

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2018.0866
尚庆彬,段永红,徐立帅,等.我国表层土壤多环芳烃含量的空间分布及成因[J].生态与农村环境学报,2019,35(7):917-924.
SHANG Qing-bin, DUAN Yong-hong, XU Li-shuai, *et al.* Spatial Distribution and Genesis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Surface Soil in China[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(7): 917-924.

我国表层土壤多环芳烃含量的空间分布及成因

尚庆彬, 段永红^①, 徐立帅, 段号然, 何佳璘, 程 荣, 吴 萌, 刘家良 (山西农业大学资源环境学院, 山西 太谷 030801)

摘要：为全面了解我国表层土壤多环芳烃(PAHs)含量状况及空间分布,收集整理了1999—2018年发表的208篇有关全国各地表层土壤PAHs的文献,综合运用ArcGIS空间插值技术、地理探测器模型和统计学方法,定量分析了我国表层土壤PAHs含量、空间分布、主要来源及成因。结果表明:我国各地表土PAHs平均含量的空间分布具有明显的区域特征,从华北、东北、华东、中南、西北到西南地区依次递减,华北地区土壤 Σ 16PAHs平均含量约为西南地区的2.5倍;我国土壤PAHs含量总体上处于中低污染水平,中等污染、轻微污染和未污染土壤占比分别约为22.6%、71.1%和6.3%。利用地理探测器对9种社会经济影响因素的定量分析表明,燃煤发电对PAHs含量的空间分布格局影响显著高于其他因子;主成分分析结果也表明燃煤是重要污染源之一。该研究对实现我国土壤PAHs的科学管控和防治具有一定参考价值。
关键词：土壤; 多环芳烃; 空间分布; 地理探测器
中图分类号：X53; X131.3 **文献标志码：**A **文章编号：**1673-4831(2019)07-0917-08

Spatial Distribution and Genesis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Surface Soil in China.
SHANG Qing-bin, DUAN Yong-hong^①, XU Li-shuai, DUAN Hao-ran, HE Jia-lin, CHENG Rong, WU Meng, LIU Jia-liang (College of Resources and Environment, Shanxi Agricultural University, Taigu 030801, China)
Abstract: In order to comprehensively understand the concentrations and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils in China, 208 literatures published from 1999 to 2018 on PAHs in the surface soils were collected for data extraction and in-depth analysis. ArcGIS spatial interpolation technique, geographic detector model and statistical method were used to quantitatively analyze the concentration, spatial distribution, main sources, and affecting factors of PAHs in the surface soil in China. The results show that the spatial distribution of PAHs in the surface soil has obvious spatial variation. The PAHs concentrations follow a significant decreasing trend of north China> northeast China> east China> mid-south China> northwest China> southwest China. The average concentration of 16 USEPA priority PAHs in north China is about 2.5 times that of southwest China. The PAHs pollution level in the surface soils in China generally ranged from low to medium according to Maliszewska-Kordybach's classification standard. The moderately polluted, slightly polluted, and uncontaminated soil accounted for approximately 22.6%, 71.1% and 6.3%, respectively. Quantitative analysis of nine socio-economic factors by using geo-detector model shows coal-fired power generation is the most significant factor on PAHs spatial distribution compared with the other factors. Principal component analysis also indicates that the coal combustion is the important pollution source, in consistent with the result of geo-detector model. This study has certain reference value for the prevention and scientific control of PAHs pollution in the surface soil in China.
Key words: soil; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); spatial distribution; geo-detector model

近年来,快速的工业化、城市化及其他人为活动导致环境中多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)不断累积,引发了一系列环境污染问题,而中国是世界上PAHs排放量最高的国家,仅2004年排放量就约占全球的22%^[1]。土壤是PAHs在环境中最主要的“汇”^[2],PAHs可通过干/湿降尘、污水灌溉等途径附着并聚集于土壤中,且由土壤进

入人体的PAHs数量要远高于大气和水体^[3],土壤中PAHs还会通过径流、蒸发等途径再次进入水体和

收稿日期: 2018-12-24
基金项目: 国家自然科学基金(41271507); 山西农业大学科技创新基金(2016YJ16); 山西省面上青年基金(201801D221043)
① 通信作者 E-mail: yhduanpku@sina.com

大气并造成二次污染。PAHs 的来源有自然源和人为源,生物/微生物合成、自然火灾、火山爆发等是其主要的自然源;人为源是环境中 PAHs 的主要来源,包括原油在开采、运输、生产和使用过程中造成的泄漏和排放,以及煤和化石燃料燃烧等。

目前,在大尺度上综合探讨 PAHs 含量的研究还比较有限。曹云者等^[4]集中研究了我国中东部地区 PAHs 含量特点及分布规律,得出 Σ PAHs 含量的分布趋势为东北>华北>华东>华南>华中地区;ZHANG 等^[5]对全国 PAHs 含量的研究得到相同的空间分布趋势,其中 49.5% 的地区处于轻微污染水平。尽管上述工作均聚焦于我国 PAHs 的空间分布及成因分析,但多为定性综述,而对于多因子影响及其交互作用的定量归因研究相对薄弱。如邓绍坡等^[6]发现我国表层土壤中 PAHs 含量特征与研究区地理位置和能源使用类型关系密切;张玉^[7]运用气团后向轨迹模式描述了到达西藏的气团移动路径,揭示西藏地区 PAHs 的可能来源。笔者在上述

