

钢铁工业区降尘对周边土壤的影响*

倪刘建^{1,2} 张甘霖^{1†} 杨金玲¹ 阮心玲¹ 赵文君¹ 赵玉国¹ 周立祥²

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所),南京 210008)

(2 南京农业大学资源与环境科学学院,南京 210095)

摘要 分别在南京的两个钢铁厂收集降尘并采集周边表土,并用 ICP-AES 和磁化率仪分析得到 16 种元素含量和表土、地面尘的磁化率。结果表明,两个钢铁工业区的大气降尘的年沉降通量分别为 $190 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $407 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,这可能会影响着周边地区土壤的形成;Al、K、Na、Ti、V 在降尘中的含量显著低于表土,而 Ca、Fe、Zn、Mn、Pb、Cu 在降尘中含量要显著高于表土;表土的磁化率除水田外均大于 $100 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,并且地面尘的磁化率要远远高于表土的磁化率。研究表明,钢铁工业区降尘对其周边土壤中污染元素的积累有明显影响,突出地表现在土壤表层重金属含量升高,而磁化率可以很好地表征这种表聚的特点。

关键词 降尘;沉降通量;重金属;沉降速率;磁化率

中图分类号 S153;X131 **文献标识码** A

大气降尘(Atmospheric Dust)是大气颗粒物中粒径大于 $10 \mu\text{m}$ 由于自身的重力作用而沉降下来的颗粒。早在 20 世纪 80 年代,就有人从土壤发生学角度研究了干旱地区降尘对土壤的影响,认为降尘是荒漠风沙区自然土壤积盐及形成黏粒层的重要途径,而且粉尘增加了土壤中的细粒物质、土壤孔隙度和保水、保肥性,加速了高山土壤的发育和演化^[1]。不同来源的降尘还能够改变土壤的组成和性质^[2~5],特别是工业粉尘的排放对其周边土壤有明显的影响,而近程的土壤颗粒物又是大气悬浮颗粒物的重要来源^[6],如陈玉娟等^[7]对珠江三角洲农业土壤调查研究发现金属冶炼加工厂排放的高浓度烟尘、飘尘对区域土壤造成了污染。由于降尘能导致土壤重金属积累^[8],会对土壤酶活性、生物活动与生物多样性产生影响^[9,10],另外工业生产过程所排放的大气颗粒物沉降于地表也为土壤提供营养物质^[11]。在南亚季节性干旱的热带地区研究还发现,工业地区大气 Ca 的沉降可以中和由于 N、S 沉降所导致的土壤酸化现象,对土壤中养分循环产生一定的影响,而其中重金属污染物可以显著地影响土壤的性质^[12]。

因此,在城市化的快速发展过程中,对工业区特别是大气降尘量相对较大的钢铁工业区定量研究降

尘对周边土壤的影响具有重要的意义。本文旨在通过对南京两个钢铁工业区大气降尘的通量、组成、来源及周边表土接受降尘后理化性质的分析测定,揭示该区降尘对当地土壤形成演化过程的长期影响及作用机理,为该区域的土地利用和环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样

1.1.1 降尘样品的采集 从 2005 年 1 月至 2005 年 12 月在南京钢铁集团和梅山钢铁公司选择两个平台设采样点,分别代表工业混合区和钢铁工业区,前者以加工为主,后者以冶炼为主。南京钢铁集团始建于 1958 年,有 40a 以上的生产历史,从 1969 年起,大规模扩建,1973 年产钢 32 万 t,1996 年铁、钢年产量双破 100 万 t,2005 年产钢 350 万 t、铁 200 万 t。梅山钢铁公司始建于 1969 年,有 30 a 以上的生产历史,1971 年产生铁 110 万 t,1994 年起大规模扩建,2005 年产钢 300 万 t。南京钢铁集团烟尘年排放量为 1159 t,工业粉尘年排放量为 7510 t;梅山钢铁公司烟尘年排放量为 1333 t,工业粉尘年排放量为 725 t。降尘收集点距离主要烟囱约 1.5 km,距地面

