

太原市区土壤中多环芳烃污染特征研究

刘 飞¹, 刘应汉¹, 王建武², 聂海峰¹, 傅 珊³, 赵传冬¹, 杨 柯¹

1. 中国地质科学院 地球物理地球化学勘查研究所, 河北 廊坊 065000

2. 山西省地质调查院, 山西 太原 030006

3. 中国科学院 生态环境研究中心, 北京 100085

Liu Fei¹, Liu Yinghan¹, Wang Jianwu², Nie Haifeng¹, Fu Shan³, Zhao Chuandong¹, Yang Ke¹

1. Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Chinese Academy of Geoscience, Langfang 065000, China

2. Shanxi Institute of Geological Survey, Taiyuan 030006, China

3. Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

Liu Fei, Liu Yinghan, Wang Jianwu, et al. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the topsoil of Taiyuan city, north China. Earth Science Frontiers. 2008, 15(5): 155-160

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were quantified in 15 topsoils from Taiyuan City. Concentrations of Σ PAHs in topsoils ranged from 0.98 to 26.23 $\mu\text{g/g}$ with an average of 8.65 $\mu\text{g/g}$, and the spatial distribution of Σ PAHs declined from north to south. The abundance of the heavier PAHs was more than that of the low molecular weight PAHs. By contrasting Taiyuan with other cities, the pollution of PAHs in Taiyuan City was extremely serious and the primary source of soil PAHs was the coal combustion. The industry distribution, the energy structure and the location of Taiyuan City were the reasons of heavily pollution of PAHs.

Key words: Taiyuan City; topsoils; PAHs; pollution characteristics

摘要:采用1个样/ km^2 的密度,1个分析组合样/25 km^2 的方法,对太原市区土壤中多环芳烃进行了调查。结果表明,太原市区土壤中多环芳烃的平均含量为8.65 $\mu\text{g/g}$;空间分布上北高南低,高值点主要位于工业区及交通要道地段;组成上以四环及四环以上的多环芳烃为主。通过与国内外城市土壤的对比可知,太原市土壤PAHs污染已相当严重,其来源主要是煤炭的燃烧。太原市工业布局、能耗类型和地理位置是造成土壤PAHs污染的主要原因。

关键词:太原市;土壤;多环芳烃;污染特征

中图分类号:X131.3;O625 **文献标识码:**A **文章编号:**1005-2321(2008)05-0155-06

多环芳烃(PAHs)是由2个或2个以上苯环(或具有和苯环相同结构的5元环)以稠环形式相连的有机化合物,它主要包括萘(Nap)、苊(Any)、二氢苊(Ane)、芴(Fle)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并(a)蒽(Baa)、屈(Chr)、苯并(b)

荧蒽(Bbf)、苯并(k)荧蒽(Bkf)、苯并(a)芘(Bap)、茚并(1,2,3-cd)芘(Inp)、二苯并(a,h)蒽(Dba)、苯并(g,h,i)芘(Bgp)和1-甲基萘、2-甲基萘等18种。其中前16种化合物由于具有致癌、致畸、致突变性,于1979年被美国环境保护署(US EPA)列为优先

控制污染物^[1]。由于 PAHs 通常能吸附在亚微米级颗粒物(0.1~1.0 μm)表面上^[2], 极易随微粒到达呼吸系统深处, 参与生物及人类机体的代谢作用, 因此近10 a来已成为环境污染研究关注的热点之一。

土壤是环境中多环芳烃的储库和中转站, 已有的文献表明, 近100~150 a来, 在工业发达国家的土壤, 尤其是城市土壤中的PAHs浓度有不断增加的趋势^[3]。

国内近年对京津地区、部分北方工业城市及珠三角为代表的南方城市群环境介质中(土壤、大气颗粒物、水系沉积物、湖底、海底沉积物、水体、植物等)PAHs的分布分配特征进行了较系统的研究^[4-12], 但对中西部城市的研究较少。文献资料显示由土壤进入人体的PAHs数量要高于大气和水^[13], 因此研究中西部城市土壤中PAHs的污染状况有着重要的现实意义。

