



某钢铁企业周边遗留地块土壤多环芳烃分布、来源及风险评估

王硕, 李佳斌, 乔鹏炜✉

北京市科学技术研究院资源环境研究所, 工业场地污染与修复北京市重点实验室, 北京 100089

摘要 以钢铁企业周边遗留地块为研究对象, 采集并测定了土壤样品 488 个, 分析了 7 种土壤多环芳烃 (PAHs) 空间分布特征, 量化了土壤 PAHs 污染水平, 利用 PMF 软件对土壤 PAHs 进行溯源, 并对 7 种土壤 PAHs 进行人体健康风险评估计算。结果表明: 研究区 7 种 PAHs 质量浓度均值均低于 GB36600—2018《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准 (试行)》一类用地筛选值, 总体污染程度不高。7 种 PAHs 呈高变异性, 存在人为干扰。7 种 PAHs 两两之间呈显著正相关。通过内梅罗综合污染指数法、毒性当量法进行土壤 PAHs 污染评价, 垂向上, 表层土壤 (0~1 m) PAHs 污染程度高于下层土壤 (1~2 m)。水平上, 不同工业企业的污染程度表现出: 模型厂>煤料堆场>电器厂>电机厂>塑料厂>公交场站>热力厂。PMF 研究结果显示土壤中 PAHs 主要来自化石燃料燃烧源、交通排放源及企业自身排放源。通过人体健康风险评估计算, Baa、Bbf、Bap、Inp、Daa 5 种 PAHs 污染物对人体的致癌健康风险超过风险控制值 1.0×10^{-6} , 需要对这 5 种污染物进行修复。煤料堆场、模型厂的致癌风险及非致癌风险最为严重, 最大质量浓度点位为 LJ27。该研究成果为 PAHs 污染场地修复治理提供技术支撑。

关键词 钢铁企业; 道路主干线; 多环芳烃; 来源; 风险评估

多环芳烃 (PAHs) 是一种常见的土壤有机污染物^[1], 具有致癌、致畸和致突变的“三致”作用以及难降解的特性^[2], 其中 16 种被美国国家环境保护局 (US EPA) 列为优先污染物。根据苯环数量的差异可将其分为低分子量 PAHs (2~3 环) 和高分子量 PAHs (4~7 环)^[3]。随着工业化和城市化进程的加快, 进入土壤中的 PAHs 已经对生态环境及人体健康带来巨大风险^[4]。因此, 如何高效安全地识别场地中 PAHs 的分布并进行治理修复具有重要的实际意义。

钢铁企业是土壤 PAHs 累积的重要来源, 其生产、运输、存储等过程中可能会产生大量 PAHs 类污染物, 石化燃料燃烧过程中产生的 PAHs 随大气沉降迁移扩散至周边土壤环境, 运输及存储过程中产生的 PAHs 随雨水地表径流进入周边土壤环境, 均会对生态环境造成威胁^[5]。有研究表明, 钢铁工业区及其周边居住区土壤 PAHs 污染相对较为严重^[6], 居住区 Σ PAHs 质量浓度范围为 $587 \sim 6.70 \times 10^3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。钢铁企业下风向土壤中 16 种 PAHs 均有不同程度检出, 7 种具有致癌作用的 PAHs 质量浓度平均值为 $305.2 \text{ ug} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[7]。钢铁企业下风向土壤中 PAHs 中以中高环 (4、5 环) 为主, 单体以荧蒽、芘的质量浓度最高。下风向土壤 PAHs 总质量浓度和高环 PAHs 比例随距离呈现递减特征, 主要来源包括石化不完全燃烧和机动车尾气等^[8]。

目前, 针对 PAHs 的研究多集中于钢铁企业地块内及周边居住区土壤中 PAHs 的分布特征及来源解析。对于选取特殊地块, 结合大型钢铁企业及道路主干线周边以及遗留地块内历史上存在中小工业企业污染影响因素的相关研究鲜见报道。基于此, 本研究分析了钢铁企业周边遗留工业地块中 7 种强致癌性土壤 PAHs 空间分布特征, 量化了土壤 PAHs 污染水平, 对土壤 PAHs 进行溯源分析, 并对 7 种土壤 PAHs 进行人体健康风险评估计算。该研究成果为 PAHs 污染场地修复治理提供技术支撑。

收稿日期: 2023-12-12 录用日期: 2024-04-02

基金项目: 北京市自然科学基金面上项目 (8222045); 北京市科学技术研究院创新培育项目 (2023G-0007)

第一作者: 王硕 (1983—), 女, 硕士, 高级工程师, 研究方向为土壤及地下水污染调查与修复治理研究, 17281097@qq.com

✉通信作者: 乔鹏炜 (1989—), 女, 博士, 副研究员, 研究方向为环境模拟及应用, 1598073927@qq.com

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于前缘冲洪积扇顶部,地层岩性比较简单,大致分为4个土层:人工填土层、轻亚粘土层、卵石层、基岩层。调查区域地下水水位标高为30 m左右。区域含水层单层厚度较大,岩性以砾石、卵石为主,累计厚度30 m左右,渗透系数 $200\sim 350\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ 。研究区占地面积约 $3\times 10^4\text{ m}^2$,主要为中小型工业企业,包括煤料堆场、电机厂、模型厂、电器厂、热力厂、塑料厂及1处公交场站。2009年至今各企业逐步停产,目前地块内构筑物全部拆除完毕。研究区西侧紧邻道路主干道。西侧1公里范围内为某钢铁企业,始建于20世纪40年代,以生产钢铁为主,年钢产量 $1\,540\times 10^4\text{ t}$ 。基于中国钢铁工业整体发展现状及实施蓝天保卫战等方针政策,2005年钢铁企业实施搬迁。

