

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价[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(12): 2462–2470.

LI Jia-kang, SONG Xue-ying, WEI Jian-bing, et al. Potential risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Shenyang North New Area, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(12): 2462–2470.

沈北新区土壤中多环芳烃潜在风险评价

李嘉康, 宋雪英*, 魏建兵, 郭 畔, 李玉双

(沈阳大学区域污染生态环境修复教育部重点实验室, 沈阳 110044)

摘要:为对区域土壤环境质量和人体健康风险评价提供数据支持,采用均匀网格布点法在沈阳市沈北新区采集了不同利用类型的表层(0~20 cm)土壤样品 101 个,利用超声提取-硅胶柱净化-高效液相色谱检测的方法分析了土壤中美国环保局优先控制的 16 种多环芳烃(PAHs)的含量,并对土壤中 PAHs 潜在的生态风险和健康风险进行了评价。结果表明,沈北新区表土中 PAHs 总量为 123.7~932.5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,与荷兰土壤质量标准相比,城区绿地部分点位 PAHs 含量超标严重,最高达 10 倍以上。内梅罗综合污染指数分析结果显示,研究区有 23.8%的样点达到重度污染级别,空间分布呈现由南向北逐渐递减的显著特征;基于毒性当量因子风险评价法的生态风险评价结果显示,PAHs 毒性当量范围为 1.39~96.41 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值为 (17.96 ± 6.59) $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,整体潜在生态风险较低。对研究区人群分别进行非致癌和致癌风险分析,结果显示:研究区土壤中 PAHs 不会对儿童和成人产生明显的非致癌风险;土壤 PAHs 的致癌风险均低于 10^{-6} ,经口直接摄入 PAHs 是致癌风险最高的暴露途径,且致癌风险较高的区域集中于城区绿地。研究区土壤整体生态风险较低,健康风险较高区域主要集中于人类活动频繁的城区绿地等,建议采取相应管理措施避免人体直接接触该区域土壤。

关键词:沈北新区;多环芳烃;生态风险评价;健康风险评价

中图分类号:X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2017)12-2462-09 doi:10.11654/jaes.2017-0725

Potential risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Shenyang North New Area, China

LI Jia-kang, SONG Xue-ying*, WEI Jian-bing, GUO Pan, LI Yu-shuang

(Key Laboratory of Regional Environment and Eco-Remediation of Ministry of Education, Shenyang University, Shenyang 110044, China)

Abstract: Soil samples were collected from 0~20 cm depth ($n=101$) in 5 land use types in Shenyang North New Area (SNNA), Shenyang, China via a uniform grid layout method. Pollution characteristics, ecological risk, and the health risk of the 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil listed by the Environmental Protection Agency of the United States were measured. Total concentration of the 16 PAHs (TPAHs) in soils of SNNA ranged from 123.7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ to 932.5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Average concentrations of TPAHs in different land use types decreased in the order of urban green land>artificial forest land>community vegetable land>maize land>paddy land. The TPAHs in the green land was the highest, and was over 10 times the relative soil quality standard in the Netherlands. According to Nemerow's Pollution Index, 23.8% of the sampling sites were heavily contaminated with PAHs, and concentrations decreased significantly from south to north. Toxic equivalents of PAHs in SNNA ranged from 1.39 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ to 96.41 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, with a mean value of (17.96 ± 6.59) $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Therefore, the overall potential ecological risk was low. PAHs in the soil of SNNA did not pose significant non-carcinogenic risks to children or adults by non-carcinogenic or carcinogenic risk assessments. Cancer risk models showed that the risk of carcinogenic PAHs in SNNA was $<10^{-6}$, and ingestion had the highest carcinogenic risk for humans. Urban green land soils had the highest carcinogenic risk. This information is important to develop best management practices to reduce the influence of polluted soil on human health.

Keywords: Shenyang North New Area; PAHs; ecological risk assessment; health risk assessment

收稿日期: 2017-05-18 录用日期: 2017-08-24

作者简介: 李嘉康(1993—),男,河南焦作人,硕士研究生,主要从事环境化学研究。E-mail: lijiaokang1993@163.com

* 通信作者: 宋雪英 E-mail: songxy2046@163.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(21377139, 41571092, 21307084); 沈阳市科学事业费竞争性选择项目; 辽宁省教育厅高校杰出青年学者成长计划项目(LJQ2013121)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(21377139, 41571092, 21307084); Competitive Selection Project of Shenyang Scientific Undertaking; Growth Program for Outstanding Young Scholar of the Education Department of Liaoning Province(LJQ2013121)

多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)是一类广泛存在于各种自然环境介质中的持久性有机污染物,具有较强的致癌、致畸和致突变性。环境中 PAHs 的主要来源是化石燃料和木材等的不完全燃烧,而大气干湿沉降、污水灌溉等过程使得土壤成为 PAHs 污染物重要的汇^[1],同时地表径流、挥发等再释放过程又使土壤成为 PAHs 重要的污染源,污染物通过不同的暴露途径进入并聚集在生物体内,最终威胁人类健康^[2-3]。由于 PAHs 具有较强的生态毒性,土壤 PAHs 污染问题已成为国内外面临的重大环境与公共健康问题之一。

风险评价是把环境污染与生态、人体健康联系起来,以风险度作为评价指标描述污染物对生态、人体健康危害的潜在威胁^[4]。近年来,风险评价作为一项重要的环境管理工具被许多国外研究者应用于污染土地的控制与管理中^[5],即在调查清楚区域土壤中污染物含量的基础上,采用统计分析等手段确定污染物对生态、人体健康的潜在危害,从而为控制污染物排放的政策制定提供理论依据。国内在土壤 PAHs 污染风险评价与管理方面的研究起步较晚,研究区域多为大、中型城市或农业用地^[6-8],调查结果均表明土壤 PAHs 污染较严重的区域,特别是受化工企业 PAHs 污染的场地对生态、人体健康潜在威胁较高,需要管理部门充分重视。

沈北新区地处沈阳市区北郊,2011 年获批建设“国家可持续发展实验区”和“国家生态建设示范区”,同时是国务院批准成立的第四个新区。在社会经济高速发展的同时,沈北新区日渐发达的工业和密集的交通