太原市是我国重要的工业城市, 化石燃料的燃烧产生的PAHs通过各种途径进入土壤并不断积聚, 但到目前为止, 文献中还未报道过太原城市土壤中PAHs的分布状况。本文以太原市土壤为主要研究对象, 对太原市土壤中PAHs的分布分配特征进行了讨论, 并对其污染原因进行分析。

1 样品采集与分析

1.1 样品采集

采用方里网1样/1 km²的密度采集太原市区土壤样品, 采集深度为0~20 cm。按1组合样/25 km²的密度等重量组合成分析样(图1)。

1.2 样品处理

称取10 g土壤样品与等量的无水硫酸钠充分研磨混合后放入100 mL的玻璃离心管中, 加入代用标准和萃取剂后进行萃取; 在30 mL丙酮/石油醚(1/1, 体积比)混合液中超声萃取5 min, 离心分离, 萃取离心重复3次, 合并萃取液过无水硫酸钠干燥柱除水后经K. D. 浓缩用硅胶柱净化。硅胶柱是用10 g硅胶在二氯甲烷中搅匀后湿法装柱, 再用40 mL石油醚预淋洗备用; 色谱柱的顶端覆盖1 g无水硫酸钠, 最下端为处理过的玻璃纤维。净化后的各级分经K. D. 浓缩后, 将溶剂替换为石油醚, 并浓缩定容至0.2 mL, 备定性定量分析。

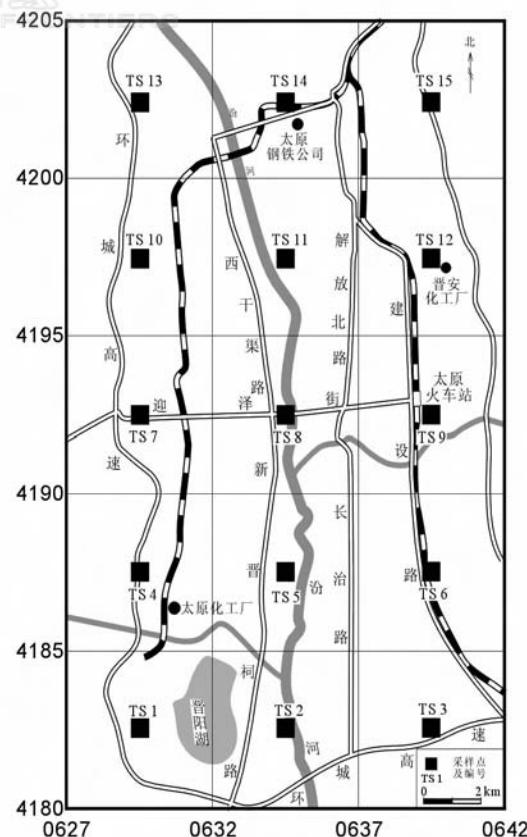


图1 太原市土壤组合样位置图
Fig. 1 Sites of composite soil samples in Taiyuan City

1.3 样品分析

样品由中国科学院生态环境研究中心环境化学与生态毒理学重点实验室对多环芳烃进行分析测试。分析仪器为气相色谱-氢火焰离子化检测器(GC-FID)。色谱分离玻璃柱为40 cm × 10 mm i. d. 进样口温度280 °C, 检测器温度280 °C, 载气为高纯氮, 流速为30 mL/min; 采用不分流进样方式, 进样量为1 μL。升温程序: 初温为50 °C, 保持2 min, 然后以4 °C/min升至280 °C后保持20 min; 定性与定量: 标样保留时间结合GC/MS谱库检索定性; 外标法定量。

2 结果与讨论

2.1 土壤多环芳烃的含量分布

太原市土壤PAHs的结果示于表1。从表中可知, EPA优控的16种PAHs在太原市区土壤中均有不同程度的检出, 说明太原市区土壤中普遍存在PAHs。ΣPAHs的含量分布存在很大的差异性,

表 1 太原市区土壤 PAHs 的含量($\mu\text{g/g}$)($n=15$)
Table 1 Concentrations of PAHs in soils of Taiyuan City($\mu\text{g/g}$)($n=15$)