1.2 样品采集

根据研究区各工业企业厂区平面布置图及现场踏勘实际情况,采用判断布点+网格布点的方法,进行土壤点位布设及样品采集。共布设土壤点位244个,采集土壤样品488个,采样深度为0~2 m,自上往下采集2层,第1层0~1 m、第2层1~2 m。采样过程中利用全球定位系统仪对各采样点进行精确测量。采样后储存在250 mL棕色玻璃瓶中,放置在4℃条件下密封冷藏保存待测^[9-10]。本研究分析了7种PAHs,包括苯并[a]蒽(Baa)、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(Daa)、蒽(Chr)。采样点位示意图见图1。

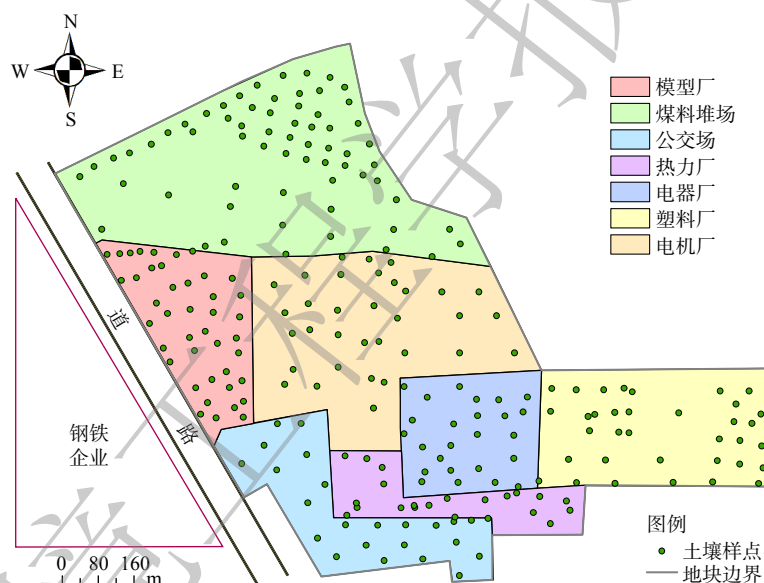


图1 研究区土壤采样点位示意图

Fig. 1 Schematic diagram of soil sampling points in the research area

1.3 检测方法

本研究测定土壤中7种PAHs质量浓度,采用《土壤和沉积物半挥发性有机物的测定气相色谱-质谱法》(HJ 834—2017)。

1.4 土壤评价方法

内梅罗综合指数法是一种将多维数据综合起来形成一个综合结果的度量法。综合污染指数兼顾了单因子污染指数平均值和最高值,可以突出污染较重的PAHs的作用^[11]。计算公式见式(1)。

$$P = \sqrt{\frac{P_{iave}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad (1)$$

式中: P 为土壤PAHs污染综合指数, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; P_{iave} 为所有单因子污染指数的平均值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; P_{imax} 为所

有单因子污染指数的最大值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

根据内梅罗综合污染指数评价结果将土壤利用情况划分为无污染 ($P \leq 0.7$, 等级 I)、轻微污染 ($0.7 < P \leq 1.0$, 等级 II)、轻度污染 ($1.0 < P \leq 2.0$, 等级 III)、中度污染 ($2.0 < P \leq 3.0$, 等级 IV) 和重度污染 ($P > 3.0$, 等级 V) 5 个等级^[12]。

本研究采用苯并 (a) 芘毒性当量因子计算 PAHs 各单体的等效致癌毒性浓度。该计算结果可比较和定量表示环境样品中各 PAHs 的致癌潜力^[13]。计算公式见式 (2)。

$$TEC_i = C_i \times TEF_i \quad (2)$$

式中: TEC_i 为 PAHs 单体 i 的苯并 (a) 芘等效浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_i 为 PAHs 单体 i 的环境介质中的质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; TEF_i 为 PAHs 单体 i 的毒性当量因子, 无量纲。

根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ25.3—2019) 要求, 人体健康风险评估主要包括: 危害识别、暴露评估、毒性评估、风险表征及修复目标值计算。本研究对 7 种 PAHs 污染物进行人体健康风险评估, 暴露浓度采用研究区单一污染物最大质量浓度值, 暴露模型参数主要参考 HJ25.3—2019 导则中相关参数。污染物可采用致癌风险及非致癌风险进行表征, 单一污染物的致癌风险值超过 10^{-6} 或非致癌风险超过 1, 代表地块区域划定为风险不可接受。

1) 对于单一污染物的致癌效应, 致癌风险计算公式见式 (3)~式 (6)。

经口摄入:

$$CR_{ois} = OISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_o \quad (3)$$

皮肤接触:

$$CR_{dcs} = DCSER_{ca} \times C_{sur} \times SF_d \quad (4)$$

吸入颗粒:

$$CR_{pis} = PISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_i \quad (5)$$

