

DOI: 10.11766/trxb202412240507

CSTR: 32215.14.trxb202412240507

李玉倩, 李怡佳, 马俊伟. 典型森林和草原生态系统土壤多环芳烃污染现状和源解析[J]. 土壤学报, 2025, 62 (6): 1699–1710.

LI Yuqian, LI Yijia, MA Junwei. Pollution Status and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil of Typical Forest and Grassland Ecosystems[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62 (6): 1699–1710.

典型森林和草原生态系统土壤多环芳烃污染现状和源解析*

李玉倩^{1, 2}, 李怡佳², 马俊伟^{2†}

(1. 中国环境科学研究院环境基准标准与风险管控全国重点实验室, 北京 100012; 2. 北京师范大学环境学院, 北京 100875)

摘 要: 工业化和城镇化过程中排放的污染物通过迁移影响自然生态系统功能。为探究多环芳烃 (PAHs) 这一典型的持久性有机污染物在自然生态系统中的赋存特征和污染来源, 采集了 5 个典型森林、3 个典型草原自然生态系统的土壤样品, 分析了土壤理化性质及 PAHs 含量和组成, 利用特征比值法和正定矩阵因子分解模型对 PAHs 来源进行了解析。结果表明, 草原生态系统土壤总 PAHs 含量范围为 7.11~137.42 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 森林生态系统土壤中总 PAHs 含量范围为 10.87~976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其中, 北京西山森林生态系统土壤的总 PAHs 含量最高, 为 208.82~976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。交通排放源和燃煤源是森林生态系统土壤 PAHs 主要来源, 贡献率分别为 41.6%~55.9%和 18.3%~31.8%; 除张北坝上草原的土壤 PAHs 主要来源为交通排放源外, 其余草原生态系统土壤 PAHs 的主要来源均为燃煤源 (39.6%~50.2%), 草原生态系统的生物质燃烧源对土壤 PAHs 的贡献率高于森林。尽管大多数自然生态系统土壤 PAHs 的污染程度仍较低, 但人类活动对自然生态系统土壤 PAHs 的影响不可忽视, 为了保障自然生态系统功能, 应持续推进污染物减排和环境风险管控。

关键词: 多环芳烃; 污染源解析; 森林生态系统; 草原生态系统; 交通排放源; 燃煤源

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Pollution Status and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil of Typical Forest and Grassland Ecosystems

LI Yuqian^{1, 2}, LI Yijia², MA Junwei^{2†}

(1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China; 2. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: 【Objective】Industrialization and urbanization have led to the emission of pollutants that can migrate and impact the functions of natural ecosystems. Therefore, it is important to understand the environmental behavior and fate of these pollutants as well as the factors influencing their ecotoxicity. This study aims to investigate the characteristics, sources, and environmental impact of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), a class of persistent organic pollutants, in the soil of typical forest and grassland ecosystems. 【Method】Soil samples were collected from five typical forests and three typical grassland ecosystems in

* 国家自然科学基金项目 (52039001, 52470174) 和中国博士后科学基金面上项目 (2023M743341) 共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 52039001 and 52470174), and the Postdoctoral Science Foundation of China (No. 2023M743341)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jwma@bnu.edu.cn

作者简介: 李玉倩 (1992—), 女, 河北秦皇岛人, 博士, 助理研究员, 主要从事污染场地修复及土壤生态学研究。E-mail: li.yuqian@craes.org.cn

收稿日期: 2024-12-24; 收到修改稿日期: 2025-06-24; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-07-21

China. Soil physicochemical properties and PAH concentrations were measured, and the composition of PAHs was analyzed. The source apportionment of PAHs was carried out using diagnostic ratio methods and positive matrix factorization methods. 【Result】 The total PAH concentrations in the soil of grassland ecosystems ranged from 7.11 to 137.42 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, while in forest ecosystems, it ranged from 10.87 to 976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. The highest PAH level (208.82–976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) was detected in Beijing Xishan Forest. Traffic emissions and coal combustion were the main sources of soil PAHs in forest ecosystems, contributing 41.6%–55.9% and 18.3%–31.8%, respectively. In grassland ecosystems, coal combustion was the dominant contributor to the content of PAHs in soil, accounting for 39.6%–50.2%, except in Zhangbei Bashang Grassland, where traffic emissions prevailed. Biomass combustion contributed more to grassland PAHs than to forest soils. 【Conclusion】 Although soil PAH levels in most natural ecosystems remain relatively low, the influence of human activities on PAH pollution in these ecosystems cannot be overlooked. Continuous efforts in pollutant emission reduction and environmental risk management are essential to protect the functions of natural ecosystems.