指标	含量/ $(\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1})$															ΣPAHs	
	Nap	Any	Ane	Fle	Phe	Ant	Flu	Pyr	Baa	Chr	Bbf	Bkf	Bap	Inp	Dba	Bgp	ΣPAHs
最小值	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	0.05	N. D.	0.12	0.09	0.05	0.11	0.13	0.07	0.07	0.08	N. D.	0.10	0.98
最大值	0.35	0.01	0.1	0.12	2.22	0.26	4.20	3.08	1.78	2.63	3.38	1.61	2.32	3.05	0.89	2.92	26.23
标准偏差	0.09	0.00	0.03	0.04	0.62	0.08	1.23	0.89	0.57	0.80	0.99	0.49	0.66	0.84	0.24	0.81	8.23
平均值	0.17	0.01	0.05	0.06	0.64	0.13	1.26	0.92	0.58	0.86	1.02	0.55	0.67	0.82	0.28	0.80	8.65

注: N. D. 表示未检出。

其含量从 $0.98\sim26.23\ \mu\text{g/g}$, 平均含量为 $8.65\ \mu\text{g/g}$, 各点含量都远远超过了 Maliszewska-Kordybach 建议的 PAHs 污染与非污染土壤的临界值 $0.2\ \mu\text{g/g}$ ^[14]。空间分布上, 太原市多环芳烃含量高值点主要位于工业区及交通密集地段(图 2)。从图 2 可看出, PAHs 浓度整体上北高南低, 两个 PAHs 含量最高值分布在城区北部, 空间上与位于该区的太钢和晋安化工厂等工业区具有耦合性, 推测工矿企业的燃煤应是土壤 PAHs 的主要来源。市区东西交通主干道迎泽街等地段高含量的 PAHs 则可能和汽车燃油有密切关系。

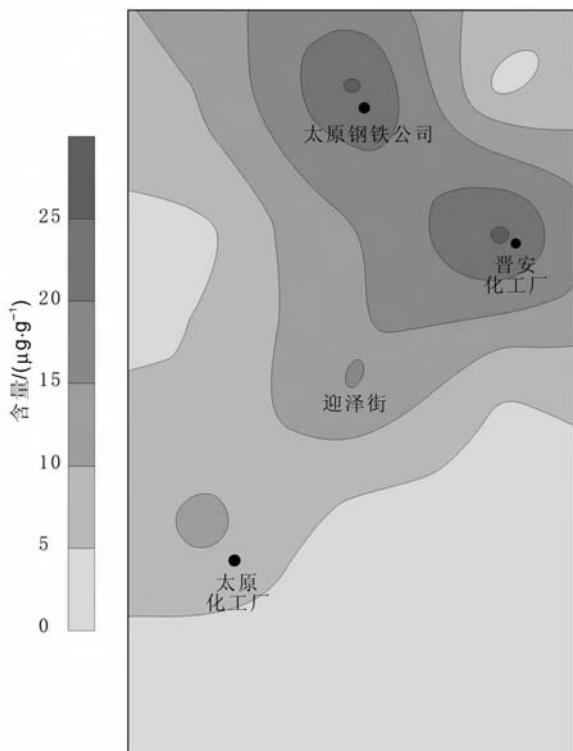


图 2 太原市土壤中多环芳烃的空间分布图
Fig. 2 Spatial distribution of ΣPAHs in soils of Taiyuan City

2.2 多环芳烃的成分谱

组成类型上, 太原市土壤中的 PAHs 以四环及以上为主, 占总含量的 88%, 而低环芳烃所占

比重较小(图 3), 部分样品的某些低环芳烃未检出。这一组成特征表明土壤中的 PAHs 主要来自化石燃料的燃烧^[15]。另外, 同一成分在各采样点差异极大, 相差数十倍。如苯并(a)蒽最小含量为 $0.05\ \mu\text{g/g}$, 最高值达 $1.78\ \mu\text{g/g}$, 后者为前者的 30 余倍, 表明存在苯并(a)蒽的集中污染源。