所有暴露途径的总致癌风险:

$$CR_n = CR_{ois} + CR_{dcs} + CR_{pis} \quad (6)$$

式中: CR_n 为土壤中单一污染物经所有暴露途径的总致癌风险, 无量纲; CR_{ois} 、 CR_{dcs} 、 CR_{pis} 分别为经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒物途径的致癌风险, 无量纲; C_{sur} 为表层土壤中污染物质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $OISER_{ca}$ 、 $DCSER_{ca}$ 、 $PISER_{ca}$ 、 SF_o 、 SF_d 、 SF_i 参数含义见 HJ25.3—2019 具体公式及推荐值。

2) 对于单一污染物的非致癌效应, 非致癌风险计算公式见式 (7)~式 (10)。

经口摄入:

$$HQ_{ois} = \frac{OISER_{nc} \times C_{sur}}{RfDo \times SAF} \quad (7)$$

皮肤接触:

$$HQ_{dcs} = \frac{DCSER_{nc} \times C_{sur}}{RfDd \times SAF} \quad (8)$$

吸入颗粒:

$$HQ_{pis} = \frac{PISER_{nc} \times C_{sur}}{RfDi \times SAF} \quad (9)$$

所有暴露途径的危害:

$$HI_n = HQ_{ois} + HQ_{dcs} + HQ_{pis} \quad (10)$$

式中: HI_n 为土壤中单一污染物经所有暴露途径的危害指数, 无量纲; HQ_{ois} 、 HQ_{dcs} 、 HQ_{pis} 分别为经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒物途径的非致癌风险, 无量纲; C_{sur} 为表层土壤中污染物质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $OISER_{nc}$ 、 $DCSER_{nc}$ 、 $PISER_{nc}$ 、 $RfDo$ 、 $RfDd$ 、 $RfDi$ 、 SAF 参数含义见 HJ25.3—2019 具体公式及推荐值。

1.5 数据分析

采用 Excel2017 软件对数据进行处理与分析,采用 SPSS19.0 对 PAHs 质量浓度进行描述性统计,采用 Person 相关性分析进行热图绘制,采用内梅罗综合指数法、毒性当量法对土壤 PAHs 污染程度进行评价,采用 Arc GIS10.0 软件的 Arc Map 平台进行空间反距离浓度插值绘图^[14],采用 PMF 软件模型进行土壤 PAHs 来源解析及贡献率分析,采用污染场地风险评估电子表格进行人体风险评估计算。

2 结果与讨论

2.1 PAHs 质量浓度描述性统计

对研究区 488 个土壤样品进行描述性统计分析(表 1),7 种 PAHs 单体质量浓度中位数均低于均值,偏度、峰度均大于 0,呈右态分布。7 种 PAHs 质量浓度均值均小于《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)中一类用地筛选值,说明总体上污染程度不高。除 Bkf、Chr 外,个别点位存在超标,5 种 PAHs 单体最大质量浓度范围为 27.80~63.30 mg·kg⁻¹,超标率分别为 3.48%、4.51%、25.41%、1.43%、6.97%,最大超标倍数分别为 7.96、9.89、83.18、10.51、49.55。7 种 PAHs 单体质量浓度差距较大,表明污染物在空间分布上具有一定变异性特征。有研究表明:变异系数按照等级可划分四级^[15]:低变异(CV≤0.30)、中等变异(0.30<CV≤0.50)、高变异(0.50<CV≤1.00)、极高变异(CV>1.00)。7 种 PAHs 变异系数表现出:Daa>Inp>Chr>Baa>Bap>Bbf>Bkf,均大于 1,呈高变异性,说明研究区土壤空间上离散性较大,存在人为干扰。

表 1 土壤 PAHs 质量浓度描述性统计分析
Table 1 Descriptive statistical analysis of soil PAHs content

PAHs	样本数/个	质量浓度/(mg·kg ⁻¹)				标准差/(mg·kg ⁻¹)	偏度	峰度	变异系数	筛选值/(mg·kg ⁻¹)
		极小值	极大值	均值	中值					
Baa	488	ND	49.30	0.88	0.20	3.18	9.90	127.22	3.62	5.5
Bbf	488	ND	59.90	1.31	0.30	4.27	8.53	94.26	3.26	5.5
Bkf	488	ND	14.90	0.52	0.14	1.48	6.68	52.20	2.87	55
Bap	488	ND	46.30	0.84	0.20	2.99	10.00	128.88	3.54	0.55
Inp	488	ND	63.30	0.72	0.10	3.36	14.78	258.33	4.66	5.5
Daa	488	ND	27.80	0.25	0.03	1.45	15.47	276.62	5.81	0.55
Chr	488	ND	54.80	1.00	0.20	3.70	10.16	126.32	3.69	490

2.2 相关性分析

相关性分析可判断土壤是否具有相似的来源^[16],对于 PAHs 来源解析具有一定的指导意义,研究表明相关系数越高,两种元素的同源性越大^[17]。对研究区 7 种 PAHs 质量浓度进行 Perason 相关分析(见图 2)。结果表明,Baa、Bbf、Bkf、Bap、Inp、Daa、Chr 两两之间存在显著正相关($P<0.01$),说明各污染物之间具有较强的伴生关系。其中,Bkf 与 Inp、Daa 相关系数相对较低,分别为 0.724、0.712。7 种 PAHs 属 4~6 环,高分子量 PAHs 由于饱和蒸气压较低,辛醇水分配系数 Kow 相对较高等原因,更易于吸附在土壤颗粒物上^[18]。