* 国家自然科学基金重点项目(40235054)和中国科学院知识创新工程重点方向性项目(KZCX3-SW-427)资助

† 通讯作者, E-mail: glzhang@issas.ac.cn

作者简介:倪刘建(1980~),男,江苏如皋人,硕士研究生,主要专业方向为土壤与大气环境污染。E-mail: nlij1980@163.com

收稿日期:2006-04-13;收到修改稿日期:2006-09-11

8 m 和 5 m。参照文献[13,14]并结合实际情况,本实验使用直径 15 cm、高度 30 cm 的向上开口的聚乙烯圆桶形积尘器,内衬一次性洁净塑料袋,袋内平铺一层直径为 1.2 cm 的玻璃球,将积尘器用塑料袋罩上,直到把缸放在采样点的固定架上再把塑料袋罩取下,开始收集样品。每个采样点放置 5 个积尘器,积尘器口距离取样平台 160 cm。尘样按月收集,去除树叶、昆虫等异物,每次以 200 ml 蒸馏水冲洗下附着在塑料袋内壁上的尘于烧杯中,在 80 °C 下恒温烘干后用万分之一克精度天平称重,密封保存。如遇降雨,降水要用低温蒸发,并烘干以获取样品,所以降尘样品事实上也包括了大气湿沉降。

1.1.2 土壤样品的采集 分别在南京钢铁集团降尘采样点西、西南、东、北、南方向选择 5 个林地,样点编号分别为 NGW,NGSW,NGE,NGN,NGS;梅山钢铁公司降尘采样点的东南、东北、西南、西、东方向选择 3 个水稻田和 2 个旱地,样点编号分别为 MS-SE,MS-NE,MS-SW,MS-W,MS-E,采集表层 0~10 cm 的土壤。土壤采样点距离主要污染源 500~600 m。从地表向下 0~2 cm 范围内每 1 cm 采集 1 个样品,2~10 cm 每 2 cm 采集 1 个样品,共采集 60 个土壤样品。土壤样品用聚乙烯自封袋盛装后带回实验室,经自然风干,分别过 10 目和 20 目塑料筛保存备用,用四分法取出部分土样进一步用玛瑙研钵研磨,过 100 目塑料筛,混匀后装袋备用。

1.2 样品分析

1.2.1 化学成分分析 称取 0.2000 g 左右降尘和土壤样品放入铂金坩埚中,加入 7.0 ml HF、2.0 ml HNO₃、2.0 ml HClO₄ 放置一夜;在通风厨中的电热板上 180 °C 加热至近干,冷却;再加 7.0 ml HF 在电热板上蒸至近干后,加入 4.0 ml HClO₄ 蒸至不再冒白烟,坩埚内的残渣是均匀的浅色,冷却。加入 1:1 HNO₃ 2 ml 加热溶解残渣至溶液澄清,转移到 25 mL 容量瓶中,用 1% 稀 HNO₃ 定容(溶液的最终酸度控制在 5% 以内,适宜 ICP-AES 法的测定),转入塑料瓶中、同时作全程序空白实验^[15];采用美国热电公司的 IRIS ADVANTAGE 型电感耦合等离子发射光谱仪(ICP-AES)分析样品中的 16 种元素。为保证分析结果的可靠性,分析过程中插入国家标准土壤样品同步消化测定,进行质量控制。本实验所使用的药

品均为优级纯,水为二次蒸馏去离子水。

采用标准添加法测试所有被测元素的回收率,各元素的回收率为 95%~105%,各元素多次重复测试的相对标准误差小于 2%。

1.2.2 磁化率的测定 将降尘和 10 目的土壤样品装入 10 mL 无磁性圆柱形样品测量盒内,压实,称重,用 Bartington MS2 磁化率仪进行低频(470 Hz)磁化率和高频(4700 Hz)磁化率的测量。频率磁化率(f_d)的换算式为:

$$f_d = (f_l - f_h) / f_l \times 100\%$$

式中, f_l 为低频磁化率, f_h 为高频磁化率。磁化率的测量相对误差小于 0.3%。

2 结果与讨论

2.1 降尘的沉降通量及其对土壤的年输入量

2005 年两个功能区降尘沉降通量的月变化见图 1。监测期间两个功能区的降尘沉降通量为 13.7~66.0 g m⁻²月⁻¹之间,平均沉降通量分别为 15.8 g m⁻²月⁻¹和 33.9 g m⁻²月⁻¹。各功能区降尘通量的月变化存在明显差别,特别是钢铁工业区的 1 月份和 9 月份的降尘通量均明显高于其他月份;方差分析得出两个功能区之间的降尘通量有显著性差异,钢铁工业区除 7 月份之外其他月份的降尘通量均要高于工业混合区。分析其原因可能采样点的不同和两个钢铁工业的生产方式以及烟尘排放量不同所引起的。钢铁工业区的采样点设在炼铁厂和炼钢厂之间的农田边,无论风向如何,采样点都会处在污染带的下风区。而工业混合区的采样点设在钢铁工人的居住区域,常常处在污染带的上风向。从 3 月份开始可以看出两个功能区的沉降通量变化趋势是一致的,这应该与两个钢铁公司都处于同一气候区有关,因为生产所排放的污染物在同一气候下的扩散模式是基本一致的。

工业混合区年降尘通量为 190 t km⁻² a⁻¹,钢铁工业区为 407 t km⁻² a⁻¹,该地区表土的平均密度为 1.25 × 10³ kg m⁻³,按照这个密度计算,两个工业区所排放的粉尘一年内可使周边土壤厚度分别增加 0.15 mm 和 0.33 mm,因而降尘对周边土壤的形成有显著的影响。

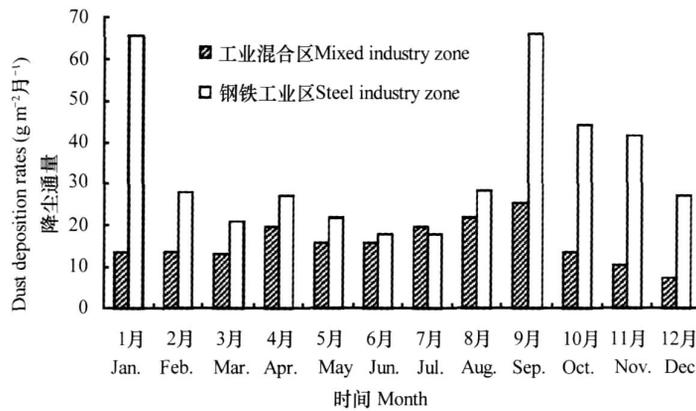


图 1 南京市不同月份两个功能区的降尘沉降通量
Fig. 1 Dust deposition rates in two industrial zones of Nanjing in 2005

2.2 降尘和表土中元素浓度

降尘在土壤表层积累只是其对土壤的一个表观影响,严重的是与此同时向土壤输入了大量的有毒有害物质,如 Cu、Zn、Pb、Hg、As 等重金属元素以及燃烧过程所排放的有机污染物,如 PAHs 等^[16]。

表 1 为两个功能区的降尘和土壤中元素的浓度分布情况,其中降尘的元素浓度用各月降尘中元素浓度的平均值表示,表土元素含量用各功能区各点表土中元素的平均值表示。可以看出降尘中 Mg 和 Cr 的含量与表土没有差异,地壳元素 Al、K、Na、Ti、V 在降尘中的含量显著低于表土,而大多数污染类元素 Ca、Fe、Zn、Mn、Pb、Cu 在降尘中含量要显著高于表土,其中 Ca 的浓度在钢铁工业区降尘中高达 139.6 g kg⁻¹。上述结果一方面说明土壤中污染类元素的富集与工业区降尘的输入有关,另一方面也表明了钢铁工业区的大气颗粒物中的污染类元素含量很高,该地区的大气环境质量较差。

从表 1 可以看出,表土中 Al、K、Ti、V、Co、As 的含量低于或接近土壤背景值,表明在该区域钢铁工业活动没有造成这些元素在土壤中积累。Ca、Fe、Mg、Zn、Mn、Pb、Cu、Cr 的含量要显著高于土壤背景值,同时降尘中的这些元素的含量也都比较高,表明钢铁工业区周边表土中高含量的污染元素与工业活动过程所释放的颗粒物沉降密切相关。由此可见,虽然降尘的输入能够给土壤带来植物可利用的营养物质如 Ca、Mg、K 等,但同时也给土壤带来了许多污染元素。