研究的基础上,运用普通 Kriging 插值和地理探测器(geo-detector),得到全国土壤 PAHs 含量的空间分布格局并分析其影响因素,期望通过该研究获得较为系统的大尺度上的我国表层土壤 PAHs 含量信息,为我国环境污染治理和环境保护工作提供科学依据。

1 数据来源与研究方法

1.1 数据来源

1.1.1 PAHs 数据的收集与整理

从中国知网(CNKI)、爱思唯尔期刊数据库(Elsevier)和斯普林格期刊数据库(Springer)检索有关我国各地区土壤 PAHs 的学术文献,保留直接给出 PAHs 总浓度和单体含量的文献,舍去只给出含量范围的文献,经筛选得到共计 208 篇学术文献。研究对象主要为 0~20 cm 表层土壤,采样年份为 1999—2018 年,样本点分布及数量见表 1。

表 1 中国表层土壤中 PAHs 样本点分布

Table 1 Distribution of sampling points for analyses of surface soils PAHs in China

地区	具体位置	采样 点数	地区	具体位置	采样 点数
北京(12)	市区(8)、市郊(1)、东南郊灌区(1)、密云、房山(1)、通州(1)	1 315	甘肃(3)	兰州(2)、白银(1)	342
广东(15)	佛山(2)、广州(4)、东莞(3)、深圳(2)、惠州、湛江(1)、汕头(3)	1 303	安徽(5)	淮南(1)、芜湖(1)、黄淮平原(1)、合肥(1)、淮北(1)	327
浙江(10)	慈溪(1)、宁波(2)、温州(2)、湖州(1)、杭州(2)、钱塘江(1)、石化工业区(1)	1 162	重庆(3)	市区(1)、岩溶地下河流域(1)、金佛山(1)	228
上海(12)	市区(8)、崇明岛(1)、崇明岛、新江湾城(1)、宝钢(1)、浦东(1)	1 077	陕西(7)	西安(3)、榆林(1)、咸阳(1)、渭南(1)、省内(1)	209
江苏(17)	南京(6)、无锡(1)、苏州(2)、句容(1)、长三角(1)、淮安(1)、扬中(1)、徐州(2)、吴江(1)、省内(1)	1 028	香港(3)	香港(3)	203
山东(12)	青岛(1)、临沂(1)、日照(1)、济南(1)、东营(2)、寿光、济宁(1)、文登(2)、某钢铁企业(1)、省内(2)	822	湖南(1)	株洲(1)	185
辽宁(13)	沈阳(2)、抚顺(2)、大连(2)、辽河流域(1)、辽阳(1)、沈北新城(1)、省内(4)	768	新疆(5)	阜康(1)、石河子(1)、开都河(1)、乌鲁木齐(2)	128
山西(9)	长治(2)、沁源(1)、临汾(1)、朔州(1)、忻州(1)、太原(3)	689	湖北(3)	武汉(2)、省内(1)	124
河北(3)	白洋淀(1)、邯郸(1)、大清河(1)	589	黑龙江(6)	哈尔滨(1)、大庆(1)、佳木斯(1)、鸡西(1)、鹤岗(1)、松嫩平原(1)	106
四川(8)	成都(2)、四川盆地(1)、南充(2)、绵阳(1)、绵竹(1)、甘孜藏族自治州(1)	567	广西(4)	百色(1)、乐业(1)、桂林(1)、南宁(1)	104
福建(13)	福州(6)、闽江(1)、九龙江(1)、泉州(1)、锦江流域(1)、三明(1)、省内(2)	513	内蒙古(2)	呼和浩特(1)、赤峰(1)	97
天津(8)	市区(4)、环渤海西部(1)、西青区(1)、滨海新区(2)	512	河南(2)	开封(1)、焦作(1)	84
青海(1)	青海湖(1)	456	云南(3)	宣威(1)、曲靖(1)、昆明(1)	58
吉林(4)	长白山(1)、饮马河(1)、长春(1)、四平、长春、松原(1)	448	宁夏(1)	银川平原(1)	37
贵州(5)	贵阳(1)、遵义(1)、黔南(3)	403	江西(3)	南昌(1)、九江(1)、省内(1)	21
西藏(9)	青藏高原(6)、拉萨(1)、林芝(1)、西藏(1)	345			

括号中数据为文献篇数。

由表1可知,相关研究较多地集中于京津以及东南沿海地区(包括长江三角洲和珠江三角洲地区)。利用ArcGIS 10.2软件先由采样点的坐标生成采样点矢量图层(文献中未给出坐标的样本点用该研究区的几何重心点坐标),然后以来源于国家自