2.3 PAHs 评价等级及污染空间分布

对研究区 7 种 PAHs 488 个土壤样品进行内梅罗综合污染指数计算,根据各点位计算结果进行研究区内梅罗综合污染指数空间分布图绘制(图 3)^[19]。垂向上,表层土壤 0~1 m 内梅罗综合污染指数范围为 0.014~61.855,其中,轻微污染点位数占总数的 7.38%、轻度污染点位数占总数的 9.84%、中度污染点位数占总数的 3.69%、重度污染点位数占总数的 6.56%。下层土壤 1~2 m 内梅罗综合污染指数范围为 0.014~19.063,其中,轻微污染点位数占总数的 6.56%、轻度污染点位数占总数的 8.20%、中度污染点位数占总数的 3.28%、重度污染点位数占总数的 6.56%。总体上来看,表层土壤污染程度高于下层土壤,主要是

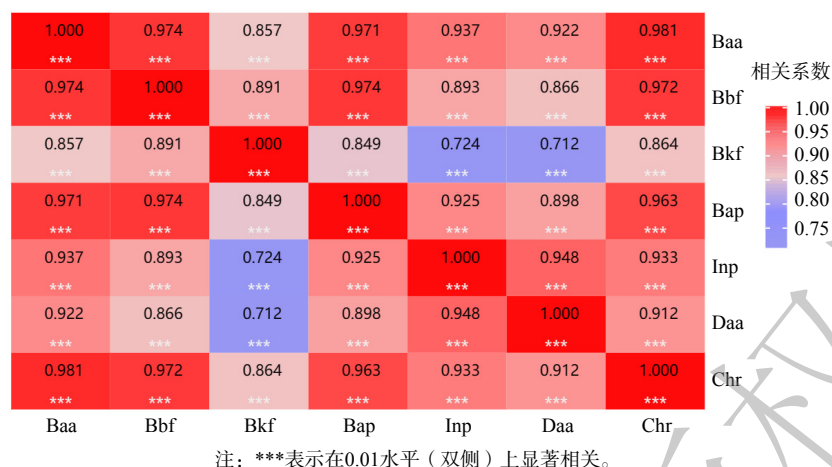


图 2 研究区土壤 7 种 PAHs Perason 相关性分析

Fig. 2 Perason correlation analysis of 7 types of PAHs in the soil of the study area

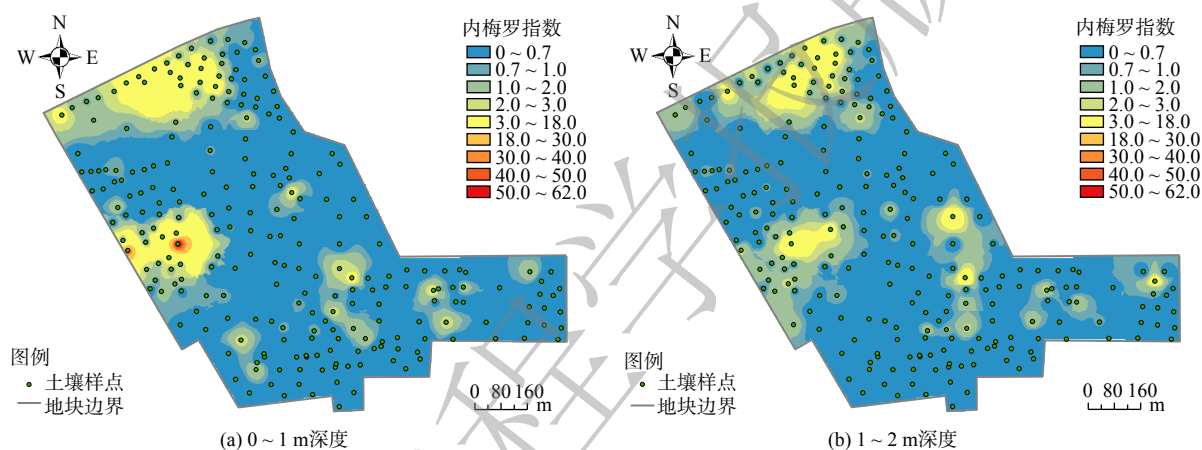


图 3 研究区不同深度土壤 PAHs 内梅罗指数污染指数空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution map of soil PAHs Nemero index pollution index at different depths in the study area

研究区内中小工业企业生产及运输过程中产生的原辅材料的跑冒滴漏等现象造成 PAHs 污染，同时，钢铁企业污染源排放及道路汽车尾气无组织排放产生的 PAHs 沉降累积于表层土壤，通过雨水淋溶等方式迁移至下层土壤，导致不同区域不同程度的 PAHs 污染。水平上，污染状况较重区域主要分布在模型厂、煤料堆场，表层土壤 0~1 m 内梅罗综合污染指数范围分别为 0.066~61.855 及 0.066~20.240。其他区域存在不同程度的中度污染，个别点位存在重度污染。