本研究计算了降尘中元素的沉降通量,见表 2。从表中可以看出钢铁工业区降尘中元素的沉降速率除 Cu 外其他元素均较工业混合区高。其中由于钢铁工业活动的影响 Fe 的沉降速率很高,分别为 14.7

g m⁻² a⁻¹和 32.5 g m⁻² a⁻¹。意味着两个钢铁厂每年分别向其周边的土壤中输入 146.9 kg hm⁻²和 325.2 kg hm⁻²的 Fe;其他元素的输入量也比较高,所以相比其他人为活动带来的污染来说,钢铁工业对环境污染的贡献率较大。这也可以从 Xing 等^[18]对不同气候区由于工业活动所释放到大气中的污染物通过大气沉降输入土壤,造成土壤表层一些元素的富集得到验证。研究发现钢铁熔炼炉所排放的颗粒物中的 Cd、Cu、Pb、Zn 与周边表土中的这些元素有很好的相关性,表明颗粒物中的这些元素有可能影响了该地区土壤的地球化学性质^[19]。

2.3 降尘与表土磁化率

因每个月的降尘量未达到测定磁化率所需的用量,研究收集了采样点周围平台上的积尘测定磁化率,用来代表降尘的磁化率。图 2 和图 3 是选择的几个表土和地面积尘的磁化率(横坐标为对数坐标)。

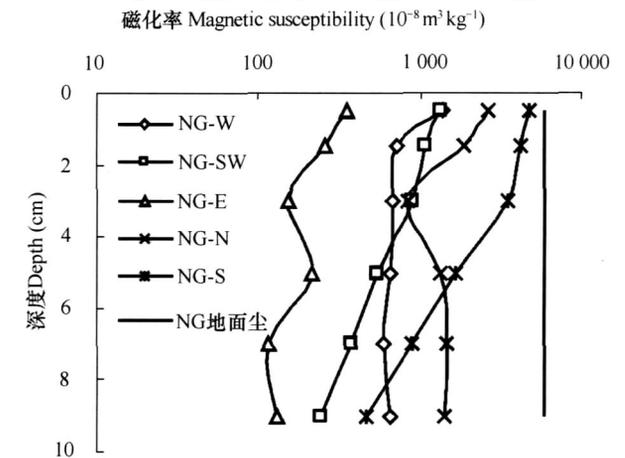


图 2 工业混合区表土和地面积尘的磁化率分布
Fig. 2 Magnetic susceptibility of subsoil and roof dust in mixed industrial zone

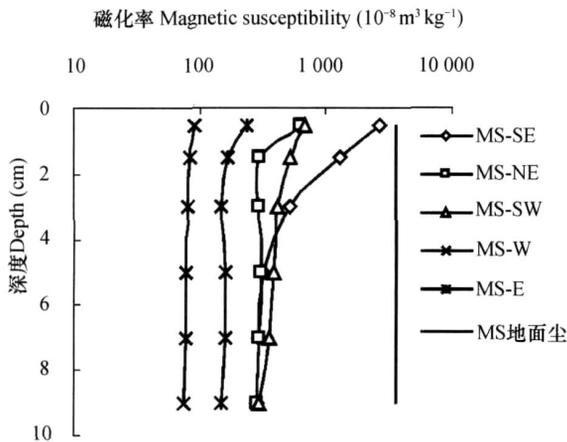


图3 钢铁工业区表土和地面尘的磁化率分布
Fig.3 Magnetic susceptibility of subsoil and roof dust in steel industry zone

从图2和图3可以看出,各表土的磁化率均在表层0~1 cm最大,随着深度的增加,磁化率呈下降趋势,其中工业混合区表土的磁化率最高达 4812 ×

$10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,最小为 $349 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$;钢铁工业区表土的磁化率最高达 $2648 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,最小为 $92 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 。两个区域的地面尘的磁化率分别高达 $5860 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 和 $3577 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$,说明两个区域的表土中均含有相当量的磁性物质,并且这些磁性物质应该来自区域的降尘,进一步说明钢铁工业区的降尘对其周边土壤输入了大量的磁性物质。这与 Beckwith 等^[20]和 Hanesch 等^[21]的研究发现燃煤释放的粉尘中含有不少磁性物质,并且这些磁性物质对 Cr、Mn、Co、Ni、Cu、Zn 等金属元素和有机污染物具有富集作用的结果是一致的。一般认为当频率磁化率小于 3%时,表明土壤已被污染^[22],所以从频率磁化率的结果来看,所有表层 0~2 cm 的土壤的频率磁化率均小于 3%,表明 0~2 cm 表层的土壤被污染。阮心玲等^[23]的研究结果表明,该地区土壤表层重金属元素明显富集,并在土表至 20 cm 内急剧降低,表明大气降尘是表土痕量元素富集的主要原因,而这种现象与磁化率的变化特征相当吻合。