然资源和地理空间基础信息库(<http://www.geodata.gov.cn>)的中国矢量图为行政边界绘制土壤PAHs样本点分布图(图1),并建立土壤PAHs含量空间数据库。

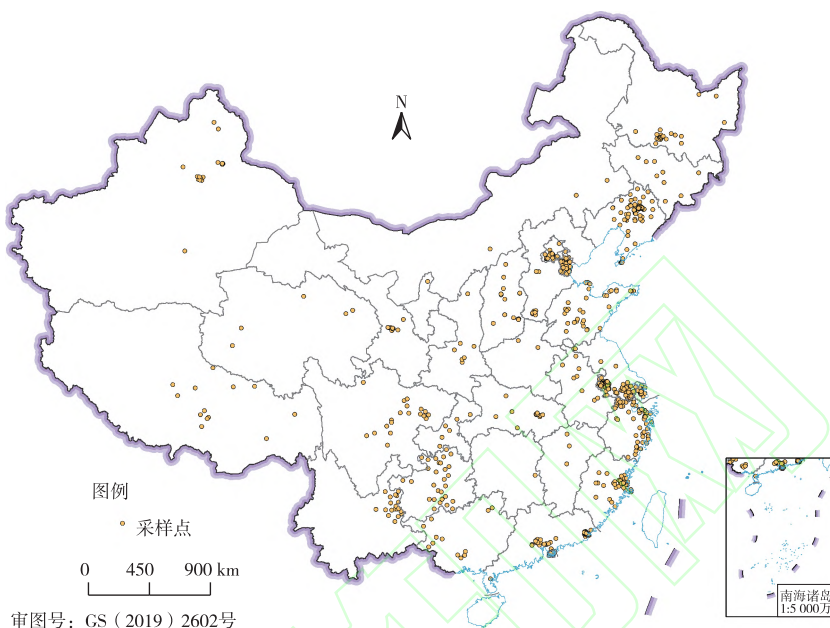


图1 收集到的全国表土PAHs样本点分布

Fig. 1 Distribution of sampling points for analyses of surface soils PAHs in China

所研究的16种优控PAHs包括萘(Nap)、苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Fl)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、蒉(Chr)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-c,d]芘(InP)、二苯并[a,h]蒽(DahA)和苯并[g,h,i]芘(BghiP)。

1.1.2 其他数据来源

2016年我国各省、自治区、直辖市及香港特别行政区统计数据来源如下:人口密度、人均GDP、能源消费量(电力、天然气、煤炭、原油、汽油、柴油)、国家重点污染企业数、民用汽车数等来源于国家统计局网站(<http://www.stats.gov.cn/>),能源产量数据(包括天然气、原煤、焦炭和发电)来源于中国能源数据公共服务平台(<http://www.eia.org.cn/>)。

1.2 研究方法

空间插值是基于样本点在空间位置和相关程度上的不同,对每个样本赋予不同权重,进而对未知区域污染物含量进行估算的方法。采用GS+9.0和ArcGIS 10.2地统计模块对样本 Σ 16PAHs平均含量进行普通Kriging插值,得到中国PAHs含量空间分布

栅格数据,再按研究区行政区划统计表土PAHs含量平均值,以此分析中国表土PAHs空间分布格局。

半方差函数是一个可以用来描述土壤性质空间变异的连续函数^[8],采用该函数分析土壤PAHs含量在不同距离之间的变化。主成分分析是一种将多个变量经线性正交变换进而选出数个重要变量(主成分)的多元统计分析方法,该研究中主成分分析采用方差极大标准化旋转法,以标准化后的各因子得分为自变量,以标准化后的16种PAHs总含量为因变量进行逐步多元线性回归,以标准化方程系数反映各类污染源贡献率。

地理探测器是探测地理事件影响因子的统计学方法,由因子探测、风险探测、生态探测和交互探测4个部分组成^[9]。运用地理探测器模型开展PAHs含量(即分析变量)与驱动因子之间的空间关系分析。假如某因素对PAHs空间分异影响大,那么该因素的空间分布则与PAHs的空间分异相似,从而得出该因素对PAHs空间分布的解释力^[9]。该模型计算公式为

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{i=1}^L N_i \sigma_i^2 \quad (1)$$

式(1)中, q 为某影响因子对PAHs空间分布的解释力; N 为研究区总样本数; σ_i^2 为该指标的离散方差。 $q \in [0, 1]$,其数值大小表示空间分异程度大小, $q=0$ 说明研究对象呈随机分布,而 $q=1$ 说明研究对象空间异质性强^[10]。利用地理探测器对各个网格的PAHs含量与9种社会经济影响因子对应值进行PAHs空间分布的多因子定量归因,以探测PAHs空间分布格局的驱动力,并且定量分析各因子间的交互作用。利用ArcGIS 10.2软件的渔网工具将全国划分为60 km × 60 km的网格并获取网格内PAHs平均含量和各因子对应值,从而构建分析变量和自变量。9种社会经济影响因子包括国家重点污染企业数(X_1)、民用汽车数量(X_2)、人均GDP(X_3)、人口密度(X_4)、煤炭产量(X_5)、发电量(X_6)、焦炭产量(X_7)、煤炭消费量(X_8)和燃料油消费量(X_9)。