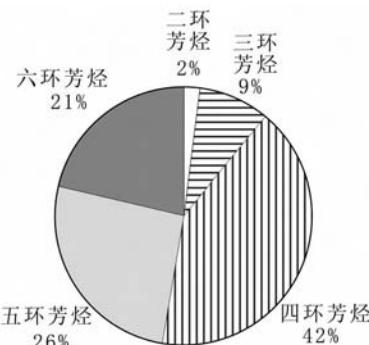


图 3 太原市土壤中各环数多环芳烃的百分含量

Fig. 3 Percentages of PAHs with different rings in soils of Taiyuan City

2.3 太原市与其他城市土壤 PAHs 含量比较

近 10 年来, 国内外对城市土壤 PAHs 污染状况进行了广泛的研究。太原市同国内部分城市土壤及我国两大污灌区土壤的 PAHs 平均含量的对比研究显示(表 2、图 4): 太原市区土壤中的 PAHs 含量不但远远超出我国沿海城市, 是北京市区的两倍以上, 而且还显著高于污灌区土壤中 PAHs 的含量。许姗姗等人^[32]根据排放因子和相关排放活动的统计资料, 分析了全国各省级行政区 PAHs 排放的空间分布和时间变异特征, 结果也表明山西省 PAHs 排放量远高于其他地区, 对全国 PAHs 的排放影响最大。相对于我国内陆地区, 南方滨海城市重视旅游业, 工矿业比重很小, 特别是污染型工业受到严格限制, 这就使这些地区 PAHs 没有太多的人为污染源; 另外, 近海的地理位置使得大气中的 PAHs 在沉降之前就大部分消散, 而低纬度的气温、光照等条件也十分有利于 PAHs 的自然降解, 因此,

表 2 国内外部分城市土壤 PAHs 含量比较

Table 2 Comparisons of PAHs contents in soils in Taiyuan and other cities

地点	PAHs 含量/($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)			样数	资料来源	地点	PAHs 含量/($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)			样数	资料来源
	最低值	最高值	均值				最低值	最高值	均值		
香港城区	—	0.41	0.169	53	[16]	吉隆坡	—	—	0.224	17	[23]
汕头城区	0.022	1.257	0.281	131	[17]	加德满都	0.184	10.279	1.56	45	[24]
杭州市区	0.06	0.616	0.298	3	[18]	萨顿-克德菲尔德	—	—	2.3	—	[25]
天津市中心	0.61	4.48	1.84	29	[19]	奥斯陆	—	—	2.32	—	[26]
塘沽汉沽	0.862	5.19	2.43	6	[19]	新奥尔良	0.906	7.285	2.93(中位数)	19	[27]
天津污灌区	—	—	3.24	6	[20]	拜罗伊特	0.28	186	3.4	49	[29]
北京市区	0.22	10.342	3.517	13	[21]	英国	—	—	4.2	—	[29]
沈抚污灌区	0.787	24.570	4.952	10	[22]	塔林	0.036	26.3	9.02	7	[30]
太原市区	0.98	26.23	8.649	15	本文	阿格拉	3.19	28.54	12.14	319	[31]

香港、汕头、杭州等地城市土壤 PAHs 含量很低。而太原市地处内陆盆地, 周边分布着众多高污染型工矿产业, 公路交通繁忙, 这些都导致了太原市区土壤中的 PAHs 不断积聚。

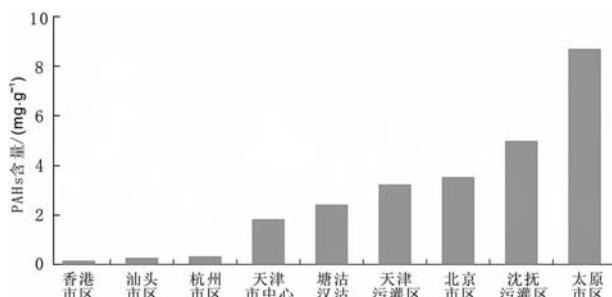


图 4 国内部分城市及污灌区同太原市区土壤 PAHs 含量比较

Fig. 4 Comparisons of PAHs contents in soils in some domestic cities, sewage irrigation regions and Taiyuan City

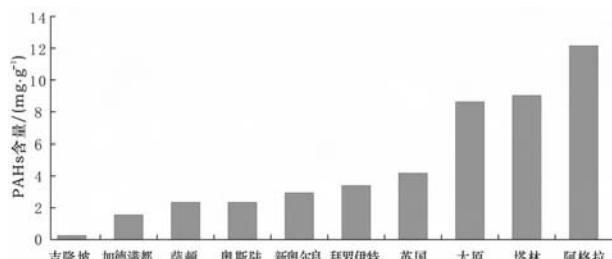


图 5 国外部分城市同太原市区土壤 PAHs 含量比较

Fig. 5 Comparisons of PAHs contents in soils of some foreign cities and Taiyuan City