网可能会加重 PAHs 污染物的排放,这些污染物可能通过直接或间接的方式进入人体,对周边生态环境、居民健康构成威胁。然而,以往对沈阳周边地区土壤 PAHs 的调查研究对象主要是污灌区或化工企业旧址^[9-11],对沈北新区这一快速城市化的典型地区的土壤 PAHs 赋存情况和潜在风险分析的研究尚未见报道。为此,本文研究了沈北新区不同土地利用类型表层土壤中 PAHs 的含量分布现状,采用内梅罗综合污染指数和 PAHs 的毒性当量值表征其潜在生态风险;并选用暴露模型分别对儿童和成人进行健康风险分析,综合考虑 PAHs 对人体的致癌和非致癌风险,从而为保障沈北新区居民人体健康和 PAHs 污染排放的控制提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 采样点的布置和样品采集

采用均匀网格布点法在沈北新区共设置 101 个采样点(图 1),其中 21 个样点为水稻田土壤,34 个样点为玉米田土壤,14 个样点为林地土壤,9 个样点为设施菜地土壤,23 个样点为城区绿地土壤。采样方法为梅花布点法,将土壤表层(0~20 cm) 5 个位置的土样混合均匀后去除杂草砾石,取 2 kg 左右装入棕色玻璃瓶中带回实验室;将部分土壤样品冷冻干燥处理后,研磨过 100 目筛,并于冰箱中冷冻保存。

1.2 试剂及仪器

正己烷、二氯甲烷均为分析纯;乙腈为色谱纯;硅胶(80~100 目)在 120 °C 条件下活化 5 h;无水硫酸钠(分析纯)在 500 °C 条件下灼烧 4 h;16 种 PAHs 标准

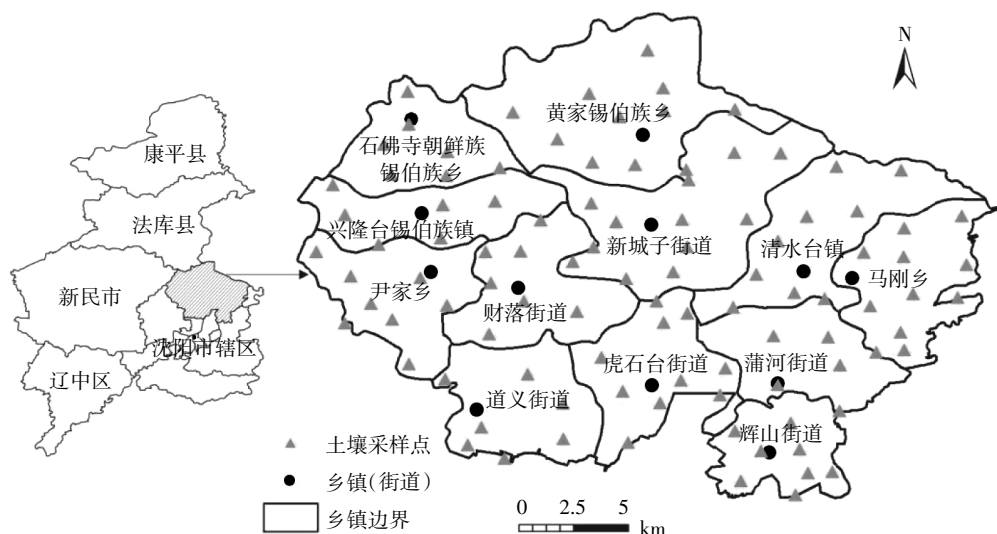


图 1 沈北新区土壤采样点分布示意

Figure 1 Location of sampling sites in Shenyang North New Area

样品:萘(Nap)、蒽(An)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、蒎(Chy)、苯并(a)蒽(BaA)、苯并(k)荧蒽(BkF)、苯并(b)荧蒽(BbF)、苯并(a)芘(BaP)、二苯并(a,h)蒽(DahA)、茚并(1,2,3-cd)芘(InP)、苯并(g,h,i)芘(BghiP)均购自美国 AccuStandard 公司。主要仪器包括:超声波清洗仪(KQ-250,昆山舒美),旋转蒸发仪(RE-52AA,上海亚荣),真空干燥冷冻系统(FDV-1100,日本),高效液相色谱仪[Agilent 1100 型,配有荧光检测器(FLD)和二级阵列检测器(DAD)]。

1.3 土壤样品 PAHs 的提取与净化

采用超声提取-硅胶柱净化法对土壤样品进行前处理^[12]:用万分之一电子天平称取 5 g 土壤样品,置于 150 mL 三角瓶中,加入 15 mL 二氯甲烷浸泡 12 h 后,利用超声清洗仪超声提取 20 min(控制水浴温度不超过 20 ℃),将上清液经盛有无水硫酸钠的漏斗过滤至 150 mL 鸡心瓶,重复超声提取步骤 3 次,合并提取液,使用旋转蒸发仪浓缩至近干,待净化。净化柱为硅胶层析柱,正己烷湿法装柱,层析柱(直径为 8 mm)内依次装入脱脂棉、无水硫酸钠(高约 1 cm)、硅胶(约 12 cm)、无水硫酸钠(约 1 cm)。将提取液用 2 mL 正己烷充分润洗并转移至净化柱,弃去滤液;再利用 8 mL 洗脱液(正己烷:二氯甲烷=1:1)分 4 次淋洗出 PAHs,并接收于 20 mL 鸡心瓶中,旋转蒸发至近干,加入 1 mL 乙腈,充分润洗后转移至进样瓶中,于-4 ℃冰箱中保存,待测。

1.4 PAHs 的测定与质量控制

采用高效液相色谱仪(HPLC)进行分析测定,色谱柱:PAHs 专用柱(250 mm×4.6 μm),美国 Agilent 公司;流速 0.8 mL·min⁻¹;柱温 25 ℃;流动相:超纯水和乙腈,梯度洗脱,停止时间 28 min,后运行时间 3 min;DAD 检测器条件(只检测 InP):检测波长 254 nm、带宽 4 nm,参比波长为 360 nm、带宽 100 nm;FLD 检测器条件(检测除 InP 的其余 15 种)见表 1。

质量保证与控制:以色谱峰的保留时间定性、外

标法峰面积定量,在前述的测试条件下,对实验方法的最低检出限、标准溶液线性方程、相关系数等进行测定,同时进行了方法空白、加标空白、基质加标回收率的测定。在样品测定过程中,每测定 10 个土壤样品,加测 1 次 PAHs 混合标准样品以准确定性,样品重复率为 20%。结果表明,16 种 PAHs 化合物的标准曲线相关系数 r 值均大于 0.999,方法检出限范围为 0.1~0.3 ng·L⁻¹,16 种 PAHs 的回收率为 46.3%~101.8%,平均回收率为 85.9%,测试结果未对 PAHs 回收率进行折算。