2 我国表层土壤PAHs含量与分布

2.1 我国表土PAHs含量特征

基于文献中收集的12 060个表层土壤采样点

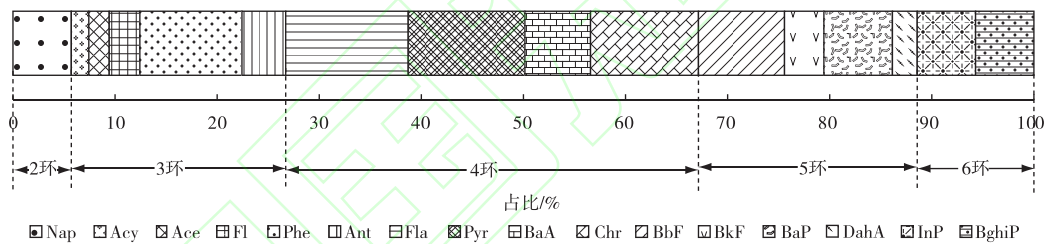


图2 我国表土中不同环数和不同种类PAHs组成分布图谱

Fig. 2 Components of different rings and types of PAHs in surface soils of China

2.2 我国表层土壤PAHs在不同功能区的分布

由各个采样点属性数据可知,同一地区不同功能区采样点PAHs含量不同。由于人口聚集方式不

同,我国表层土壤PAHs含量呈现市区—郊区—乡村地区依次递减的趋势(图3)。

就全国范围PAHs单体的平均水平而言,荧蒽(Fla)和芘(Pyr)含量较高,分别为97.8和93.7 ng·g⁻¹;而蒎(Ace)和蒎烯(Acy)含量较低,分别为16.5和13.4 ng·g⁻¹。由图2可知,就表层土壤中不同污染物所占比例而言,Fla和Pyr含量占比较高,分别为12.0%和11.5%;而Acy、Ace含量仅分别占总量的1.6%和2.0%。而就不同环数PAHs相对含量而言,4环PAHs占比最高(40.3%),其次是5环PAHs,占比为21.6%,占比最低的是2环PAHs。低环(2~3环)PAHs易挥发,极易被微生物降解,对环境危害较小,约占总量的26.8%;而4~6环PAHs占比大,约为73.2%,此类化合物的分子具有较强的疏水性,极易在土壤环境中富集,且性质稳定,不易挥发,给动植物及人体造成严重危害。

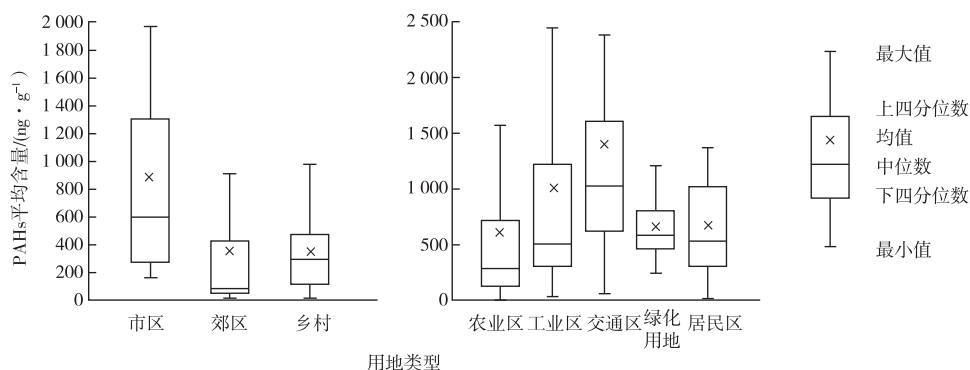


图3 不同用地类型PAHs平均含量

Fig. 3 Average concentration of soil PAHs for different land types

如图 3 所示,市区 PAHs 含量远超过郊区和乡村地区, $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量分别为 885.7、378.4 和 340.3 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,可能是因为人口密度、能源消耗量差异所致。就不同用地类型而言,我国表层土壤 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量则呈现从交通区、工业区、居民区、绿化用地到农业区依次递减的趋势(图 3)。一般来说,道路附近的土壤会长时间遭受机动车辆排放尾气的污染,工业区消耗大量能源产生的排放物也会污染周边土壤,导致交通区和工业区土壤 PAHs 含量增高。

