)
- 16 Flanders P J. Collection, Measurement and analysis of airborne magnetic particulates from pollution in the environment. *J Appl Phys*, 1994, 75: 5931—5936 [\[DOI\]](#)
- 17 Goddu S R, Appel E, Jordanova D, et al. Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam (India)—relationship to industrial pollution and road traffic. *Phys Chem Earth*, 2004, 29: 985—995
- 18 Matzka J, Maher B A. Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle—derived particulates. *Atmos Environ*, 1999, 33: 4565—4569 [\[DOI\]](#)
- 19 Moreno E, Sagnotti L, Dinarès T J, et al. Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties of tree leaves. *Atmos Environ*, 2003, 37: 2967—2977 [\[DOI\]](#)
- 20 Özdemir Ö, Dunlop D J, Moskowitz B M. Changes in remanence, coercivity and domain state at low temperature in magnetite. *Earth Planet Sci Lett*, 2002, 194: 343—358 [\[DOI\]](#)
- 21 King J G, Williams W. Low-temperature magnetic properties of magnetite. *J Geophys Res*, 2000, 105: 16427—16436 [\[DOI\]](#)
- 22 Dankers P. Relationship between median destructive field and remanent coercive force for dispersed natural magnetite, titanomagnetite and hematite. *Geophys J Res*, 1981, 64: 447—461
- 23 Day R, Fuller M, Schmidt V A. Hysteresis properties of titanomagnetites: grain size and compositional dependence. *Phys Earth Int*, 1977, 13: 260—267
- 24 Dunlop D J. Theory and application of the Day plot (Mrs/Ms versus Hcr/Hc) 1. Theoretical curves and test using titanomagnetite data. *J Geophys Res*, 2002, 107(B3): 10.1029/2001JB000486
- 25 Dunlop D J, Özdemir Ö. *Rock Magnetism: Fundamentals and Frontiers*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 262—287
- 26 King J, Banerjee S K, Marvin J, et al. A comparison of different magnetic methods of determining the relative grain size of magnetite in natural materials: some results from lake sediments. *Earth Planet Sci Lett*, 1982, 59: 404—419 [\[DOI\]](#)
- 27 Kenneth L, Veerosub, Andrew P R. Environmental magnetism: past, present, and future. *J Geophys Res*, 1995, 100: 2175—2192 [\[DOI\]](#)
- 28 Oldfield F. Environmental magnetism—A personal perspective. *Quat Sci Rev*, 1991, 10: 73—85 [\[DOI\]](#)
- 29 Heider F, Zitzelsberger A, Fabian K. Magnetic susceptibility and remanent coercive force in grown magnetite crystals from 0.1 μ m to 6mm. *Phys Earth Planet Inter*, 1996, 93: 239—256 [\[DOI\]](#)
- 30 张春霞, 黄宝春. 环境磁学在城市环境污染监测中的应用和进展. *地球物理学进展*, 2005, 20(3): 705—711
- 31 Özdemir Ö, Dunlop D J, Moskowitz B M. The effect of oxidation on the verway transition in magnetite. *Geophys Res Lett*, 1993, 20: 1671—1674
- 32 Fukuma K, Torii M. Variable shape of magnetic hysteresis loops in the Chinese loess—paleosol sequence. *Earth Planets Space*, 1998, 50: 9—14
- 33 郭斌, 朱日祥, 白立新, 等. 黄土沉积物的岩石磁学特征与土壤化作用的关系. *中国科学, D 辑*, 2001, 31(5): 377—386
- 34 Barbara A, Maher. Magnetic properties of modern soils and Quaternary loessic paleosols: paleoclimatic implications. *Palaeogeog Paleoclimatol Palaeoecol*, 1998, 137: 25—54 [\[DOI\]](#)

(2006-01-10 收稿, 2006-02-17 接受)