从 7 种 PAHs 毒性角度考虑研究区的生态风险，采用苯并 (a) 芘毒性等效当量因子法 (TEF) 计算土壤中 PAHs 毒性当量 (TEQ_{BaP})^[20-21]。由于不同 PAHs 单体化合物的毒性各不相同，对土壤中 PAHs 的毒性进行统一量化。研究区 7 种 PAHs 进行生态风险评价结果如表 2 及图 4 所示，7 家中小工业企业的 QTE 值分别为 0.917、4.414、1.147、5.629、1.327、1.830、0.545 $mg \cdot kg^{-1}$ 。模型厂>煤料堆场>电器厂>电机厂>塑料厂>公交场站>热力厂。该结果与内梅罗综合污染指数空间分布图 (图 3) 研究结果相似。模型厂、煤料堆场土壤的生态风险最大，主要与致癌性最强的 BaP 毒性当量及质量浓度较大有关。其中：模型厂表层土壤 0~1 m、下层土壤 1~2 m 的 QTE_{BaP} 值分别为 2.379、0.738 $mg \cdot kg^{-1}$ ，BaP 毒性当量占比分别为 54.65%、57.84%，煤料堆场表层土壤 0~1 m、下层土壤 1~2 m 的 QTE_{BaP} 值分别为 1.445、1.344 $mg \cdot kg^{-1}$ ，BaP 毒性当量占比分别为 60.61%、66.21%。

2.4 多环芳烃来源分析

通过 PMF5.0 软件对研究区土壤样品进行 PAHs 来源分析，得到 7 种 PAHs 的污染物来源因子 (F1、

表 2 7 种 PAHs 毒性当量浓度
Table 2 Toxic Equivalent Concentrations of 7 PAHs $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

PAHs	分层	中小工业企业						
		公交场站	煤料堆场	塑料厂	模型厂	电机厂	电器厂	热力厂
Baa	0~1 m	0.033	0.149	0.046	0.270	0.032	0.072	0.023
	1~2 m	0.018	0.116	0.044	0.087	0.051	0.044	0.015
Bbf	0~1 m	0.042	0.253	0.056	0.338	0.042	0.125	0.052
	1~2 m	0.024	0.192	0.057	0.116	0.086	0.083	0.020
Bkf	0~1 m	0.003	0.011	0.002	0.010	0.004	0.003	0.003
	1~2 m	0.002	0.008	0.002	0.004	0.004	0.003	0.001
Bap	0~1 m	0.350	1.445	0.337	2.379	0.305	0.625	0.239
	1~2 m	0.186	1.344	0.353	0.738	0.561	0.556	0.102
Inp	0~1 m	0.032	0.112	0.029	0.258	0.031	0.047	0.027
	1~2 m	0.017	0.087	0.032	0.065	0.038	0.044	0.017
Daa	0~1 m	0.130	0.397	0.094	1.067	0.071	0.110	0.021
	1~2 m	0.074	0.270	0.086	0.254	0.093	0.107	0.021
Chr	0~1 m	0.004	0.017	0.005	0.031	0.003	0.006	0.003
	1~2 m	0.002	0.013	0.004	0.012	0.006	0.005	0.001
合计	0~2 m	0.917	4.414	1.147	5.629	1.327	1.83	0.545

F2、F3)，计算出 3 种来源因子的贡献比例，结果如图 5 所示。F1 占总来源的 48%，对 Bbf、Baa、Chr、Bap 的贡献率分别为 67.95%、57.32%、55.21%、51.59%。其中，Bbf、Baa、Bap 与柴油燃烧有关^[22]，Bap 是煤炭燃烧的示踪剂^[23]，Baa、Chr 是煤炭燃烧产物^[24]，因此，F1 代表化石燃料燃烧源。F2 占总来源的 42%，对 Inp、Daa 的贡献率分别为 90.69%、85.40%。研究指出，Inp、Daa 是车辆排放的指示物^[25-26]。因此，F2 代表交通排放源。F3 占总来源的 10%，对 Bkf、Baa 的贡献率分别为 52.85%、10.65%，推断可能与研究区内加工制造业、原辅材料存储等有关。Bkf 高质量浓度点分布于模型厂及煤料堆场。研究表明，煤矿区高环 PAHs 可达 27%^[27]。模型厂原材料经过加热融化压制成塑料类制品，存在对土壤造成高环 PAHs 污染的工艺过程^[28]。因此，F3 代表研究区内中小加工企业自身排放源。本研究表明：钢铁企业周边遗留工业地块中土壤 PAHs 主要来源于化石燃料燃烧源、交通排放源及企业自身排放源。钢铁企业在生产过程中，需关注燃料的使用、控制燃烧过程中 PAHs 的排放，减少其对周边土壤环境的污染胁迫。

2.5 人体健康风险评估

采用 7 种 PAHs 污染物表层土壤最大检出质量浓度作为本研究区土壤的暴露浓度，按照一类用地暴露情景（成人及儿童）进行分析，暴露途径主要考虑直接经口摄入污染土壤、皮肤直接接触表层污染土壤、吸入土壤颗粒物 3 种途径^[29-30]。经过计算，Baa、Bbf、Bap、Inp、Daa 5 种 PAHs 污染物对人体的致癌健康风险超过风险控制值 1.0×10^{-6} ，Bap 对人体的健康非致癌风险超过可接受风险值 1，需要对这 5 种污染物进行修