与国外城市相比较(图 5), 太原市的 PHAs 含量仅低于印度北部城市阿格拉(Agra)和爱沙尼亚首都塔林(Tallinn)。阿格拉是印度重要的冶金、制革工业城市和重要的交通枢纽, 大量化石燃料的使用和城市垃圾的燃烧使阿格拉大气和土壤中的 PAHs 污染严重^[31]; 塔林是前苏联重要的工业中

心, 交通和工矿业密集, 城市供暖需求量大。另外, 油页岩是爱沙尼亚的主要矿物资源, 国内大量工业劳动力从事油页岩的开采及相关的化学工业(生产苯、粘合剂、合成树脂、甲醛和洗涤剂等)的生产, 因此塔林土壤 PAHs 的污染具有典型的油矿类特征^[30]。太原与这两个城市同属重工业发达地区, 与吉隆坡、加德满都和奥斯陆等旅游地区在城市功能上有明显区别。而太原相对于阿格拉和塔林地形更加封闭, 城市产生的 PAHs 沉降于土壤之中, 致使太原市区土壤 PAHs 污染严重。

2.4 太原市土壤 PAHs 来源分析

PAHs 除少量自然来源外, 主要来自人类能源利用过程中煤、石油不完全燃烧, 天然气的贡献微乎其微, 如 1999 年天然气贡献的 PAHs 仅占全国总排放量的 0.5%^[32], 因此本文在分析 PAHs 来源时忽略天然气的影响。已有研究表明, 可用相同分子量和相似结构的多环芳烃浓度来判别污染物的来源, 石油、煤炭的不完全燃烧产生的菲(Phe)与蒽(Ant)、荧蒽(Fla)与芘(Pyr)的比值存在差异。当菲(Phe)/蒽(Ant)>15, 荧蒽(Flu)/芘(Pyr)<1 时, 指示石油源; 而当菲(Phe)/蒽(Ant)<10, 荧蒽(Flu)/芘(Pyr)>1 时, 指示燃烧源^[33]。太原市区 15 个土壤样品的荧蒽(Flu)/芘(Pyr)值为 1.00~1.45, 没有 Fla/Pyr 值<1 的样品; 除部分样品的蒽含量低于检出限外, 各点菲(Phe)/蒽(Ant)均小于 10, 因此推测太原市区土壤的 PAHs 属燃烧源, 即来源于工业、取暖用煤等的不完全燃烧。这与太原市能耗结构中煤炭占绝对优势的现状相吻合^[34]。

太原市位于太原盆地的北缘, 东、北、西三面环山, 地形封闭, 使太原市大气自净能力十分有限, 对大气污染物扩散极其不利, 致使大量 PAHs 随降尘和降水积聚于土壤之中; 太原市工业布局极不合理,

太钢、二电厂和晋安化工厂等重点污染源处于城市上风向^[34], 增大了全市的污染程度; 与此同时, 太原市是以能源重化工为主的工业基地, 工业能耗结构以煤为主, 1999年全市工业耗煤总量为2 221.3万t, 占总能耗的99.7%^[34], 煤炭在能耗结构中占据了绝对主导地位。单一型燃料构成、超重型工业结构、不利的地理位置和工业布局导致了太原市区土壤的多重结构型污染。

3 结论

通过对太原市区土壤PAHs的初步研究, 发现在太原市区土壤中普遍检出PAHs, 其ΣPAHs平均含量高达8.649 μg/g, 不但远高于土壤PAHs污染的临界值, 也显著高于国内外主要城市土壤中的PAHs含量水平, 因此太原已成为全球土壤PAHs污染最严重的城市之一。

太原市土壤PAHs主要来源于煤炭的不完全燃烧。太原市工业结构及布局、单一的能耗类型和不利的地理位置是造成土壤PAHs污染严重的重要原因。因此调整太原市工业布局和能耗类型应是治理太原市土壤污染的主要途径。

References:

- [1] Ma L L, Chu S G, Wang X T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in subsoil from outskirts of Beijing, People's Republic of China[J]. Geoderma, 2005, 129: 200-210.
- [2] Durlak S K, Biswas P, Shi J, et al. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons particulate and gaseous emissions from polystyrene combustion[J]. Environmental Science and Technology, 1998, 32: 2301-2307.
- [3] Jones K C, Stratford J A, Waterhouse K S. Increases in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of an agricultural soil over last century[J]. Environmental Science and Technology, 1989, 23: 95-101.
- [4] Chu S G, Liu H, Ma L L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil adjacent to highways in Beijing, People's Republic of China[J]. Environmental Contamination and Toxicology, 2003, 70: 972-977.
- [5] Ma L L, Chu S G, Wang X T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils from outskirts of Beijing, China[J]. Chemosphere, 2005, 58: 1355-1363.
- [6] Ma L L, Lao W J, Wang X T, et al. Analytical method for trace semi-volatile organic compounds in the soil of Beijing Suburbs[J]. Chinese Journal of Analytical Chemistry, 2003, 31(9): 1025-1029(in Chinese).
- [7] Tomoaki O, Daisuke N, Masaki T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Beijing, China, measured by aminopropylsilane chemically-bonded stationary-phase column chromatography and HPLC/fluorescence detection[J]. Chemosphere, 2006, 63: 427-435.
- [8] Tong B F, Liu L H, Liu X R, et al. Studies on PAHs in water, suspended particular matter and sediment of Yuyuantan Lake, Beijing[J]. China Environmental Science, 2007, 27(4): 450-455(in Chinese).
- [9] Tian Y, Zheng T L, Wang X H, et al. Contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons and bioremediation strategy in sediments of Western Xiamen Harbor and its adjacent sea area[J]. Journal of Oceanography in Taiwan Strait, 2003, 22(2): 192-200(in Chinese).
- [10] Maskaoui K, Zhou J L, Hong H S, et al. Contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China[J]. Environmental Pollution, 2002, 118: 109-122.
- [11] Yang Q S, Ou S Y, Xie P, et al. Distribution and seasonal changes of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water from Humen tidal channel[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2004, 26(6): 37-47(in Chinese).
- [12] Song Y F, Sun T H, Zhang L L. Behaviors of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in soil-plant system[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1995, 6(4): 417-422(in Chinese).
- [13] Jin X C. Contaminative chemistry of organic compounds—contaminative chemistry of toxic organic compounds. Beijing, China[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 1990(in Chinese).
- [14] Barbara M K. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11: 121-127.
- [15] Liu R M, Wang X J, Zheng Y, et al. Comparisons on polycyclic aromatic hydrocarbons contents in the topsoil of Tianjin City with those of some foreign cities[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23(4): 827-830(in Chinese).
- [16] Zhang H B, Luo Y M, Wong M H, et al. Hong Kong soil researches: III. PAHs contents in soils and their origins[J]. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(6): 58-63(in Chinese).
- [17] Hao R, Peng S L, Song Y T, et al. Distribution of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in Shantou specific economic zone[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(3): 323-326(in Chinese).
- [18] Chen B L, Xuan X D, Zhu L Z, et al. Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China[J]. Water Research, 2004, 38(16): 3558-3568.