Key words: Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs); Source apportionment; Forest ecosystems; Grassland ecosystems; Traffic emissions; Coal combustion

工业化和城镇化的快速发展显著增加了污染物的排放,对土壤生态系统健康和可持续性构成了直接威胁^[1]。《全国土壤污染状况调查公报》显示全国土壤的点位超标率为 16.1%,其中,多环芳烃(PAHs)污染点位超标率达到 1.4%^[2],PAHs 因其致癌、致畸、致突变等特征,不仅对生态环境带来严重影响,也对人体健康构成潜在威胁,已成为全球关注的焦点之一。包含 PAHs 在内的多种污染物具有较强的扩散性,可通过迁徙物种、空气、地表径流或地下水流动等途径远距离扩散,在远离污染源的地区沉积并积累^[3-4]。近年来,多项研究在自然生态系统中检测到 PAHs 污染,包括多个自然保护区:黄河三角洲自然保护区的土壤 PAHs 致癌风险值已超过健康管控值,有潜在致癌风险^[5];大湾区淇澳自然保护区、福田自然保护区土壤 PAHs 污染水平分别达到轻度、严重污染程度^[6]。

森林和草原是典型的自然生态系统,为人类提供各种生态系统服务,包括调节生态平衡、保护环境和孕育生物多样性等^[7-8]。全球范围草原面积约为 5 254 万 km^2 ,占土地面积的 40.5% (不包括格陵兰岛和南极)^[9],我国草原面积 265 万 km^2 ,约占国土面积的 27.5%,类型涵盖典型草原、草甸草原、荒漠草原和高寒草甸等^[10]。我国的森林面积为 231 万 km^2 ,森林覆盖率为 24%^[11],森林类型和资源分布受地形、气候等自然条件的影响,各地区存在显著差异。研究表明,草原和森林土壤逐渐受到多种污染物的影响^[12],然而,目前针对我国森林、草原等自然生态系统土壤 PAHs 污染状况及其来源解析的研究仍较

为有限。

PAHs 的主要来源包括天然源和人为源两类:天然源包括燃烧(如火山活动、森林和草原野火等)及生物合成(如沉积物成岩、生物转化过程、微生物、原生动物、藻类和高等植物的合成等)^[13]。人为源主要包括石油产品泄漏、化石燃料和生物质燃烧、机动车尾气、家用炊具排放等^[14]。明确土壤污染来源对于确定污染责任主体、制定适宜的管控措施至关重要。因此,本研究采集了典型森林和草原生态系统的土壤样品,分析土壤中 PAHs 的污染特征,定量识别各生态系统土壤 PAHs 的主要来源,以期为自然生态系统保护及污染防控提供科学依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集

根据气候和植被类型,选取了 5 个森林生态系统和 3 个草原生态系统作为研究对象,分别为帽儿山森林(MEF)、西山森林(XSF)、神农架森林(SNF)、鼎湖山森林(DHF)、西双版纳森林(BNF)、呼伦贝尔草原(HLG)、张北草原(ZBG)和鄂尔多斯草原(ORG)。各采样点地理坐标、海拔、生态系统类型、土壤类型、气候特征如表 1 所示。2021 年,在各生态系统中采集表层土壤样品(0~20 cm)。每个地点设置 6 个样方(5 m×5 m)。去除凋落物层后,使用无菌土壤取样器(内径 5 cm)于每个样方的四个角落及中心共采集 5 个土壤样品,充分混合后形成 1 个混合土壤样品。每个生态系统共获得 6 个混

合土壤样品。采集的土壤样品置于无菌密封袋中，根系、残体和石块等杂质，储存于 4 ℃，用于理化保存在冰盒中带回实验室。取出土壤样品中的植物性质和污染物含量测试。

表 1 典型森林和草原生态系统采样点的地理坐标、生态系统类型、土壤类型和气候特征

Table 1 Geographic coordinates, ecosystem type, soil type, and climatic characteristics of the sampling sites in typical forest and grassland ecosystems