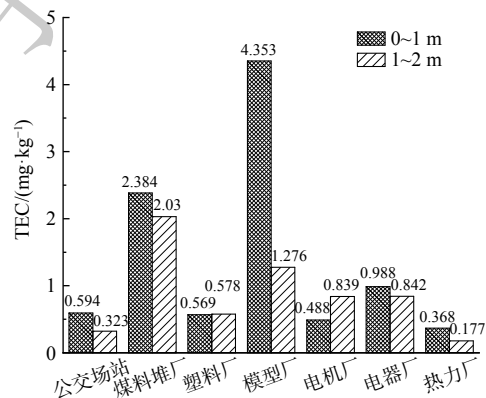


图 4 研究区 $\Sigma 7$ PAHs 毒性当量浓度特征分布图
Fig. 4 Distribution of toxic equivalent concentrations of $\Sigma 7$ PAHs in the study area

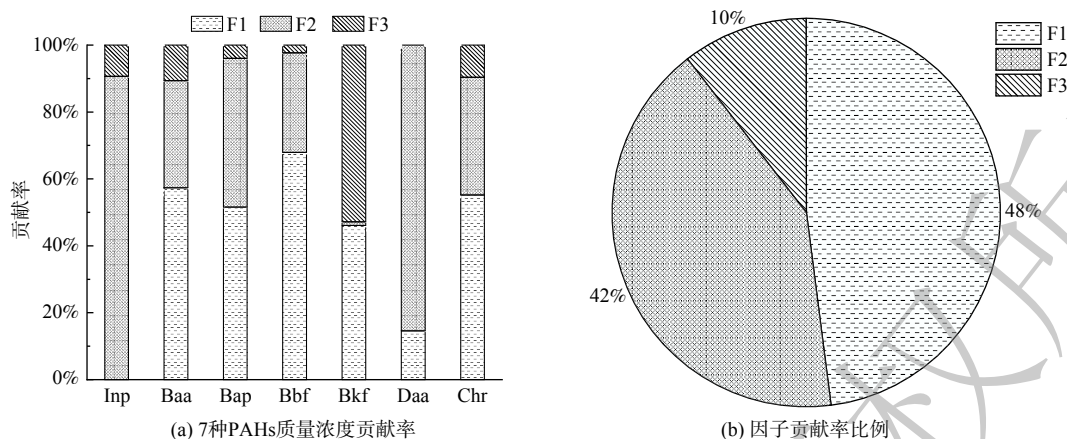


图 5 基于 PMF 的各因子对土壤 PAHs 质量浓度贡献率

Fig. 5 Contribution rate of various factors to soil PAHs mass concentration based on PMF

复。其中, Bap 致癌风险最大, Bap 经口摄入污染土壤、皮肤直接接触表层污染土壤的致癌健康风险超过风险控制值, 分别为 5.92×10^{-5} 、 2.46×10^{-5} , 贡献率分别为 69.88%、29.05%。其次 Daa 经口摄入污染土壤、皮肤直接接触表层污染土壤的致癌健康风险超过风险控制值, 分别为 3.55×10^{-5} 、 1.48×10^{-5} , 贡献率分别为 69.93%、29.07%。总体来看, Bap>Daa>Inp>Bbf>Baa, 可见, 经口摄入、皮肤接触是本研究区域 PAHs 对人体健康影响的主要暴露途径, 吸入土壤颗粒物可忽略不计。Bap 对人体的健康非致癌风险 9.86, 吸入土壤颗粒物的非致癌健康风险为 5.63, 贡献率为 48.52%, 超过对人体的健康非致癌风险可接受风险值 1。对未来地块内居民的健康产生威胁, 应加强后续监测及风险管控^[31]。采用 HJ25.3—2019《建设用地土壤污染风险评估技术导则》计算结果, 绘制出不同中小工业企业表层 0~1 m 土壤中 7 种 PAHs 人体健康风险, 见图 6。7 家不同工业企业均存在不同程度的致癌风险, 煤料堆场、模型厂的致癌风险及非致癌风险最为严重, 最大质量浓度点位为 LJ27。