2.3 我国表层土壤中 PAHs 的空间分布

2.3.1 半方差分析

对 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量进行正态检验的结果表明其呈正偏态分布,检验经对数变换后的数据后发现其服从正态分布。将经对数变换后的 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量及其坐标数据导入 GS+9.0 软件进行半方差分析,获取最优插值参数。通常,Kriging 最优理论模型的选取原则为决定系数(R^2)接近于 1,残差平方和(RSS)接近于 0^[11]。测量导致的误差或小于采样间隔距离处的空间变异会导致块金值(C_0)的存在;基台值(C_0+C)表明了系统内总的变异,包括结构性变异和随机性变异;块金系数 [$C_0/(C_0+C)$] 为分析变量的空间相关度,若 $C_0/(C_0+C)<25\%$,则空间变量具有强自相关性,该污染物可能存在区域性面源污染;若 $C_0/(C_0+C)>75\%$,说明空间变量相关性很弱^[12],该污染物可能仅存在局部性或较明显的点源污染。在各向同性的条件下,得到的最佳拟合模型是高斯模型,其 RSS 为 0.027 1,小于其他几类模型,其中, $C_0=0.062$, $C_0+C=0.495$, $C_0/(C_0+C)=12.5\%<25\%$,表明土壤 PAHs 含量具有强烈的空间相关性。

2.3.2 空间插值分析

根据插值后的 PAHs 含量栅格数据统计得到各地区 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量(表 2),土壤 PAHs 含量分布趋势为华北(457.7 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>东北(384.2 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>华东(307.3 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>中南(290.7 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>西北(227.8 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>西南(186.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$),华北地区土壤中 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量约为西南地区的 2.5 倍。东北和华北地区纬度高,气温低,冬季取暖大量耗煤,太阳年均辐射量较低,较少量 PAHs 被辐射分解;且华北地区是我国重要的能源和重工业基地,东北地区是我国的老工业基地,两地都存在大量排放源。华东地区经济发达,沪宁杭工业区以及生产生活所排放污染物也较多。西南地区地势较高,气候湿润,日照时间短,光照强度弱,山地环绕的复杂地形

在一定程度上阻碍了 PAHs 的扩散,燃煤用量较多,存在区域性污染。但青藏高原地区海拔高,污染较小,富集 PAHs 的大气受地形阻挡难以爬升至此地,太阳辐射量大,光解作用明显,且污染排放源较少,所以西南地区 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量较低。

表 2 各地区 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量及分级
Table 2 The average concentration of $\Sigma 16\text{PAHs}$ and their corresponding grades

地区	平均含量/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	污染 等级	地区	平均含量/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	污染 等级
辽宁	638.0	中度	河南	289.0	轻微
山西	554.9	轻微	云南	283.7	轻微
河北	479.4	轻微	吉林	260.4	轻微
天津	477.0	轻微	甘肃	254.4	轻微
安徽	460.6	轻微	黑龙江	254.3	轻微
北京	408.8	轻微	广东	211.1	轻微
宁夏	403.4	轻微	福建	194.7	清洁
内蒙古	368.1	轻微	江西	187.1	清洁
江苏	363.9	轻微	湖北	143.5	清洁
广西	363.2	轻微	重庆	135.0	清洁
香港	362.9	轻微	贵州	117.8	清洁
四川	346.1	轻微	新疆	113.4	清洁
山东	321.8	轻微	湖南	83.8	清洁
浙江	320.8	轻微	青海	74.3	清洁
上海	302.0	轻微	西藏	48.1	清洁
陕西	293.4	轻微			

2.3.3 我国表层土壤 PAHs 含量的等级分布

我国尚未出台土壤 PAHs 污染的评价标准^[13],但农用污泥中容许含量不应超过 3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[14]。根据荷兰 Maliszewska-Kordybach 针对土壤 PAHs 总含量提出的土壤污染分级建议,将土壤 PAHs 划分为 4 个等级: $\Sigma 16\text{PAHs}<200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 表示清洁,为 200~600 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 表示轻微污染,为 >600~1 000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 表示中度污染,为 >1 000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 表示严重污染。

表 2 显示,辽宁省处于中度污染水平,其平均含量为 638.0 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 。辽宁省自建国以来一直为重工业基地,沈阳、抚顺和辽阳等地关于 PAHs 的研究报道较多,且此次搜集到的辽宁采样点的用地类型多为工矿用地,可能造成该地区 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量偏高;华东、华南以及西南、东北、华北部分地区属于轻微污染,福建、江西、湖北、湖南、贵州、重庆、青海、新疆和西藏 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均含量均未超过 200 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,处于清洁水平。统计插值后各栅格 PAHs 含量等级,发现中度污染、轻微污染和清洁土壤分别约占总体的 22.6%、71.1% 和 6.3%。WOLF-GANG^[15]研究了全球 12 个地理区域,得出 PAHs 含量范围为 4.8~186 000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,与其他国家的研究

(表 3^[16-20]) 相比, 中国土壤 PAHs 含量处于中等水平。

表 3 世界不同地区表土中 PAHs 含量

Table 3 Concentrations of PAHs in surface soils from different areas around the world

地区	PAHs 种类	$w/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$				来源文献
		最小值	最大值	中位值	平均值	
意大利都灵	15	148	23 500	704	1 990	[22]
英国格拉斯哥	15	1 487	51 822	8 337	11 930	[22]
斯洛文尼亚卢布尔雅那	15	218	4 488	791	989	[22]
西班牙塔拉戈纳	16	42	1 472	—	438	[23]
葡萄牙里斯本	16	6.3	22 670	456	1 544	[23]
葡萄牙维塞乌	16	6	790	83	169	[24]
印度库鲁	16	16.1	2 538	93	631.6	[25]
韩国蔚山	16	65	12 000	330	960	[26]
中国	16	ND	65 500	381.9	1 217	该研究