采样地点		纬度	经度	海拔	生态系统类型	土壤类型	年均温	年降水量
Sampling sites		Latitude	Longitude	Altitude/m	Ecosystem type	Soil type	Mean annual temperature/℃	Annual precipitation/mm
森林 Forest	MEF	45.367°N	127.533°E	282	阔叶红松混交林	暗棕壤	3.7	656.4
					Mixed broadleaf-Korean Pine forest	Dark brown soil		
	XSF	39.964°N	116.198°E	107	暖温带落叶阔叶林	山地褐土	12.7	568.1
					Warm temperate deciduous broadleaf forest	Cinnamomi soil		
	SNF	31.764°N	110.685°E	1 502	亚热带常绿阔叶混交林	山地黄棕壤	13.1	951.1
					Subtropical evergreen broadleaf mixed forest	Yellow-brown soil		
	DHF	23.167°N	112.533°E	419	季风常绿阔叶林	赤红壤	23.2	1633
					Monsoon evergreen broadleaf forest	Rhodic Ferralsols		
	BNF	22.022°N	100.878°E	976	热带雨林	砖红壤	24.1	1 139.6
					Tropical rainforest	Ferrallitic Soil		
草原 Grassland	HLG	49.933°N	119.581°E	686	草甸草原	栗钙土	0.0	352.0
					Meadow steppe	Calcic Chernozem		
	ZBG	41.102°N	114.913°E	1 485	典型草原	栗钙土	8.4	275.8
					Typical steppe	Calcic Chernozem		
	ORG	40.038°N	108.841°E	1 441	荒漠草原	栗钙土	4.0	383.7
					Desert steppe	Calcic Chernozem		

注：MEF，帽儿山森林；XSF，西山森林；SNF，神农架森林；DHF，鼎湖山森林；BNF，西双版纳森林；HLG，呼伦贝尔草原；ZBG，张北草原；ORG，鄂尔多斯草原。下同。Note：MEF：Maoer forest；XSF，Xishan forest；SNF，Shennong forest；DHF，Dinghu forest；BNF，Xishuangbanna forest；HLG，Hulunbuir grassland；ZBG，Zhangbei grassland；ORG，Ordos grassland. The same below.

1.2 土壤理化性质测定方法

土壤 pH 的测定使用电极法（水：土质量比为 2.5：1），用校正后的 pH 计（PHS-2F，雷磁，上海）测定。土壤含水率采用重量法测定。风干土壤样品过 120 目筛后，使用元素分析仪（EA3000，Eurovector，意大利）测定全碳和全氮含量。使用元素分析仪（EA3000，Eurovector，意大利）测定土壤有机碳含量。用电感耦合等离子发射光谱仪（ICP-OES，iCAP-7600，Thermo Fisher Scientific，

美国）测定土壤中的全磷含量^[15]。土壤粒径采用激光粒度分析仪（LS13320，Beckman Coulter，美国）测定，按照砂粒 2.00～0.05 mm、粉粒 0.05～0.002 mm、黏粒小于 0.002 mm 分级^[16]。

1.3 土壤 PAHs 含量测试方法

本研究主要测定 16 种优先控制 PAHs，包括萘（Nap）、苊烯（Acy）、苊（Ace）、芴（Flu）、菲（Phe）、蒽（Ant）、荧蒽（Flt）、芘（Pyr）、苯并[a]蒽（BaA）、蒎（Chr）、苯并[b]荧蒽（BbF）、苯并[k]荧蒽（BkF）、

苯并[a]芘 (BaP)、二苯并[a, h]蒽 (DahA)、茚并[1, 2, 3-cd]芘 (IcdP)、苯并[g, h, i]芘 (BghiP)。测定方法采用内标法, 利用气相色谱-质谱联用仪 (GC-MS, Varian 4000, 美国) 测定, 色谱柱为 DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm), 具体分析方法参照文献[17]。测得样品 PAHs 加标回收率范围是 75%~108%, 达到样品测试要求。测试使用的正己烷、二氯甲烷等溶剂均为色谱级, 购自于上海阿拉丁生化科技股份有限公司, PAHs 标准品、氘代 PAHs 内标混合液、二氟联苯等购自坛墨质检科技股份有限公司。