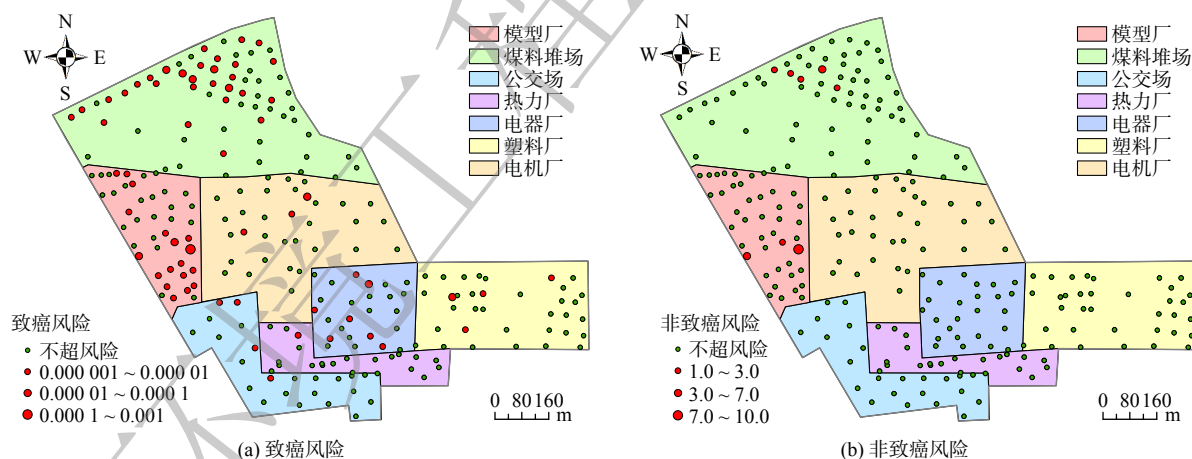


图 6 研究区不同工业企业表层土壤中 PAHs 人体健康风险评估

Fig. 6 Human health risk assessment of PAHs in surface soil of different industrial enterprises in the study area

3 结论

1) 研究区 7 种 PAHs 质量浓度均值均小于一类用地筛选值, 总体污染程度不高。7 种 PAHs 呈高变异性, 土壤空间上离散性较大, 存在人为干扰。7 种 PAHs 两两之间存在显著正相关。

2) 通过内梅罗综合污染指数法、毒性当量法进行土壤 PAHs 评价, 垂向上, 表层土壤 (0~1 m) PAHs 污染程度高于下层土壤 (1~2 m)。水平上, 不同工业企业的污染程度表现出: 模型厂>煤料堆场>电器厂>电机厂>塑料厂>公交场站>热力厂。

3) 采用 PMF 软件对研究区土壤 PAHs 进行溯源分析, 研究结果显示土壤中 PAHs 主要来源于化石燃料燃烧源、交通排放源及企业自身排放源, 贡献率分别为 48%、42%、10%。

4) 通过人体健康风险评估计算, Baa、Bbf、Bap、Inp、Daa 5 种 PAHs 污染物对人体的致癌健康风险超过风险控制值 1.0×10^{-6} , 需要对这 5 种污染物进行修复。煤料堆场、模型厂的致癌风险及非致癌风险最为严重, 最大质量浓度点位为 LJ27。