1.5 生态风险评价方法

依据荷兰土壤质量标准选取 10 种 PAHs 单体化合物(Nap、Phe、An、Fla、Chy、BaA、BkF、BaP、BghiP、InP),首先采用内梅罗污染指数法^[13](P_N)表征沈北新区土壤中 PAHs 生态风险,根据 P_N 值的大小,将土壤污染划分为 5 个等级,即安全($P_N \leq 0.7$)、警戒线($0.7 < P_N \leq 1.0$)、轻度污染($1.0 < P_N \leq 2.0$)、中度污染($2.0 < P_N \leq 3.0$)和重度污染($P_N > 3.0$),相应的计算公式为:

$$P_N = \sqrt{\frac{(\frac{1}{n} \sum P_i)^2 + P_{i_{\max}}^2}{2}} \quad (1)$$

式中: P_i 为土壤中污染物 i 的污染指数, $P_i = C_i/S_i$, C_i 为污染物 i 的实测含量, S_i 为该污染物的质量标准; $1/n(\sum P_i)$ 为土壤中各污染指数平均值; $P_{i_{\max}}$ 为土壤中各污染指数最大值。

由于低环 PAHs 具有急性毒性,而部分高环 PAHs 化合物具有致癌性^[14],因此选用毒性风险评价法对研究区表土中 PAHs 进行综合生态风险评价。毒性风险评价法^[15]根据 EPA 综合风险信息数据库(IRIS)的数据资料,以具有致癌作用的 BaP 为准,通过 PAHs 各化合物的 BaP 毒性当量因子(Toxic Equivalent Factors,TEF),计算以 BaP 为参照的 PAHs 致癌等效浓度(TEQ_{BaP}), $TEQ_{BaP} = \sum(\text{组分 } i \text{ 的浓度} \times \text{组分 } i \text{ 的毒性当量因子})$,以此对研究区土壤中 PAHs 进行生态风险评价。

1.6 健康风险评价方法

暴露模型^[16]是针对人群暴露于介质中有害因子强度、频率、时间进行测量、估算或预测的过程,再结合剂量-反应关系的相关因子进行计算,依据 USEPA 对 PAHs 致癌性的分类^[17],本研究对 9 种化合物(NaP、Ace、Flu、Phe、An、Fla、Pyr 和 BghiP)进行非致癌风险评价,对 7 种化合物(Chr、BaA、BbF、BkF、BaP、DahA 和 InP)进行致癌风险评价;根据研究区土地利用类

表 1 PAHs 测定的荧光(FLD)波长检测程序

Table 1 Fluorescence wavelength detection program

时间/ min	发射波长/ nm	激发波长/ nm	时间/ min	发射波长/ nm	激发波长/ nm
0	280	330	15.4	270	390
12.2	246	370	17.0	265	380
13.5	250	406	20.0	290	430
14.4	280	450	23.5	290	410

型,采用长期日暴露量(CDI)分别对成人和儿童进行经口直接摄入、皮肤接触和呼吸摄入三种暴露途径的健康风险评价。土壤中 CDI 采用以下公式进行计算^[18]:

经口摄入土壤中 PAHs 的 CDI_{直接摄入}按公式(2)计算:

$$CDI_{直接摄入} = \frac{C_s \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{直接摄入} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (2)$$

经呼吸摄入土壤中 PAHs,其 CDI_{呼吸摄入}公式为:

$$CDI_{呼吸摄入} = \frac{C_s \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{呼吸摄入} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (3)$$

经皮肤接触土壤中 PAHs,其 CDI_{接触摄入}公式为:

$$CDI_{接触摄入} = \frac{C_s \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (4)$$

式中: C_s 为土壤中 PAHs 的 BaP 等效毒性当量值, $mg \cdot kg^{-1}$; BW 为平均体重, kg ; $IR_{直接摄入}$ 为土壤摄取速率, $mg \cdot d^{-1}$; $IR_{呼吸摄入}$ 为呼吸速率, $m^3 \cdot d^{-1}$; EF 为暴露频率, $d \cdot a^{-1}$; ED 为暴露年数, a ; AT 为人均寿命, d ; PEF 为土壤颗粒排放因子, $m^3 \cdot kg^{-1}$; SA 为接触土壤的皮肤面积, cm^2 ; AF 为土壤附着因子, $mg \cdot cm^{-2}$; ABS 为皮肤吸附系数。

1.6.1 非致癌风险评价

一般认为生物体对非致癌物的反应有剂量阈值,低于阈值认为对身体健康没有危害。非致癌风险采用风险指数(Hazard Index, HI)^[19]表示,若 $HI > 1$ 说明污染物会对人体健康产生危害,并随着 HI 值的增加人体的非致癌风险也增加;若 $HI \leq 1$ 说明污染物不会对人体产生明显的非致癌健康影响。其公式为由于暴露造成的长期日污染物摄入量与参考剂量的比值,即:

$$HI = CDI / RfD \quad (5)$$

式中: RfD 为非致癌污染物的参考剂量, $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$,根据人体从土壤中摄取污染物的方式分为 $RfD_{直接摄入}$ 、 $RfD_{呼吸摄入}$ 和 $RfD_{接触摄入}$,各化合物的 RfD 参考 USEPA 及相关资料建议数值^[17-18](表 2)。

1.6.2 致癌风险评价

致癌风险用于表征暴露于该物质下的人群终生癌症潜在发病率,使用致癌风险值^[19](Cancer Risk, CR)表示,一般来说,CR 值低于 10^{-6} 表明致癌风险可以忽略不计,CR 值高于 10^{-4} 时表明会对人体产生致癌风险,可接受的致癌风险范围为 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 。其公式为日均污染物摄入量与致癌斜率因子的乘积,即:

表 2 各目标污染物的 RfD 和 SF 值
Table 2 RfD and SF data of the objective contaminants

PAHs	RfD _{直接摄入}	RfD _{呼吸摄入}	RfD _{接触摄入}	SF _{直接摄入}	SF _{呼吸摄入}	SF _{接触摄入}
Nap	0.02	0.000 8	0.02			
Ace	0.06	0.06	0.06			
Flu	0.04	0.04	0.04			
Phe	0.03	0.05	0.03			
An	0.3	0.3	0.3			
Fla	0.04	0.04	0.04			
Pyr	0.03	0.03	0.03			
Chy				0.007 3	0.043 1	0.007 3
BaA				0.73	0.431	0.73
BbF				0.73	0.431	0.73
BkF				0.073	0.431	0.073
BaP				7.3	4.31	7.3
DahA				7.3	4.7	7.3
BghiP	0.03	0.05	0.03			
InP				0.73	0.431	0.73