ND 表示未检出。“—”表示无数据。

3 我国 PAHs 的来源和影响因素

3.1 PAHs 的源解析

通过分析土壤样品中有指示意义的示踪物, 可以实现土壤 PAHs 来源的定性识别和定量解析^[21]。通常可以根据 PAHs 的环数特征作初步的来源识别^[22]: 2~3 环低相对分子质量 PAHs (LMW-PAHs) 主要来自原油和石油产品泄露、有机物的低温转化^[23], 代表了石油源; 4~6 环高相对分子质量 PAHs (HMW-PAHs) 来源于化石和木材的高温燃烧^[24], 代表了燃烧源。我国表土中 LMW-PAHs 约占 26.8%, HMW-PAHs 约占 73.2%, 即燃烧源可能是我国 PAHs 的主要来源。

利用 SPSS 23.0 软件分析得到 16 种 PAHs 含量的 KMO 检验系数为 0.902, Bartlett's 球形检验的 P 值 <0.001 , 拒绝零假设, 表明 16 种 PAHs 含量之间具有较强的相关性, 非常适合作因子分析。对 728 个采样点的 16 种 PAHs 含量进行主成分分析, 主成分的提取原则是因子的初始特征值大于 1, 且累积方差接近 70%, PAHs 主成分载荷计算结果见表 4。

第 1 主成分(F1)主要与中高相对分子质量的 Chr、BaA、BbF、BkF、InP 和 BghiP 呈较强的正相关性, 解释了总方差的 34.18%, 其中, Chr、InP、BghiP 和 BkF 为汽油、柴油等动力燃烧的重要指示物质^[25], 因此主成分 F1 代表了交通源; 第 2 主成分(F2)在燃煤特征产物 Phe、Fla 和 Pyr^[26]上载荷较高, 解释了总方差的 19.11%, 代表了燃煤源; 第 3 主成分(F3)载荷较高的因子为 Acy 和 Ace, 解释了总方差的 16.01%, 代表生物质燃烧源^[27]。

以标准化主成分得分(Z_1 、 Z_2 和 Z_3)作为自变量,

以标准化的 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量(w_i)作为因变量, 进行逐步多元线性回归, 结果见表 5, 拟合方程为 $w_i = 0.592Z_1 + 0.469Z_2 + 0.215Z_3$ ($R^2 = 0.984$, $P < 0.05$)。由表 5 可知, 我国土壤 PAHs 来源于交通排放, 贡献率为 46.39%, 其次是燃煤源, 贡献率为 36.76%, 所以我国土壤 PAHs 来源以交通和燃煤排放为主。

表 4 16 种 PAHs 方差极大旋转后的主成分因子载荷

Table 4 Rotated component matrix of total PAHs for soil samples of 16 PAHs

PAHs 种类	主成分		
	1	2	3
萘(Nap)	0.004	0.445	0.471
苊烯(Acy)	0.141	0.088	0.887
苊(Ace)	0.119	0.076	0.853
芴(Fl)	0.053	0.537	0.727
菲(Phe)	0.189	0.781	0.262
蒽(Ant)	0.277	0.569	0.332
荧蒽(Fla)	0.629	0.678	0.026
芘(Pyr)	0.513	0.703	0.037
苯并[a]蒽(BaA)	0.732	0.452	0.190
蒽(Chr)	0.804	0.306	0.156
苯并[b]荧蒽(BbF)	0.804	0.379	0.069
苯并[k]荧蒽(BkF)	0.786	0.254	0.088
苯并[a]芘(BaP)	0.607	0.025	0.099
二苯并[a,h]蒽(DahA)	0.656	-0.065	0.180
茚并[1,2,3-c,d]芘(InP)	0.843	0.212	-0.001
苯并[g,h,i]芘(BghiP)	0.840	0.340	-0.046
特征值	7.658	2.400	1.031
方差贡献率/%	34.18	19.11	16.01
累积方差贡献率/%	34.18	53.29	69.30

加粗数据为某主成分的主要载荷因子。

3.2 PAHs 污染的影响因素

由上述源解析的初步结果可知土壤 PAHs 的主

要来源是人为源,即人为因素是造成土壤 PAHs 污染的主要因素。利用因子探测器可以计算各因子对 PAHs 空间分布的影响力(q),在探测结果表(表 6)中,对角线上的 q 值即为某影响因子单独对 PAHs 空间分布的解释力。在 0.05 水平上,9 个相关影响因子之间具有显著性差异,其中,发电量的 q 值最大,为 0.491 5,说明影响土壤 PAHs 分布的主要人为因素是发电量,统计数据所在年份的火力发电量占总发电量的 74.37%,由此可知以煤炭为主的化石燃料燃烧是 PAHs 污染的主要驱动力之一。交通废气排放影响次之,其他各个因素均存在不同程度的影响。