参考文献

- [1] 刘添鑫, 姜浪, 杨红, 等. 一种化学计量学耦合新技术用于钢铁工业区土壤中 11 种多环芳烃的源解析[J]. 分析化学, 2022, 50(5): 791-800.
- [2] 刘柏成, 李法云, 赵琦慧, 等. 禾本科植物修复多环芳烃污染土壤研究进展[J]. 化工进展, 2023, 42(7): 3736-3748.
- [3] 赵立坤, 包仕钰, 郭涛, 等. 焦化污染场地土壤多环芳烃的生物强化协同降解工艺研究[J]. 环境工程技术学报, 2023, 13(5): 1701-1710.
- [4] 丁森旭, 冉宗信, 孙晓霜, 等. 修复多环芳烃污染地块的土壤氧化剂需求量[J]. 深圳大学学报(理工版), 2023, 40(1): 48-55.
- [5] 张施阳. 钢铁厂遗留场地土壤重金属和多环芳烃的污染特征及健康风险评估[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(10): 1336-1342.
- [6] 田靖, 朱媛媛, 杨洪彪, 等. 大型钢铁厂及其周边土壤多环芳烃污染现状调查、评价与源解析[J]. 环境化学, 2013(6): 1002-1008.
- [7] 齐晓宝, 黄沈发, 沙晨燕, 等. 钢铁工业区下风向土壤中多环芳烃污染特征及源解析[J]. 环境科学研究, 2018, 31(5): 927-934.
- [8] 董捷, 黄莹, 李永霞, 等. 北方某大型钢铁企业表层土壤中多环芳烃污染特征与健康风险评估[J]. 环境科学, 2016, 37(9): 3540-3546.
- [9] 张守文, 李咏梅, 王彩, 等. 焦化厂污染土壤中 18 种 PAHs 分布特征及健康风险评估[J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40(2): 266-275.
- [10] 邓维, 龚炯, 徐义邦, 等. 南昌市某工业区表层土壤中多环芳烃污染特征及来源解析[J]. 四川环境, 2023, 42(3): 194-200.
- [11] 黄小辉, 王玉书, 魏立本, 等. 重庆核桃主要产区土壤养分状况及肥力评价[J]. 东北林业大学学报, 2023, 51(1): 88-93, 105.
- [12] 李慧, 韩雅静, 朱晓辉, 等. 基于生物可给性的农用地土壤重金属复合污染非致癌健康风险评估[J]. 环境科学研究, 2023, 36(4): 783-793.
- [13] 王飞, 赵颖. 太原市污灌区农田土壤中多环芳烃污染特征及生态风险评估[J]. 生态环境学报, 2022, 31(1): 160-169.
- [14] QIAO P, WANG S, LEI M, et al. Influencing factors identification and the nested structure analysis of heavy metals in soils in entire city and surrounding the multiple pollution sources[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 449: 130961.
- [15] 刘楠, 唐莹影, 陈盟, 等. 基于 APCS-MLR 和 PMF 的铅锌矿流域土壤重金属来源解析[J]. 中国环境科学, 2023, 43(3): 1267-1276.
- [16] YU G G, ZHANG Z H, YANG G L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Hangzhou: status, distribution, sources, and potential risk[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2014, 186: 2775-2784.
- [17] 任静华, 范健, 何培良, 等. 典型工矿企业周边农田土壤重金属污染评价及来源解析[J]. 环境污染与防治, 2023, 45(6): 855-861, 869.
- [18] 张慧, 郭文建, 朱晨, 等. 不同类型企业周边土壤中多环芳烃来源解析与风险评估[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(4): 28-32.
- [19] QIAO P, WANG S, LI J, et al. Quantitative analysis of the contribution of sources, diffusion pathways, and receptor attributes for the spatial distribution of soil heavy metals and their nested structure analysis in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 882: 163647.
- [20] 李嘉康, 宋雪英, 魏建兵, 等. 沈北新区土壤中多环芳烃潜在风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(12): 2462-2470.
- [21] 屈雅静, 魏海英, 马瑾. 基于 BP 神经网络的北京城区公园土壤 PAHs 含量预测[J]. 环境科学研究, 2020, 33(12): 2864-2871.
- [22] ZHENG H, YANG D, HU T P, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic carbons (PAHs) in sediment core from Honghu Lake, central China: comparison study of three receptor models[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2017, 24(33): 25899-25911.
- [23] 栗钰洁, 王贝贝, 曹素珍, 等. 基于 PMF 的土壤多环芳烃致癌风险定量源解析方法研究: 以太原市为例[J]. 环境科学研究, 2022, 35(8): 1996-2005.
- [24] 温汉辉, 郭源, 胡凡, 等. 东寨港红树林湿地沉积物中多环芳烃的空间分布特征及其来源解析[J]. 安全与环境工程, 2023, 30(2): 194-202.
- [25] MOTELAY-MASSEI A, HARNER T, SHOEIB M, et al. Using passive air samplers to assess urban-rural trends for persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons. 2. seasonal trends for PAHs, PCBs, and organochlorine pesticides[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(15): 5763-5773.
- [26] SIMCIK M F, EISENREICH S J, LIJOY P J. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan[J]. *Atmospheric Environment*, 1999, 33(30): 5071-5079.
- [27] 徐振鹏, 袁珂月, 钱雅慧, 等. 典型煤矿区土壤中多环芳烃类化合物的污染特征[J]. 中国环境科学, 2023, 43(7): 3582-3591.
- [28] 张馥颖, 许明, 周增幸, 等. 长三角工业园区土壤中多环芳烃和邻苯二甲酸酯的污染现状及来源解析[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1077-1085.
- [29] 车凯, 郁金星, 刘克成, 等. 不同毒性评估模型用于变电站场地土壤中多环芳烃健康风险评估比较[J]. 环境工程, 2022, 40(1): 128-134.
- [30] 孙焰, 祁士华, 李绘, 等. 福建省江沿岸土壤中多环芳烃含量、来源及健康风险评估[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(6): 1821-1829.
- [31] 余雪巍, 阎洁, 冯衍, 等. 河南省高速公路中央分隔带土壤多环芳烃污染特征及风险评估[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(2): 373-383.

(责任编辑: 金曙光)

Distribution, sources, and risk assessment of PAHs in the soil of a remaining site around a steel enterprise

WANG Shuo, LI Jiabin, QIAO Pengwei*

Institute of Resources and Environment, Beijing Academy of Science and Technology (Beijing Key Laboratory of Remediation of Industrial Pollution Sites), Beijing 100089, China

*Corresponding author, E-mail: 1598073927@qq.com

Abstract This article took the legacy plot around steel enterprises as the research object, collected and determined 488 soil samples, analyzed the spatial distribution characteristics of 7 types of soil PAHs, quantified the pollution level of soil PAHs, used PMF to trace the source of soil PAHs, and conducted human health risk assessment calculations on 7 types of soil PAHs. The results showed that the average mass concentration of 7 types of PAHs in the study area was lower than the screening value of Class I land of GB36600—2018 Soil Environmental Quality Risk Control Standard For Soil Contamination Of Development Land, and the overall pollution level was not high. 7 types of PAHs exhibited high variability and were subject to human interference. There was a significant positive correlation between the 7 types of PAHs pairwise. Soil PAHs pollution was evaluated using the Nemero comprehensive pollution index method and toxicity equivalent method. Vertically, the degree of PAH pollution in the surface soil (0~1 m) was higher than that in the lower soil (1~2 m). Horizontally, the pollution level of different industrial enterprises showed: model plants>coal storage yards>electrical plants>motor plants>plastic plants>bus stops>thermal plants. The PMF results showed that PAHs in soil mainly came from fossil fuel combustion sources, transportation emissions sources, and corporate emissions sources. According to human health risk assessment calculations, the carcinogenic health risk of five PAHs pollutants, Baa, Bbf, Bap, Inp, and Daa, to the human body exceeded the risk control value of 1.0×10^{-6} . Therefore, it was necessary to remediate these five pollutants. The carcinogenic risk and hazard quotient of coal storage yards and model plants were the most severe, with the maximum mass concentration point at LJ27. This research achievement provided technical support for the remediation and treatment of PAHs contaminated sites.

Keywords steel enterprises; main road line; PAHs; source; risk