1.4 土壤 PAHs 源解析方法

本研究采用特征比值法与正定矩阵因子分解模

型 (PMF) 对土壤中多环芳烃的污染源进行识别与解析。特征比值法可通过已知污染源的典型比值对污染类型进行初步判断, 而 PMF 模型则基于观测数据分解污染源的组成与贡献率, 适用于复杂环境样品的定量溯源分析^[18]。

1.4.1 特征化合物比值法 特征比值法通过对相对稳定的各类多环芳烃含量比值来解析土壤 PAHs 来源, Flt/ (Flt+Pyr)、BaA/ (BaA+Chr)、Ant/ (Ant+Phe) 和 IcdP/ (IcdP+BghiP) 具有较好的稳定性, 可作为 PAHs 潜在污染源的 特征比值, 已被广泛用于评估 PAHs 的来源^[19]。各比值的取值和对应来源如表 2 所示。

表 2 特征化合物比值代表的多环芳烃 (PAHs) 来源^[19-20]

Table 2 Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) represented by ratios of characteristic compounds^[19-20]

比值 Diagnostic ratio	比值 (n) 范围 Range of ratio	主要来源 Main source
IcdP/ (IcdP+BghiP)	$n < 0.2$	石油源 Petrogenic sources
	$0.2 \leq n < 0.5$	液化化石燃料燃烧源 Liquid fossil fuel combustion
	$n \geq 0.2$	煤或生物质燃烧源 Grass, wood, or coal combustion
BaA/ (BaA+Chr)	$n \leq 0.2$	石油源 Petrogenic sources
	$0.2 < n \leq 0.5$	石油源或燃烧源 Petrogenic sources or combustion
	$n > 0.35$	煤或生物质燃烧源 Grass, wood, or coal combustion
Ant/ (Ant+Phe)	$n < 0.1$	石油源 Petrogenic sources
	$n \geq 0.1$	燃烧源 Pyrogenic sources
Flt/ (Flt+Pyr)	$n \leq 0.4$	石油源 Petrogenic sources
	$0.4 < n \leq 0.5$	液化化石燃料燃烧源 Liquid fossil fuel combustion
	$n > 0.5$	煤或生物质燃烧源 Grass, wood, or coal combustion

注: IcdP, 茚并[1, 2, 3-cd]芘; BghiP, 苯并[g, h, i]芘; BaA, 苯并[a]蒽; Chr, 䓛; Ant, 蒽; Phe, 菲; Flt, 荧蒽; Pyr, 芘。下同。Note: IcdP: Indeno[1, 2, 3-cd]perylene; BghiP, Benzo[g, h, i]pyrene; BaA, Benz[a]anthracene; Chr, Chrysene; Ant, Anthracene; Phe, Phenanthrene; Flt, Fluoranthene; Pyr, Pyrene. The same below.

1.4.2 PMF 法 PMF 是一种受体模型, 可在源未知的情况下使用, 应用非负因子分析方法有效避免分解过程中产生负值, 是定量源解析的有效工具^[18], 已广泛应用在大气环境、水体、沉积物等介质, 在土壤污染源解析中也有有效应用^[14, 21]。模型依据式 (1) 进行源分配, 并使用式 (2) 计算累积残差 Q 作为模型误差的度量:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \tag{1}$$

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{\mu_{ij}} \right)^2 \tag{2}$$

式中, i 为样本数; j 为污染物种类; p 为影响样本的总因子数; X_{ij} 为第 i 个样本中第 j 种污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; g_{ik} 为第 i 个样本中第 k 个源的贡献矩阵; f_{kj} 为每个源的成分矩阵; e_{ij} 为残差矩阵; Q 为累积残差; μ_{ij} 为第 i 个样本中第 j 种污染物的不确定度, μ_{ij} 的计算公式为:

$$\mu_{ij} = \begin{cases} \frac{5}{6} \times \text{MDL} & (c \leq \text{MDL}) \\ \sqrt{(\text{EF} \times c)^2 + (0.5 \times \text{MDL})^2} & (c > \text{MDL}) \end{cases} \quad (3)$$