注: RfD 为非致癌污染物的参考剂量, $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$; SF 为致癌斜率因子, $kg \cdot d \cdot mg^{-1}$ 。

Note: “ RfD ” means the reference dose for non-carcinogenic contaminants, $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$; “ SF ” means the carcinogenic slope factor, $kg \cdot d \cdot mg^{-1}$ 。

$$CR_{lde} = CDI \times SF \quad (6)$$

$$CR_{hde} = 1 - \exp(-CDI \times SF) \quad (7)$$

式中: SF 为致癌斜率因子, $kg \cdot d \cdot mg^{-1}$,各种 PAHs 化合物的 SF 参考 USEPA 及相关资料建议数值^[17-18](表 2); CR_{lde} 和 CR_{hde} 分别为低剂量暴露风险和高剂量暴露风险,而当致癌风险大于 0.01 时采用式(7)计算。

1.7 数据处理

用 SPSS 17.0 对 PAHs 各组分进行平均值和标准差等数理统计分析;用 ArcGIS 10.2 绘制采样点位图和土壤中 PAHs 内梅罗综合污染指数空间分布图。

2 结果与讨论

2.1 土壤中 PAHs 含量特征

在沈北新区 101 个测试采样点中,共检测到 USEPA 16 种优控 PAHs 中的 15 种(萘烯未被检出)(表 3)。沈北新区表土中 PAHs 总含量(Σ PAHs,下同)范围为 $123.7 \sim 932.5 \mu g \cdot kg^{-1}$ (DW,下同), Σ PAHs 含量平均值为 $(281.8 \pm 136.1) \mu g \cdot kg^{-1}$ 。沈北新区设施菜地、人工林地、城区绿地、水稻田和玉米田土壤中 PAHs 总含量平均值分别为 (291.1 ± 70.5) 、 (375.3 ± 132.6) 、 (326.7 ± 191.3) 、 $(209.9 \pm 74.8) \mu g \cdot kg^{-1}$ 和 $(254.8 \pm 96.9) \mu g \cdot kg^{-1}$,可见在 5 种利用类型土壤中城区绿地和人工林地 PAHs 赋存量较高,其次为设施菜地、玉米田,水

表 3 沈北新区不同土地利用类型土壤中 PAHs 的含量
Table 3 PAHs concentrations in different soils from Shenyang North New Area

化合物	简称	荷兰土壤 质量标准/ μg·kg ⁻¹	菜地(n=9)		林地(n=14)		绿地(n=23)		水稻田(n=21)		玉米田(n=34)	
			平均值/ μg·kg ⁻¹	最大超标 倍数	平均值/ μg·kg ⁻¹	最大超标 倍数	平均值/ μg·kg ⁻¹	最大超标 倍数	平均值/ μg·kg ⁻¹	最大超标 倍数	平均值/ μg·kg ⁻¹	最大超标 倍数
萘	Nap	15	2.1±1.0	0.3	2.9±3.0	0.7	3.0±2.8	0.9	2.1±1.5	0.4	3.6±2.5	0.9
苊	Ace		44.5±5.2	—	44.9±20.7	—	48.2±32.0	—	48.8±11.0	—	45.6±15.4	—
芴	Flu		47.4±6.1	—	50.3±116.9	—	42.0±6.9	—	50.9±8.5	—	46.5±13.6	—
菲	Phe	50	39.7±7.2	0.9	49.8±15.7	1.8	41.5±14.7	1.7	39.9±8.1	1.2	39.8±8.8	1.2
蒽	An	50	2.8±1.1	0.1	3.4±1.7	0.1	3.4±2.8	0.2	2.1±1.0	0.1	2.0±0.9	0.1
荧蒽	Fla	15	29.6±12.3	3.1	43.3±21.0	6.3	38.2±37.8	10.1	16.2±12.3	4.5	22.5±18.4	7.2
芘	Pyr		11.3±5.6	—	15.6±7.9	—	13.6±14.5	—	5.0±5.1	—	8.9±7.5	—
蒾	Chy	20	2.0±1.1	0.2	2.8±1.3	0.3	2.6±2.6	0.5	0.8±0.8	0.2	1.5±1.1	0.4
苯并(a)蒽	BaA	20	61.1±26.0	4.7	87.2±43.4	8.9	74.5±64.6	13.6	24.0±23.2	5.9	48.8±31.9	9.6
苯并(b)荧蒽	BbF		14.7±7.2	—	22.9±11.1	—	18.4±16.8	—	6.3±4.8	—	11.7±7.3	—
苯并(k)荧蒽	BkF	25	7.7±4.2	0.7	10.7±5.3	0.9	9.1±9.1	1.4	2.7±2.7	0.6	5.8±4.4	1.1
苯并(a)芘	BaP	25	7.6±4.7	0.7	9.8±5.3	0.9	9.5±10.3	1.6	2.7±3.2	0.6	5.2±4.4	1.0
二苯并(a,h)蒽	DahA		1.9±1.4	—	2.3±0.9	—	2.8±2.9	—	1.2±0.8	—	1.8±1.1	—
苯并(g,h,i)芘	BghiP	20	9.1±4.2	1.0	12.8±6.1	1.3	9.8±9.7	1.9	3.3±3.1	0.7	6.6±5.0	1.4
茚并(1,2,3-cd)芘	InP	25	9.6±7.5	0.8	16.6±9.9	1.4	10.3±14.1	1.7	3.8±10.5	1.6	4.5±8.5	1.5
ΣPAHs			291.1±70.5		375.3±132.6		326.7±191.3		209.9±74.8		254.8±96.9	

注：“n”为测试土壤样品数量。下同。
Note: "n" means the numbers of tested samples. The same below.