交互探测器的探测结果表明,2 种驱动因子对 PAHs 空间分异的交互作用往往要大于单个驱动因子独立作用,说明我国 PAHs 的分布格局不是由单

一影响因子造成的,而是不同影响因素共同作用的结果。发电量与民用汽车数量、发电量与焦炭产量均表现为非线性增强的协同作用(q 均为 0.494 6),即发电量与民用汽车数量或焦炭产量的交互作用对 PAHs 空间分布的影响显著增强,这表明人们的生产活动(包括燃煤、炼焦活动)和交通排放对 PAHs 含量的空间分布有着很重要的影响。

表 5 $\Sigma 16$ PAHs 总量与主成分因子得分变量多元线性回归结果

Table 5 Multiple linear regression of principle component scores against $\Sigma 16$ PAHs

主成分	标准化回归系数	贡献率/%	回归决定系数
F1	0.592	46.39	0.984
F2	0.469	36.76	
F3	0.215	16.85	

表 6 影响因子交互式探测结果

Table 6 Interaction detector results of impact factors

影响因子	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7	X_8	X_9
X_1	0.490 1								
X_2	0.492 7	0.489 6							
X_3	0.490 7	0.492 7	0.490 1						
X_4	0.490 7	0.492 7	0.490 7	0.490 1					
X_5	0.490 7	0.491 8	0.490 7	0.490 7	0.413 2				
X_6	0.493 6	0.494 6	0.493 6	0.493 6	0.492 6	0.491 5			
X_7	0.492 7	0.490 2	0.492 7	0.492 7	0.491 8	0.494 6	0.478 8		
X_8	0.490 7	0.492 7	0.490 7	0.490 7	0.490 7	0.493 6	0.492 7	0.490 1	
X_9	0.491 2	0.493 2	0.491 2	0.491 2	0.491 2	0.494 1	0.493 2	0.491 2	0.490 6

X_1 为国家重点污染企业数; X_2 为民用汽车数量; X_3 为人均 GDP; X_4 为人口密度; X_5 为煤炭产量; X_6 为发电量; X_7 为焦炭产量; X_8 为煤炭消费量; X_9 为燃料油消费量。数据为各因子对 PAHs 空间分布的影响力(q)。

综上所述,燃煤发电是我国 PAHs 污染的主要影响因素,交通排放的影响次之,国家重点污染企业、人口密度和人均 GDP 等均对土壤 PAHs 具有一定影响,并且不同因素的交互作用均大于单因素的单独作用,因此我国 PAHs 含量的分布格局是不同因素共同作用的结果。

4 结论

基于不同学者关于 PAHs 的研究成果,探究了我国表层土壤 PAHs 含量特征及可能来源,主要结论如下:

(1)我国表土 PAHs 含量总体上处于中低污染水平,且各区域 PAHs 含量及分布存在较大差异,华北、东北、华东和西南的部分地区 PAHs 含量较高。表层土壤 $\Sigma 16$ PAHs 含量由高到低变化趋势为华北($457.7\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>东北($384.2\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>华东($307.3\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>中南($290.7\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>西北($227.8\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>西南($186.1\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),华北地区土壤 $\Sigma 16$ PAHs 平均含

量约为西南地区的 2.5 倍。

(2)由主成分分析得到交通排放源是土壤环境 PAHs 的主要来源,燃煤源的贡献率也较大;运用地理探测器模型对插值数据进行定性分析,结果表明燃烧源对土壤 PAHs 含量的空间分布格局影响最大,交通排放影响次之。所以,我国表层土壤 PAHs 含量与能源使用有关。我国应在控制燃煤和交通尾气排放方面加大监管力度,对国家重点污染企业进一步进行管控,以削弱 PAHs 排放的源头。

参考文献:

[1] LI Y X, DUAN X Y. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of China Sea[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(20): 15432–15442.

[2] DUAN Y H, SHEN G F, TAO S, et al. Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils at a Typical Coke Production Base in Shanxi, China[J]. Chemosphere, 2015, 127: 64–69.