式中，MDL 为方法检出限，mg·L⁻¹；EF 为不确定百分数，%；c 为每个样本的污染物浓度，mg·L⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 典型森林和草原生态系统土壤理化性质差异
典型森林和草原生态系统土壤理化性质如表 3 所

示。森林土壤的含水率普遍高于草原土壤，这可能与
其较密集的林冠覆盖和较高的土壤有机质含量有关，
从而增强土壤的保水能力^[22]。不同生态系统之间的土
壤养分含量存在差异，其中全磷含量在各生态系统土
壤中差异较小；森林土壤的全碳、全氮和有机碳含量
普遍高于草原土壤，这可能与森林生态系统中较为丰
富的凋落物输入和有机质积累密切相关^[23]。就土壤酸
碱性而言，森林土壤普遍呈酸性，这可能与凋落物分
解过程中产生的有机酸有关；而草原土壤则呈中性至
碱性。各生态系统土壤的质地存在显著差异，这与成
土母质和气候条件有着密切的联系^[24]。

表 3 典型森林和草原生态系统土壤理化性质
Table 3 Soil physicochemical properties of typical forest and grassland ecosystems

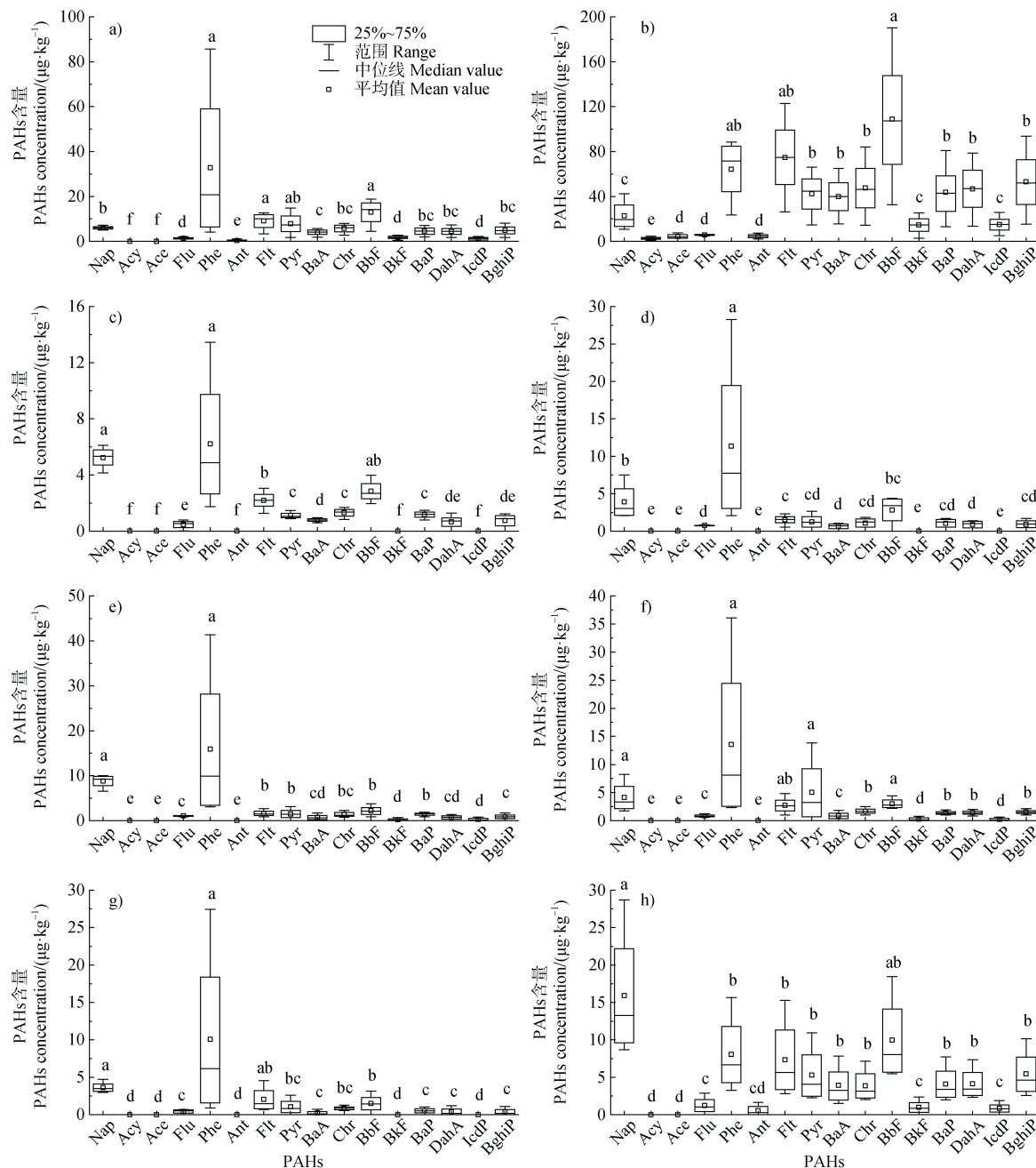
采样地点		含水率	pH	全碳	全氮	全磷
Sampling sites		Moisture/ (g·kg ⁻¹)		Total carbon/ (mg·g ⁻¹)	Total nitrogen/ (mg·g ⁻¹)	Total phosphorus/ (mg·g ⁻¹)
森林 Forest	MEF	189.36±16.24ab	5.28±0.11e	23.52±1.40c	2.17±0.69ab	0.61±0.16a
	XSF	146.90±6.07b	5.88±0.45d	33.44±4.13b	2.77±0.62a	0.35±0.02c
	SNF	19.90±2.35a	7.05±0.20c	58.24±10.55a	2.70±0.60a	0.52±0.22a
	DHF	16.74±2.92b	4.31±0.18f	22.64±10.79cd	1.87±0.84b	0.26±0.07de
	BNF	15.80±4.09b	5.46±0.64e	17.36±6.47d	1.51±0.12b	0.23±0.12e
草原 Grassland	HLG	8.65±2.58c	6.78±1.11c	22.74±6.28cd	2.19±0.43ab	0.43±0.17b