表1 两个功能区的降尘和表土中元素的浓度

Table 1 Concentrations of elements in dust and surface soils of the two industrial zones

元素 Element	工业混合区 Mixed industrial zone		钢铁工业区 Steel industry zone		土壤背景值 ^[17] Background values in soils
	降尘	表土	降尘	表土	
	Airborne dust	Surface soil	Airborne dust	Surface soil	
Ca	66.0 ±26.3 a	10.4 ±1.1 b	140 ±29 a	17.7 ±8.7 b	5.1
Fe	74.0 ±6.8 a	45.9 ±3.6 b	76.2 ±12.0 a	44.2 ±3.2 b	33.3
Al	36.0 ±12.7 a	80.8 ±5.4 b	22.7 ±2.8 a	65.5 ±11.0 b	70.8
K	7.8 ±1.3 a	19.1 ±0.7 b	6.4 ±1.1 a	19.0 ±0.9 b	19.9
Na	9.1 ±1.7 a	20.0 ±1.5 b	6.0 ±1.6 a	15.0 ±0.6 b	6.9
Mg	8.5 ±1.0 a	9.2 ±0.5 a	10.0 ±2.1 a	9.8 ±0.8 a	6.6
Ti	2.3 ±0.5 a	4.7 ±0.3 b	2.1 ±0.4 a	3.8 ±0.8 b	4.5
Zn	974 ±229 a	144 ±50 b	1771 ±430 a	174 ±47 b	72
Mn	969 ±118 a	711 ±12 b	1168 ±219 a	799 ±164 b	684
Pb	425 ±137 a	61 ±22 b	606 ±140 a	51 ±15 b	29.2
Cu	278 ±85 a	114 ±22 b	83 ±29 a	36 ±10 b	23.4
Cr	223 ±33 a	173 ±23 a	180 ±56 a	136 ±36 a	66.9
Ni	60 ±16 a	41 ±3 b	33 ±19 a	39 ±3 a	31.5
V	38 ±8 a	56 ±3 b	39 ±6 a	41 ±15 b	93.0
Co	11.5 ±2.5 a	15.0 ±0.8 a	6.5 ±1.0 a	13.5 ±1.1 b	14.7
As	12.2 ±2.2 a	13.5 ±0.4 a	14.0 ±3.3 a	10.2 ±3.2 b	11.8

注:Ca, Fe, Al, K, Na, Mg, Ti 的单位为 g kg^{-1} ,其他元素为 mg kg^{-1} ,表中同一工业区同一元素降尘和表土同样的字母表示在 $p < 0.05$ 水平上没有差异 Note: The unit of concentration for Ca, Fe, Al, K, Na, Mg, Ti is g kg^{-1} , and for other elements, mg kg^{-1} . Values followed by the same letter are not significant in difference at $p < 0.05$ with F test in the same industrial zone for a given element

表 2 降尘中元素的沉降通量

Table 2 Deposition flux of elements in dusts of the studied areas

类型 Type	元素通量 Flux of elements							
	Ca	Fe	Al	K	Na	Mg	Ti	Zn
工业混合区 Mixed industrial zone	11.9	14.7	7.60	1.61	1.90	1.66	466	185
钢铁工业区 Steel industry zone	66.2	32.5	9.68	2.88	2.59	4.48	928	735

类型 Type	元素通量 Flux of elements							
	Mn	Pb	Cu	Cr	Ni	V	Co	As
工业混合区 Mixed industrial zone	187	84.0	56.0	43.9	12.8	7.58	2.32	2.50
钢铁工业区 Steel industry zone	514	273	31.9	79.7	13.3	17.4	2.68	6.12