稻田土壤中赋存量最低。

对于土壤中 PAHs 单体选用荷兰土壤质量标准值进行评价, 该标准包含了 10 种 PAHs 单体化合物(Nap、Phe、An、Fla、Chy、BaA、BkF、BaP、BghiP、InP) 的含量限值(表 3), 与之相比, Nap 和 Chy 两种物质在表土中含量相对较低, 且在所有类型的土壤中的最高值均低于控制标准; Fla 和 BaA 两种物质超标相对严重, 其中市区绿地土壤中最大超标倍数分别达到了 10.1 倍和 13.6 倍; 其余 6 种化合物(Phe、An、BkF、BaP、BghiP、InP)在设施菜地土壤中含量较低, 未超过相应标准, 而在其他类型土壤中均有不同程度的超标, 且超标最严重的测试点同样集中于市区绿地土壤。

2.2 土壤中 PAHs 生态风险评价

研究区 101 个采样点 PAHs 内梅罗污染指数(P_N)范围为 0.89~9.97, 其中有 4.0%的样点处于警戒线, 60.4%属于轻度污染级别, 11.9%属于中度污染级别, 23.8%属于重度污染级别。不同利用类型土壤中 P_N 的空间分布情况(图 2)呈现出较明显的特征, 研究区西北部的水稻田和中部的玉米田土壤 P_N 值均较低, 是由于这两种类型土地远离工业区, 表土中所累积的 PAHs 量也较低, 污染状况属于警戒线和轻度污

染级别; 研究区南部的道义街道、虎石台街道、辉山街道和中部的新城子街道属于人口集中地区, 密集的交通线路和工业园区产生较多的 PAHs, 导致以上区域的人工林地和城市绿地土壤中 P_N 相对较高, 尤其是虎石台街道区域内的化工和焦化等产业相对集中, 工业燃煤等产生的 PAHs 沉降累积于表土中, 使得该区域部分土壤处于严重污染级别; 研究区东部的清水台镇和马刚乡虽均属于农村地区, 但由于区域内存在垃圾焚烧站和水泥制造厂, 大部分土壤中 PAHs 也达到了中度污染级别, 其对周边环境尤其是土壤和农产品的质量安全影响同样不能忽视。

然而, 由于不同 PAHs 单体化合物的毒性各不相同, 为了统一量化土壤中 PAHs 的毒性, 采用毒性当量因子(TEF)计算土壤中 PAHs 毒性当量(TEQ_{BaP}) (表 4)。表土中 16 种 PAHs 的总毒性当量(TEQ_{BaP16}) 范围为 1.39~96.41 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 毒性当量平均值为 $(18.25\pm6.64)\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 而 7 种致癌性 PAHs 的 BaP 毒性当量(TEQ_{BaP7c}) 范围为 1.28~95.37 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 毒性当量平均值为 $(17.96\pm6.59)\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在 16 种 PAHs 的 BaP 毒性当量中贡献率最高的化合物为 BaA 和 BaP, 占比分别达 32.3%和 37.5%; 7 种致癌 PAHs 的 BaP 毒性当量占比为 98.4%, 远高于 9 种非致癌性 PAHs

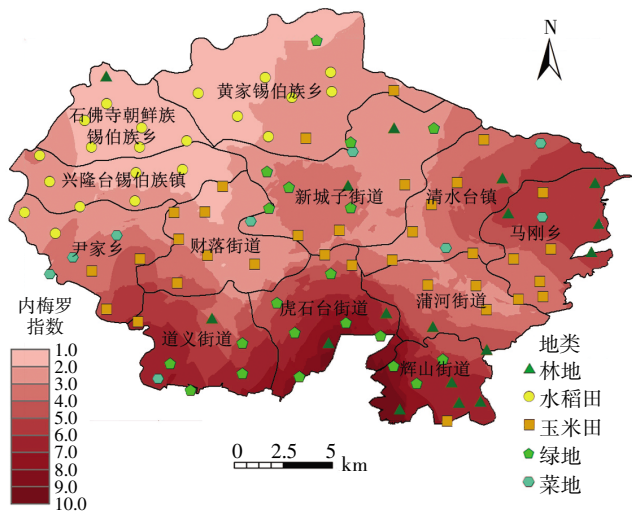


图 2 沈北新区土壤中 PAHs 内梅罗污染指数空间分布
Figure 2 Spatial distribution of Nemerow Pollution Index for PAHs in the soil of Shenyang North New Area

的 TEQ_{BaPo} , 表明 7 种致癌性 PAHs 是 $\Sigma_{16}PAHs$ 毒性的主要贡献者。沈北新区不同利用类型土壤中 PAHs 的总体生态风险较低, 市区绿地和人工林地由于离人类活动区最近, 因而土壤中积累了大量来自工业燃煤、交通尾气等产生的 PAHs, TEQ_{BaP} 值较高, 说明其已具

有一定的潜在生态风险; 设施菜地、玉米田和水稻田地处工业活动较少的中、北部, 土壤中 PAHs 的赋存量较低, 因此 PAHs 的 TEQ_{BaP} 值也均较低, 可认为其基本不具有潜在风险。

与国内其他研究区域相比, 沈北新区水稻田和玉米田中 16 种 PAHs 的总毒性当量 (TEQ_{BaP16}) 平均值分别为 $7.77 \mu g \cdot kg^{-1}$ 和 $14.36 \mu g \cdot kg^{-1}$, 远低于上海市^[20]农村周边土壤 ($87.8 \mu g \cdot kg^{-1}$), 与武汉市^[21]远城区农田土壤 ($13.10 \mu g \cdot kg^{-1}$) 相当; 设施菜地、人工林地和城区绿地中 PAHs 的毒性当量平均值分别为 19.09 、 $26.25 \mu g \cdot kg^{-1}$ 和 $23.82 \mu g \cdot kg^{-1}$, 均略低于天津市^[22]郊区土壤 ($>33 \mu g \cdot kg^{-1}$) 和福州市郊^[23]土壤 ($36.71 \mu g \cdot kg^{-1}$), 整体来看沈北新区表土中 PAHs 对环境生态系统的潜在风险较低。

2.3 土壤中 PAHs 健康风险评价

采用暴露模型进行健康风险评价所涉及的人体生理学指标和土壤颗粒排放指标包括: 体重 (BW)、人均寿命 (AT)、暴露频率 (EF)、暴露年限 (ED)、可能接触土壤的皮肤面积 (SA)、呼吸速率 ($IR_{呼吸}$)、土壤摄取速率 ($IR_{直接}$)、皮肤对土壤的吸附系数 (ABS) 和土壤颗粒排放因子 (PEF)、土壤附着因子 (AF), 这

表 4 沈北新区不同利用类型土壤中 PAHs 的毒性当量 (TEQ_{BaP}) 范围和平均值 ($\mu g \cdot kg^{-1}$)
Table 4 Range and average values of TEQ_{BaP} in different soils of Shenyang North New Area ($\mu g \cdot kg^{-1}$)