	ZBG	7.26±1.30c	7.97±0.19a	15.32±0.30d	2.11±1.19ab	0.28±0.02d
	ORG	1.52±0.77d	7.36±0.06b	9.97±4.67e	1.11±0.23c	0.44±0.08b
采样地点		有机碳	砂粒	粉粒	黏粒	
Sampling sites		Organic carbon/ (mg·g ⁻¹)	Sand /%	Silt /%	Clay /%	
森林 Forest	MEF	2.09±0.24bc	28.45±0.50d	52.00±0.51b	19.55±0.60c	
	XSF	2.59±0.72b	32.12±0.63c	45.59±3.50c	22.29±2.94b	
	SNF	4.93±1.32a	21.57±0.92f	56.24±1.46a	22.16±1.65b	
	DHF	2.15±1.03b	30.99±0.48c	33.73±1.48e	35.28±1.55a	
	BNF	1.29±0.42d	24.43±0.52e	40.84±0.62d	34.70±1.09a	
草原 Grassland	HLG	1.89±0.39c	30.45±0.78c	48.91±1.26c	20.65±1.00bc	
	ZBG	1.32±0.14d	58.11±1.69b	25.36±1.40f	16.53±2.84d	
	ORG	0.84±0.37e	93.16±1.07a	5.68±0.83g	1.16±0.26e	

注：土壤粒径采用激光粒度分析仪（LS13320，Beckman Coulter，美国）测定，按照砂粒 2.00~0.05 mm、粉粒 0.05~0.002 mm、黏粒小于 0.002 mm 分级。表中数据为平均值±标准差，同列不同字母表示不同生态系统中该指标差异显著（P<0.05）。Note: Soil particle size distribution was determined using a laser diffraction particle size analyzer(LS13320, Beckman Coulter, USA), and was: sand(2.00–0.05 mm), silt (0.05–0.002 mm), and clay (<0.002 mm). The data in the table are mean values ± standard error. Different letters in the same column indicate significant differences at the level of 0.05.