注:Ca, Fe, Al, K, Na, Mg 的单位为 $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$, 其他元素为 $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ Note: The unit of deposition flux for Ca, Fe, Al, K, Na, Mg is $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$, and for other elements, $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$

3 结 论

通过工业混合区和钢铁工业区降尘及周边土壤性质的研究表明, 大气沉降通量分别达到 $190 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $407 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 每年可能增加土壤厚度 $0.15 \sim 0.33 \text{ mm}$, 其长期效应将是非常明显的。降尘中 Ca、Fe、Zn、Mn、Pb、Cu 元素的含量很高, 反映了该区域的大气环境质量受到明显的影响。工业混合区和钢铁工业区在监测期间每年向其周边每公顷的土壤中分别输入了 147 kg 和 325 kg 的 Fe; 元素 Cu、Zn、Pb、Cr 在土壤表层明显富集, Al、K、Ti、V、Co、As 没有富集; 工业混合区和钢铁工业区地面尘的磁化率分别高达 $5860 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 和 $3577 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, 其周围表土中均含有相当量的磁性物质, 从表层向下迅速降低, 说明钢铁工业区的降尘对其周边土壤输入了大量的包含污染物的磁性物质, 并明显在表层积累。以上结果表明, 在现代人为活动条件下, 大气降尘将是土壤质量和生态系统演变的重要影响因素。

参 考 文 献

- [1] Litalor MI. The influence of eolian dust on the genesis of alpine soils in the front range, Colorado. Soil Science Society of America Journal, 1987, 51(1): 142 ~ 147
- [2] Zhang Z H. Impact of seasalt deposition on acid soils in maritime regions. Pedosphere, 2003, 13(4): 375 ~ 380
- [3] Heikki H. The effects of simultaneous large acidic and alkaline airborne pollutants on forest soil. Environmental Pollution, 1996, 94(2): 159 ~ 168
- [4] Saur E. Enrichment of trace elements from long range aerosol transport in sandy podzolic soils of Southwest France. Water, Air, and Soil Pollution, 1994, 73(1/4): 235 ~ 246
- [5] Klose S, Makeschin F. Soil properties in coniferous forest stands along a fly ash deposition gradient in eastern Germany. Pedosphere, 2005, 15(6): 681 ~ 694
- [6] Hoeke S, Burghardt W. Determination of dust flux rates and PM_{10} concentrations on an industrial site. In: Burghardt W, Dornauf C, eds. Proceedings of 1st Conference of SUTIMA, Essen, Germany, 2000. 111 ~ 117
- [7] 陈玉娟, 温琰茂, 柴世伟. 珠江三角洲农业土壤重金属含量特征研究. 环境科学研究, 2005, 18(3): 75 ~ 77. Chen Y J, Wen Y M, Chai S W. The heavy metal content character of agricultural soil in the Pearl River Delta (In Chinese). Research of Environmental Sciences, 2005, 18(3): 75 ~ 77
- [8] Thornton I. Metal contamination of soils in urban areas. In: Bullock P, Gregory J, eds. Soils in the Urban Environment. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1991. 47 ~ 75
- [9] Riley S J, Banks R G. The role of phosphorus and heavy metals in the spread of weeds in urban bushlands: An example from Lane Cove Valley, NSW, Australia. Science of the Total Environment, 1996, 182: 39 ~ 52
- [10] 王焕华, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区表土微生物碳氮与酶活性分析. 生态学杂志, 2005, 24(3): 273 ~ 277. Wang H H, Li L Q, Pan G X, et al. Topsoil microbial carbon and nitrogen and enzyme activity of different city zones in Nanjing, China (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(3): 273 ~ 277
- [11] Burghardt W, Hoeke S. Contribution of different sources of dust to soil properties and soil formation in urban areas. In: Zhang G L, ed. International Workshop on the Status and Research Needs for Soil Genesis and Classification. Nanjing, China, 2005
- [12] Singh R K, Agrawal M. Atmospheric depositions around a heavily industrialized area in a seasonally dry tropical environment of India. Environmental Pollution, 2005, 138: 142 ~ 152
- [13] 国家环境保护局. GB/T15265-94, 环境空气降尘的测定-重量法. 最新中国环境保护标准汇编——大气环境分册. 北京: 中国环境科学出版社, 1994. 147 ~ 150. National Environmental Protection Agency. GB/T15265-94, Method of Determination of Environmental Air Deposition-Weight Method. In: Updated Collection of Chinese Environmental Protection Criteria—Atmospheric Environment (In Chinese). Beijing: China Environmental Sciences Press, 1994. 147 ~ 150
- [14] Clough W S. The deposition of particles on moss and grass surfaces.