- [3] THORSEN W A, COPE W G, DAMIAN S A. Bioavailability of PAHs; Effects of Soot Carbon and PAH Source[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(7): 2029–2037.
- [4] 曹云者, 柳晓娟, 谢云峰, 等. 我国主要地区表层土壤中多环芳烃组成及含量特征分析[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(1): 197–203. [CAO Yun-zhe, LIU Xiao-juan, XIE Yun-feng, *et al.* Patterns of PAHs Concentrations and Components in Surface Soils of Main Areas in China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(1): 197–203.]
- [5] ZHANG P, CHEN Y G. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination in Surface Soil of China: A Review[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 605/606: 1011–1020.
- [6] 邓绍坡, 吴运金, 龙涛, 等. 我国表层土壤多环芳烃(PAHs)污染状况及来源浅析[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(6): 866–875. [DENG Shao-po, WU Yun-jin, LONG Tao, *et al.* PAHs Contamination in the Surface Soil of China and Its Sources[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(6): 866–875.]
- [7] 张玉. 西藏土壤中PAHs的含量、分布及来源分析[D]. 太原: 太原科技大学, 2012.
- [8] 刘爱利, 王培法, 丁园圆. 地统计学概论[M]. 北京: 科学出版社, 2012: 53–64.
- [9] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116–134. [WANG Jin-feng, XU Cheng-dong. Geodetector: Principle and Prospective[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116–134.]
- [10] 李俊刚, 闫庆武, 熊集兵, 等. 贵州省煤矿区植被指数变化及其影响因子分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(3): 374–378. [LI Jun-gang, YAN Qing-wu, XIONG Ji-bing, *et al.* Variation of Vegetation Index in Coal Mining Areas in Guizhou Province and Its Affecting Factors[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(3): 374–378.]
- [11] 杨忠华, 刘方, 赵泽英, 等. 基于GIS和地统计学的农田土壤养分空间变异性研究[J]. *贵州农业科学*, 2009, 37(9): 120–124. [YANG Zhong-hua, LIU Fang, ZHAO Ze-ying, *et al.* Spatial Variability of Farmland Soil Nutrients Based on GIS and Geo-Statistics[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2009, 37(9): 120–124.]
- [12] 李哈滨, 王政权, 王庆成. 空间异质性定量研究理论与方法[J]. *应用生态学报*, 1998, 9(6): 93–99. [LI Ha-bin, WANG Zheng-quan, WANG Qing-cheng. Theory and Methodology of Spatial Heterogeneity Quantification[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1998, 9(6): 93–99.]
- [13] WILCKE W, KRAUSS M, SAFRONOV G, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils of the Moscow Region Concentrations, Temporal Trends, and Small-Scale Distribution[J]. *Journal of Environment Quality*, 2005, 34(5): 1581–1590.
- [14] MARTIN K, WOLFGANG W. Polychlorinated Naphthalenes in Urban Soils: Analysis, Concentrations, and Relation to Other Persistent Organic Pollutants[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 122(1): 75–89.
- [15] WOLFGANG W. Global Patterns of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil[J]. *Geoderma*, 2007, 141(3/4): 157–166.
- [16] MORILLO E, ROMERO A S, MAQUEDA C, *et al.* Soil Pollution by PAHs in Urban Soils: A Comparison of Three European Cities[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2007, 9(9): 1001–1008.
- [17] NADAL M, SCHUHMACHER M, DOMINGO J L. Levels of Metals, PCBs, PCNs and PAHs in Soils of a Highly Industrialized Chemical/ Petrochemical Area: Temporal Trend[J]. *Chemosphere*, 2007, 66(2): 267–276.
- [18] CACHADA A, PATO P, ROCHA - SANTOS T, *et al.* Levels, Sources and Potential Human Health Risks of Organic Pollutants in Urban Soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 430: 184–192.
- [19] KUMAR B, VERMA V K, KUMAR S, *et al.* Probabilistic Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls in Urban Soils From a Tropical City of India[J]. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 2013, 48(10): 1253–1263.
- [20] KWON H O, CHOI S D. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils From a Multi-Industrial City, South Korea[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 1494–1501.
- [21] 李娇, 吴劲, 蒋进元, 等. 近十年土壤污染物源解析研究综述[J]. *土壤通报*, 2018, 49(1): 232–242. [LI Jiao, WU Jin, JIANG Jin-yuan, *et al.* Review on Source Apportionment of Soil Pollutants in Recent Ten Years[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(1): 232–242.]
- [22] MA X X, RAN Y, GONG J, *et al.* Concentrations and Inventories of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Organochlorine Pesticides in Watershed Soils in the Pearl River Delta, China[J]. *Environmental Monitoring Assessment*, 2008, 145(1/2/3): 453–464.
- [23] LIANG J, MA G, FANG H, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Concentrations in Urban Soils Representing Different Land Use Categories in Shanghai[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, 62(1): 33–42.
- [24] 王学军, 任丽然, 戴永宁, 等. 天津市不同土地利用类型土壤中多环芳烃的含量特征[J]. *地理研究*, 2003, 22(3): 360–366. [WANG Xue-jun, REN Li-ran, DAI Yong-ning, *et al.* Contents of PAH Compounds in Different Types of Soils in Tianjin Area[J]. *Geographical Research*, 2003, 22(3): 360–366.]
- [25] ZUO Q, DUAN Y H, YANG Y, *et al.* Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Soil in Tianjin, China[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 147(2): 303–310.
- [26] HARRISON R M, SMITH D J T, LUHANA L. Source Apportionment of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Collected From an Urban Location in Birmingham, U. K. [J]. *Fuel and Energy Abstracts*, 1996, 30(3): 825–832.
- [27] SOCLO H H, GARRIGUES P, EWALD M. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, 40(5): 387–396.

作者简介: 尚庆彬(1992—), 女, 山西大同人, 硕士生, 研究方向为资源环境遥感。E-mail: sqb15534992758@163.com

(责任编辑: 李祥敏)