2.2 典型森林和草原生态系统土壤 PAHs 含量与组分分布

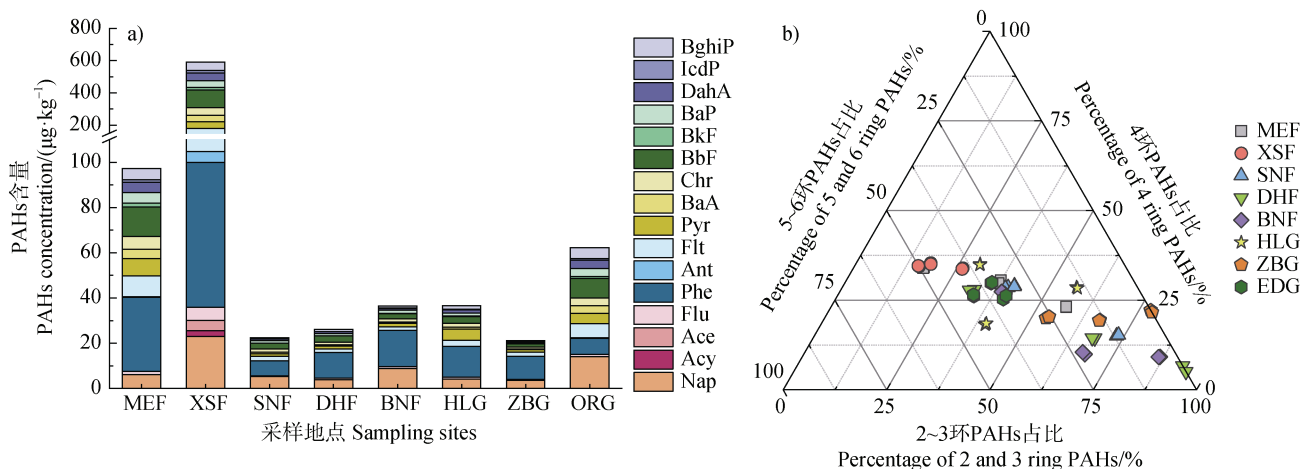
各生态系统表层土中 PAHs 的含量和低、中、高环 PAHs 分布如图 1 和图 2 所示。草原生态系统

土壤总 PAHs (Σ PAHs) 范围为 HLG14.66 ~ 90.21 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、ZBG7.11 ~ 46.86 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、ORG38.46 ~ 137.42 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。森林生态系统土壤 Σ PAHs 范围为 MEF31.81 ~ 164.40 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、XSF208.82 ~ 976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、



注: Nap, 萘; Acy, 苊烯; Ace, 苊; Flu, 苊; BbF, 苯并[b]荧蒽; BkF, 苯并[k]荧蒽; BaP, 苯并[a]芘; DahA, 二苯并[a, h]蒽。图中不同字母表示 PAHs 组分含量差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: Nap: Naphthalene; Acy: Acenaphthylene; Ace: Acenaphthene; Flu: Fluorene; BbF: Benzo[b]fluoranthene; BkF: Benzo[k]fluoranthene; BaP: Benzo[a]pyrene; DahA: Dibenzo[a, h]anthracene. Different letters indicate significant differences between PAH component concentrations at the level of 0.05. The same below.

图 1 典型森林和草原生态系统土壤中 PAHs 组分含量分布 (a. MEF, b. XSF, c. SNF, d. DHF, e. BNF, f. HLG, g. ZBG, h. ORG)
Fig. 1 Distribution of PAH component concentrations in soils of typical forest and grassland ecosystems (a. MEF, b. XSF, c. SNF, d. DHF, e. BNF, f. HLG, g. ZBG, h. ORG)



注：a) 不同生态系统土壤 16 种 PAHs 浓度组成；b) 不同环数 PAHs 百分比。Note: a) Concentrations of 16 PAHs in different ecosystems, b) Percentage of PAHs in different ring numbers.