- Atmospheric Environment, 1975, 9(12): 1113 ~ 1119
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 205 ~ 227. Lu R K. Analytical Methods of Soil and Agro-chemistry (In Chinese). Beijing: Chinese Agricultural Science & Technology Press, 1999. 205 ~ 227
- [16] 段永红, 陶澍, 王学军, 等. 天津表土中多环芳烃含量的空间分布特征与来源. 土壤学报, 2005, 42(6): 942 ~ 947. Duan Y H, Tao S, Wang X J, et al. Spatial distribution and sources of PAHs in Tianjin's top soil (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(6): 942 ~ 947
- [17] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 501. Chinese General Station of Environmental Monitoring, ed. Background Values of Elements in Soils of China (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 501
- [18] Xing G X, Zhu J G, Xiong Z Q, et al. Ag, Ta, Ru, and Ir enrichment in surface soil, evidence for land pollution of heavy metal from atmospheric deposition. Global Biogeochemical Cycles, 2004, 18(1): 2123 ~ 2139
- [19] Godarzi F, Sanei H, Garrett R G. Accumulation of trace elements on the surface soil around the trail smelter, British Columbia, Canada. Environmental Geology, 2002, 43: 29 ~ 38
- [20] Beckwith P R, Ellis J B, Revitt D M, et al. Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediments. Physics of The Earth and Planetary Interiors, 1986, 42: 67 ~ 75
- [21] Hanesch M, Petersen N. Magnetic properties of a recent parabrown earth from Southern Germany. Earth and Planetary Science Letters, 1999, 169: 85 ~ 97
- [22] 旺罗, 刘东生, 吕厚远. 污染土壤的磁化率特征. 科学通报, 2000, 45(10): 1091 ~ 1094. Wang L, Liu D S, Lu H Y. The characteristics of magnetic properties of contamination soils (In Chinese). Chinese Science Bulletin, 2000, 45(10): 1091 ~ 1094
- [23] 阮心玲, 张甘霖, 赵玉国, 等. 基于高密度采样的土壤重金属分布特征及迁移速率. 环境科学, 2006, 27(5): 202 ~ 207. Ruan X L, Zhang G L, Zhao Y G, et al. Distribution and migration of heavy metals in soil profiles by high-resolution sampling (In Chinese). Environmental Science, 2006, 27(5): 202 ~ 207

EFFECTS OF ATMOSPHERIC DUST ON SOILS IN INDUSTRIAL ZONES

Ni Liujian^{1,2} Zhang Ganlin^{1†} Yang Jinling¹ Ruan Xinling¹ Zhao Wenjun¹ Zhao Yuguo¹ Zhou Lixiang²

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract Samples of airborne dust and soils around the two steel factories in Nanjing were collected and their element concentrations were analyzed by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES) and their magnetic susceptibility determined by magnetic susceptibility analyzer. Results indicate that the deposition flux around the two steel factories was $190 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ and $407 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectively and the annual accumulation in soil surface due to dust deposition could reach up to 0.3 mm, which is an important contribution to soil formation in a long run. The contents of Al, K, Na, Ti, and V in the dust were lower than that in the surface soils, but Ca, Fe, Zn, Mn, Pb and Cu were much higher. The magnetic susceptibility (MS) of the surface soils was over $100 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ except that in the paddy field, and the MS of the roof dust was much higher than that of the surface soils. MS decreased sharply with depth in the several centimeters of soils around the factories, indicating an obvious surface enrichment of magnetic materials and heavy metals. The study reveals that the dust from industrial sources has a strong impact on the soils around, by causing enrichment of heavy metals in the soil surface and sharp rise in magnetic susceptibility.

Key words Airborne dust; Deposition flux; Heavy metal; Deposition rates; Magnetic susceptibility