PAHs	毒性当量因子 TEF	菜地 (n=9)		林地 (n=14)		绿地 (n=23)		水稻田 (n=21)		玉米田 (n=34)	
		范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值
Nap	0.001	0	0	0~0.01	0	0~0.01	0	0~0.01	0	0~0.01	0
Ace	0.001	0.04~0.05	0.04	0.02~0.09	0.04	0.03~0.19	0.05	0.03~0.07	0.05	0.02~0.10	0.05
Flu	0.001	0.03~0.06	0.05	0.03~0.08	0.05	0.03~0.06	0.04	0.03~0.07	0.05	0~0.08	0.05
Phe	0.001	0.03~0.05	0.04	0.03~0.09	0.05	0.02~0.08	0.04	0.03~0.06	0.04	0.02~0.06	0.04
An	0.01	0.01~0.04	0.03	0.01~0.07	0.03	0.01~0.11	0.03	0.01~0.05	0.02	0.01~0.04	0.02
Fla	0.001	0.01~0.05	0.03	0.01~0.09	0.04	0.01~0.15	0.04	0.01~0.07	0.02	0~0.11	0.02
Pyr	0.001	0~0.02	0.01	0~0.04	0.02	0~0.06	0.01	0~0.03	0.01	0~0.04	0.01
Chy	0.01	0~0.04	0.02	0~0.06	0.03	0~0.10	0.03	0~0.04	0.01	0.01~0.07	0.01
BaA	0.1	0.81~9.49	6.10	1.90~17.74	8.72	1.59~27.26	7.45	0.23~11.75	2.40	2.14~19.21	4.88
BbF	0.1	0.20~2.91	1.47	0.64~4.60	2.29	0.29~6.62	1.84	0.20~2.49	0.63	0.56~4.56	1.17
BkF	0.1	0.10~1.69	0.77	0.29~2.28	1.07	0.13~3.51	0.91	0.07~1.39	0.27	0.26~2.66	0.58
BaP	1	1.06~17.80	7.56	1.87~22.70	9.81	1.23~39.13	9.47	0.55~16.07	2.70	0.14~24.27	5.18
DahA	1	0~4.70	1.87	1.08~4.04	2.30	0.47~14.39	2.79	0.23~3.03	1.16	0~5.18	1.84
BghiP	0.01	0.04~0.19	0.09	0.04~0.27	0.13	0.01~0.37	0.10	0.01~0.15	0.03	0.03~0.29	0.07
InP	0.1	0~2.08	0.96	0~3.60	1.66	0~4.36	1.03	0~3.98	0.38	0~3.79	0.45
Σ_7PAHs		2.16~38.71	18.76	5.79~55.02	25.88	3.71~95.37	23.50	1.28~38.74	7.55	3.11~59.73	14.11
$\Sigma_{16}PAHs$		2.32~39.19	19.05	5.93~55.77	26.25	3.82~96.41	23.82	1.39~39.23	7.77	3.20~60.47	14.36

注: Σ_7PAHs 表示 7 种致癌性 PAHs 之和; $\Sigma_{16}PAHs$ 表示 16 种 PAHs 之和。
Note: Σ_7PAHs means the sum of 7 kinds of carcinogenic PAHs content. $\Sigma_{16}PAHs$ means the sum of the 16 PAHs contents.

些因素受性别、年龄、人种、生活习惯等因素影响较大。人均寿命取 70 年,即 $AT=70\times365\text{ d}=25\,550\text{ d}$;其他参数(表 5)参考 USEPA 推荐值及我国《工业企业土壤环境土壤质量风险评价基准》(HJ/T 25—1999)等资料^[17-18]。

表 5 暴露模型中的参数
Table 5 Parameters used in exposure model

参数	单位	儿童	成人
BW	kg	17.0	57.0
EF	$\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$	250	350
ED	a	6	30
IR 直接摄入	$\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$	200	100
IR 呼吸摄入	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$	10	20
SA	cm^2	2800	5700
ABS	—	0.13	0.13
AF	$\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$	0.20	0.07
PEF	$\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$	1.36×10^9	1.36×10^9

对研究区表土中 PAHs 对儿童和成人的非致癌风险进行评价(表 6),结果表明研究区土壤中 9 种非致癌 PAHs 对儿童和成人的综合非致癌风险指数均值分别为 4.43×10^{-9} 和 8.11×10^{-7} ,均远低于 USEPA 的标准值 1^[24],说明研究区土壤中的 PAHs 不会对人体产生明显的非致癌危害。儿童和成人在三种暴露途径下经口直接摄入 PAHs 的非致癌风险贡献率分别达 73.3%和 69.8%,其次为通过皮肤接触摄入 PAHs,建议研究区中人群避免直接接触土壤;而在 5 种利用类型土壤中,人工林地和城区绿地中 PAHs 对人群非致癌风险相对较高,管理部门需采取相应措施对这两种用地类型土壤加以清理。

表 6 土壤 PAHs 暴露对儿童和成人的非致癌风险
Table 6 Non-carcinogenic risks for children and adults under PAHs exposure

暴露人群	土地类型	HI 直接摄入	HI 呼吸摄入	HI 接触摄入	HI _{total}
儿童	菜地	3.25×10^{-9}	1.30×10^{-13}	1.18×10^{-9}	4.43×10^{-9}
	林地	4.24×10^{-9}	1.75×10^{-13}	1.54×10^{-9}	5.78×10^{-9}
	绿地	3.48×10^{-9}	1.55×10^{-13}	1.27×10^{-9}	4.75×10^{-9}
	水稻田	2.33×10^{-9}	1.09×10^{-13}	8.50×10^{-10}	3.18×10^{-9}
	玉米田	2.95×10^{-9}	1.61×10^{-13}	1.07×10^{-9}	4.03×10^{-9}
成人	菜地	5.07×10^{-9}	8.12×10^{-13}	2.63×10^{-9}	7.70×10^{-9}
	林地	6.62×10^{-9}	1.09×10^{-12}	3.43×10^{-9}	1.01×10^{-8}
	绿地	7.43×10^{-9}	9.72×10^{-13}	2.82×10^{-9}	1.03×10^{-8}
	水稻田	3.65×10^{-9}	6.81×10^{-13}	1.89×10^{-9}	5.54×10^{-9}
	玉米田	4.61×10^{-9}	1.01×10^{-12}	2.39×10^{-9}	7.00×10^{-9}

对研究区表土中 PAHs 对儿童和成人的致癌风险进行评价(表 7),结果表明研究区土壤中 7 种致癌性 PAHs 对儿童和成人的综合致癌风险指数均值分别为 4.20×10^{-8} 和 6.79×10^{-8} ,均低于一般可接受致癌风险值 10^{-6} ^[25],说明表土中 PAHs 不会对人体产生致癌风险。在三种暴露途径下,PAHs 对人体的致癌风险大小顺序依次为经口摄入>皮肤接触>呼吸摄入;其中儿童和成人在呼吸途径暴露下的 CR 值均远小于 10^{-6} ,未超过 USEPA 可接受致癌风险水平,对综合致癌风险值的贡献可以忽略。儿童和成人经口直接摄入土壤 PAHs 的致癌风险值对总致癌风险贡献分别达 73.3%和 65.9%,说明该途径是 PAHs 对人体致癌危害最大的方式;成人经皮肤接触摄入 PAHs 的致癌风险贡献率为 34.1%,考虑到成人在日常工作中长期或不可避免地暴露于 PAHs 污染土壤中,因此皮肤接触对成人的致癌威胁同样不可忽视。