- [19] Duan Y H, Tao P, Wang X J, et al. Spatial distribution and sources of PAHs in Tianjin's topsoil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(6): 942-947(in Chinese).
- [20] Cui Y H, Zhu X M, Guo L Q, et al. Measurement of PAHs in soil samples from wastewater irrigated soil from Tianjin [J]. *Environmental Chemistry*, 2002, 21(4): 392-296 (in Chinese).
- [21] Tang L L, Niu S J, Zhu Y G. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and foliage in Beijing[J]. *Journal of Nanjing Institute of Meteorology*, 2006, 29(6): 750-755 (in Chinese).
- [22] Qu J, Song Y H, Su N. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in upriver soil of Shen-Fu irrigation area[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2006, 22(3): 29-31 (in Chinese).
- [23] Omar N Y M J, Ketuly K A, Ketuly K A. Concentrations of PAHs in atmospheric particles and roadside soil particles collected in Kuala Lumpur, Malaysia[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 2: 247-254.
- [24] Aichner B, Glaser B, Zech W. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban soils Kathmandu, Nepal[J]. *Organic Geochemistry*, 2007, 4: 700-715.
- [25] Butler J D, Butterworth V, Kellow S C, et al. Some observations on the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) content of surface soils in urban areas[J]. *The Science of the Total Environment*, 1984, 33: 75-85.
- [26] Henning J, Clemens R, Tor E F, et al. PAH-concentrations and compositions in the top 2 cm of forest soils along a 120 km long transect through agricultural areas, forests and the city of Oslo, Norway[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 3: 829-838.
- [27] Mielke H W, Wang G, Gonzales C R, et al. PAHs and metals in the soils of inner-city and suburban New Orleans, Louisiana, USA[J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2004, 18: 243-247.
- [28] Krauss M, Wilcke W. Polychlorinated naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations, and relations to other persistent organic pollutants[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 122(1): 75-89.
- [29] Wild S R, Wild J K C, Jones K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget[J]. *Environmental Pollution*, 1995, 88: 91-108.
- [30] Trapido M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profiles[J]. *Environmental Pollution*, 1999, 105: 67-74.
- [31] Masih A, Taneja A. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentrations and related carcinogenic potencies in soil at a semiarid region of India[J]. *Chemosphere*, 2006, 65: 449-456.
- [32] Xu S S, Xu M Z, Liu W X, et al. Spatial and temporal variations of polycyclic aromatic hydrocarbons emission in China [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2006, 25(4): 1084-1088 (in Chinese).
- [33] McCready S, Slee D J, Birch G F, et al. The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments of Sydney harbor, Australia[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, 11: 999-1006.
- [34] Wu H, Fang J H, Qian Z Q. Measurements and research on the distribution of aerosol particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiyuan[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2002, 18(4): 17-21 (in Chinese).

参考文献:

- [6] 马玲玲,劳文剑,王学彤,等. 北京近郊土壤中痕量半挥发性有机污染物的分析方法研究[J]. *分析化学*, 2003, 31(9): 1025-1029.
- [8] 童宝锋,刘玲花,刘晓茹,等. 北京玉渊潭水相、悬浮物和沉积物中的多环芳烃[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(4): 450-455.
- [9] 田蕴,郑天凌,王新红,等. 厦门西港及其邻近海域沉积物中PAHs污染特征及生物修复研究建议[J]. *台湾海峡*, 2003, 22(2): 192-200.
- [11] 杨清书,欧素英,谢萍,等. 珠江虎门潮汐水道水体中多环芳烃的分布及季节变化[J]. *海洋学报*, 2004, 26(6): 37-47.
- [12] 宋玉芳,孙铁珩,张丽珊. 土壤-植物系统中多环芳烃和重金属的行为研究[J]. *应用生态学报*, 1995, 6(4): 417-422.
- [13] 金相灿. 有机化合物污染化学——有毒有机物污染化学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1990.
- [15] 刘瑞民,王学军,郑一,等. 天津市区土壤多环芳烃含量与国外若干城市的比较[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(4): 827-830.
- [16] 章海波,骆永明,黄铭洪,等. 香港土壤研究: III. 土壤中多环芳烃的含量及其来源初探[J]. *土壤学报*, 2005, 42(6): 58-63.
- [17] 郝蓉,彭少麟,宋艳敏,等. 汕头经济特区土壤中优控多环芳烃的分布[J]. *生态环境*, 2004, 13(3): 323-326.
- [19] 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[J]. *土壤学报*, 2005, 42(6): 942-947.
- [20] 崔艳红,朱雪梅,郭丽青,等. 天津污灌区土壤中多环芳烃的提取、净化和测定[J]. *环境化学*, 2002, 21(4): 392-296.
- [21] 汤莉莉,牛生杰,朱永官,等. 北京市部分地区土壤和植物中多环芳烃的分布[J]. *南京气象学院学报*, 2006, 29(6): 750-755.
- [22] 曲健,宋云横,苏娜. 沈抚灌区上游土壤中多环芳烃的含量分析[J]. *中国环境监测*, 2006, 22(3): 29-31.
- [32] 许姗姗,许明珠,刘文新,等. 全国多环芳烃排放的时空变异特征[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(4): 1084-1088.
- [34] 武辉,房清华,钱志强. 太原市气悬颗粒物上多环芳烃的测量与分布研究[J]. *中国环境监测*, 2002, 18(4): 17-21.