表 7 土壤 PAHs 暴露对儿童和成人的致癌风险
Table 7 Cancer risks for children and adults under PAHs exposure

暴露人群	土地类型	CR 直接摄入	CR 呼吸摄入	CR 接触摄入	CR _{total}
儿童	菜地	3.26×10^{-8}	7.23×10^{-13}	1.19×10^{-8}	4.44×10^{-8}
	林地	4.21×10^{-8}	9.34×10^{-13}	1.53×10^{-8}	5.74×10^{-8}
	绿地	4.19×10^{-8}	9.32×10^{-13}	1.52×10^{-8}	5.71×10^{-8}
	水稻田	1.32×10^{-8}	2.98×10^{-13}	4.81×10^{-9}	1.80×10^{-8}
	玉米田	2.41×10^{-8}	5.41×10^{-13}	8.79×10^{-9}	3.29×10^{-8}
成人	菜地	5.09×10^{-8}	4.52×10^{-12}	2.64×10^{-8}	7.73×10^{-8}
	林地	6.58×10^{-8}	5.84×10^{-12}	3.41×10^{-8}	9.99×10^{-8}
	绿地	3.97×10^{-8}	5.83×10^{-12}	3.39×10^{-8}	7.36×10^{-8}
	水稻田	2.07×10^{-8}	1.86×10^{-12}	1.07×10^{-8}	3.14×10^{-8}
	玉米田	3.77×10^{-8}	3.38×10^{-12}	1.96×10^{-8}	5.73×10^{-8}

人体暴露潜在风险值最高的测试点集中于人工林地和市区绿地土壤,是由于这两种类型土地距离人类生产生活区较近,大量煤制品和石油燃料的燃烧产生的 PAHs,尤其是 BaP、DahA 和 InP 等 5 环、6 环具有致癌性的 PAHs,会累积在表层土壤中,因此其对人体健康的潜在风险最高。沈北新区不仅是新兴的工业制造基地,农产品生产加工业也是其重要的产业之一,研究区内菜地、水稻田和玉米田由于远离人类生活区和交通线路,土壤中沉积的 PAHs 较少,因此对人体致癌风险最低;但由于农村地区成人不可避免地需要在农田中劳作,势必会长时间、高频率地暴露于污染土壤环境中,因此其对人体尤其是成人的健康潜在危害不容忽视。需要指出的是,健康风险评价本身具有一定的不确定性,如暴露频率、摄入量、人群中个

体及模型本身的不确定性等;加之我国目前可用的暴露模型参数十分有限,本文采用的参数部分来自于国外文献、资料^[26],这些因素均会在一定程度上影响评价结果的可靠性。

与国内其他研究区域相比,沈北新区农用地(设施菜地、玉米田和水稻田)土壤中 PAHs 对儿童、成人致癌风险指数分别为 3.18×10^{-8} 和 5.53×10^{-8} , 低于宁波市^[27]农村耕地土壤致癌风险值(3.17×10^{-7}),同时远低于沈抚新城^[28]地区耕地土壤(儿童: 1.31×10^{-5} ,成人: 6.64×10^{-6});绿化用地(城区绿地和人工林地)土壤 PAHs 中对儿童、成人致癌风险指数分别为 5.72×10^{-8} 和 8.68×10^{-8} , 均远低于北京市^[29]绿地土壤(儿童: 1.27×10^{-6} ,成人: 2.53×10^{-6})。因此,整体来看沈北新区表土中 PAHs 对人体健康的潜在威胁较低。

3 结论

(1)沈北新区表土中 PAHs 总含量范围为 123.7~932.5 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 不同利用类型土壤中 PAHs 平均含量由高到低为城区绿地>人工林地>设施菜地>玉米田>水稻田。

(2)沈北新区表土中 PAHs 总毒性当量范围为 1.39~96.41 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 $(18.25 \pm 6.64) \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; 对总毒性当量贡献率最高的化合物为 BaA(32.3%)和 BaP(37.5%), 且 7 种致癌 PAHs 的 BaP 毒性当量浓度占比达 98.4%。内梅罗综合污染指数空间分布特征明显, 且研究区南部人类生产活动、工业密集区域土壤 PAHs 的潜在生态风险明显高于北部农业区。

(3)暴露模型结果表明, 研究区表土中非致癌性 PAHs 对人体潜在危害较低, 但并非绝对无危害。人群通过 3 种途径暴露的致癌风险大小顺序依次为经口摄入>皮肤接触>呼吸摄入; 沈北新区 5 种土地利用类型中人工林地和城区绿地土壤对人体潜在致癌风险最高, 需引起管理部门的重视, 建议对重污染土壤进行定期监测和采取适当的修复措施。

参考文献:

- [1] Song X Y, Hu X J, He M M, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface water of Taizi River, Northeast of China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(10): 8375–8382.
- [2] Grover I S, Sharma R, Singh S, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in some grounded coffee brands[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(8): 6459–6463.
- [3] El N A, El-Sadaawy M M, Khaled A, et al. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments of the Mediterranean: Assessment and source recognition of petroleum hydrocarbons[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(6): 4571–4589.
- [4] USEPA. Guidance on cumulative risk assessment part 1. Planning and scoping[R]. Washington DC: US EPA, 1997.
- [5] 廖 琴, 曾静静, 曲建升. 国外环境与健康发展战略计划及其启示[J]. *环境与健康杂志*, 2014, 31(7): 635–639.
- LIAO Qin, ZENG Jing-jing, QU Jian-sheng. Foreign strategic plan for environment and health development and its enlightenment[J]. *Journal of Environment and Health*, 2014, 31(7): 635–639.
- [6] 张天彬, 万洪富, 杨国义, 等. 珠江三角洲典型城市农业土壤及蔬菜中的多环芳烃分布[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(11): 2375–2384.
- ZHANG Tian-bin, WAN Hong-fu, YANG Guo-yi, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soil and vegetables of Foshan City in the Pearl River Delta[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(11): 2375–2384.
- [7] 余 杰, 鱼红霞, 苑文颖. 城市污泥土地利用多环芳烃(PAHs)生态风险评价研究[J]. *环境科学与管理*, 2014, 39(4): 173–176.
- YU Jie, YU Hong-xia, YUAN Wen-ying. Ecological risk assessment of applying(PAHs) in sewage sludge land[J]. *Environmental Science and Management*, 2014, 39(4): 173–176.
- [8] 栗笑迎. 河南省部分农田土壤及典型农作物中 PAHs 的分布特征及生态、健康风险评价[D]. 新乡: 河南师范大学, 2015.
- LI Xiao-ying. Distribution and ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in crops and farmland from parts of Henan Province[D]. Xinxiang: Henan Normal University, 2015.
- [9] 张 娟, 范书凯, 杜晓明, 等. 浑蒲灌区土壤中多环芳烃的分布及生态响应[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(5): 505–512.
- ZHANG Juan, FAN Shu-kai, DU Xiao-ming, et al. Distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in Hunpu, Liaoning, China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(5): 505–512.
- [10] 曹云者, 施烈焰, 李丽和, 等. 浑蒲灌区表层土壤中多环芳烃的健康风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 542–548.
- CAO Yun-zhe, SHI Lie-yan, LI Li-he, et al. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from Hunpu wastewater irrigated area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2): 542–548.
- [11] Sun L N, Geng Y, Sarkis J, et al. Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in a Chinese brownfield redevelopment site: The case of Shenyang[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 53: 115–119.
- [12] Cao X F, Liu M, Song Y F, et al. Composition, sources, and potential toxicology of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in agricultural soils in Liaoning, People's Republic of China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(3): 2231–2241.
- [13] USEPA. Risk-assessment guidance for superfund. Volume 1. Human health evaluation manual (Part C): Fact sheet[M]. Washington DC: US EPA, 1991.
- [14] 侯艳伟, 张又弛. 福建某钢铁厂区域表层土壤 PAHs 污染特征与风险分析[J]. *环境化学*, 2012, 31(10): 1542–1548.
- HOU Yan-wei, ZHANG You-chi. Assessment on contamination and

- risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in area of steel works in Fujian Province[J]. *Environment Chemistry*, 2012, 31(10): 1542–1548.
- [15] Agarwal T, Khillare P S, Shridhar V, et al. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 163(2/3): 1033–1039.
- [16] 段小丽, 黄楠, 王贝贝, 等. 国内外环境健康风险评估中的暴露参数比较[J]. 环境与健康杂志, 2012, 29(2): 99–104.
- DUAN Xiao-li, HUANG Nan, WANG Bei-bei, et al. Development of exposure factors research methods in environmental health risk assessment[J]. *Journal of Environment and Health*, 2012, 29(2): 99–104.
- [17] USEPA. Exposure factors handbook[M]. Washington DC: Office of Research and Development, US EPA, 1997.
- [18] 环境保护部. HJ 25.3—2014 污染场地风险评估技术导则[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. HJ 25.3—2014 Technical guidelines for risk assessment of contaminated sites[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.
- [19] 陈京都, 戴其根, 许学宏, 等. 江苏省典型区农田土壤中重金属含量与评价[J]. 生态学报, 2012, 32(11): 3487–3496.
- CHEN Jing-du, DAI Qi-gen, XU Xue-hong, et al. Heavy metal contents and evaluation of farmland soil and wheat in typical area of Jiang-su Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(11): 3487–3496.
- [20] 蒋煜峰. 上海地区土壤中持久性有机污染物污染特征、分布及来源初步研究[D]. 上海: 上海大学, 2009.
- JIANG Yu-feng. Preliminary study on composition, distribution and source identification of persistent organic pollution in soil of Shanghai [D]. Shanghai: Shanghai University, 2009.
- [21] 贺小敏, 李爱民, 吴昊, 等. 武汉市远城区农田土壤中多环芳烃的分布特征、来源和风险评估[J]. 环境化学, 2015, 34(11): 2139–2141.
- HE Xiao-min, LI Ai-min, WU Hao, et al. Distribution, source and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in farmland soils in Wuhan suburb[J]. *Environment Chemistry*, 2015, 34(11): 2139–2141.
- [22] 朱媛媛, 田靖, 魏恩琪, 等. 天津市土壤多环芳烃污染特征、源解析和生态风险评估[J]. 环境化学, 2014, 33(2): 248–255.
- ZHU Yuan-yuan, TIAN Jing, WEI En-qi, et al. Characteristics, sources apportionment and ecological risks assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Tianjin, China[J]. *Environment Chemistry*, 2014, 33(2): 248–255.
- [23] 孙焰, 祁士华, 李绘, 等. 福建闽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.
- SUN Yan, QI Shi-hua, LI Hui, et al. Concentrations, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils collected along the banks of Minjiang River, Fujian, China[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(6): 1821–1829.
- [24] Jautzy J, Ahad J M E, Gobeil C, et al. Century-long source apportionment of PAHs in Athabasca oil sands region lakes using diagnostic ratios and compound-specific carbon isotope signatures[J]. *Environmental Science and Technology*, 2013, 47(12): 6155–6163.
- [25] Kamal A, Malik R N, Martellini T, et al. Cancer risk evaluation of brick kiln workers exposed to dust bound PAHs in Punjab Province (Pakistan)[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 493(5): 562–570.
- [26] Kumar B, Verma V K, Sharma C S, et al. Estimation of toxicity equivalency and probabilistic health risk on lifetime daily intake of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban residential soils[J]. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2015, 21(2): 434–444.
- [27] 冯焕银, 傅晓钦, 赵倩, 等. 宁波土壤中多环芳烃的健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(10): 1998–2004.
- FENG Huan-yin, FU Xiao-qin, ZHAO Qian, et al. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Ningbo area, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(10): 1998–2004.
- [28] 王静, 刘明丽, 张士超, 等. 沈抚新城不同土地利用类型多环芳烃含量、来源及人体健康风险评估[J]. 环境科学, 2017, 38(2): 703–710.
- WANG Jing, LIU Ming-li, ZHANG Shi-chao, et al. Concentration, sources and ecological risks of PAHs of different land use types in Shenzhou New City[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(2): 703–710.
- [29] 张娟, 吴建芝, 刘燕. 北京市绿地土壤多环芳烃分布及健康风险评估[J]. 中国环境科学, 2017, 37(3): 1146–1153.
- ZHANG Juan, WU Jian-zhi, LIU Yan. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban green space of Beijing: Distribution and potential risk[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(3): 1146–1153.