图 2 不同生态系统采样点土壤中 PAHs 的浓度组成与环数分布特征

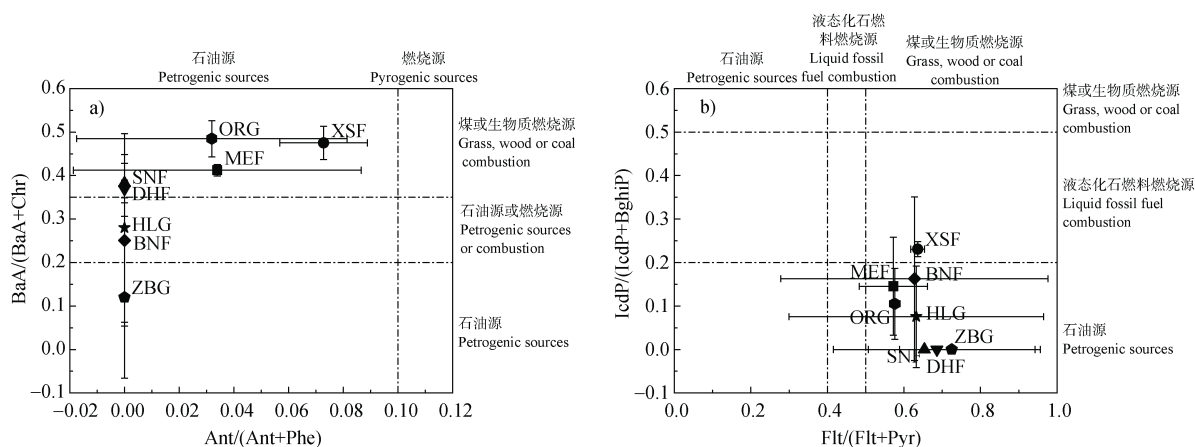
Fig. 2 Concentration composition and ring-based distribution of PAHs in soils from typical forest and grassland ecosystems

SNF18.86~24.80 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、DHF10.87~46.05 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、BNF19.92~60.49 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。MEF、SNF、DHF、BNF 土壤中 Phe 是含量最高的 PAHs；XSF 土壤中 Σ PAHs 含量显著高于其他森林生态系统，并且 4 环以上的 PAHs 含量占比较高，这与 Qu 等^[25]对北京城市公园土壤中 PAHs 含量 (66~6867 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的研究结果一致。这可能是由于 XSF 位于北京，而在超大城市环境中，交通源是 PAHs 的重要来源之一。赵冰帅等^[26]分析了我国路域农田土壤的 PAHs 含量，范围为 86.4~3568 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，高于本研究中自然生态系统森林和草

原土壤；马妍等^[27]汇总了我国近年来表层土壤 PAHs 污染水平，范围为 313.1~1 070.45 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，并呈现显著的区域性特征：东北、西北地区的土壤 PAHs 含量较高，而南方地区的污染则呈现西高东低的趋势。该现象与本研究中各森林、草原土壤中 PAHs 含量的趋势一致。然而，本研究中，除 XSF 外，其他自然生态系统的土壤 PAHs 含量均处于较低的污染水平。

2.3 土壤 PAHs 污染来源解析

典型森林和草原生态系统土壤 PAHs 特征比值如图 3 所示，总体而言， $\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Phe})$ 小于 0.10，



注：a) $\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Phe})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA}+\text{Chr})$ ；b) $\text{FIt}/(\text{FIt}+\text{Pyr})$ 和 $\text{IcdP}/(\text{IcdP}+\text{BghiP})$ ；图中各生态系统 PAHs 特征比值数据表示为平均值与标准差。Note: a) $\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Phe})$ and $\text{BaA}/(\text{BaA}+\text{Chr})$ ；b) $\text{FIt}/(\text{FIt}+\text{Pyr})$ and $\text{IcdP}/(\text{IcdP}+\text{BghiP})$. The diagnostic ratios of PAHs in each ecosystem are presented as mean values (points with different shapes) and standard deviation (error bars).

图 3 典型森林和草原生态系统土壤 PAHs 特征比值

Fig. 3 Diagnostic ratios of PAHs in soils of typical forest and grassland ecosystems

73.3%的 BaA/(BaA+Chr) 大于 0.35, 83.3%的 Flt/(Flt+Pyr) 大于 0.5, 62.2%的 IcdP/(IcdP+BghiP) 小于 0.2。典型森林和草原生态系统土壤 PAHs 主要受石油源和煤或生物质燃烧源的影响, XSF 土壤还受液化化石燃料燃烧的影响, 主要来源于过路车辆的污染物排放 (包括油品泄漏、交通尾气等) [28]。此外, 石油源对自然生态系统的影响较大, 而在以工业为主的城市土壤中, 燃烧源通常是主要的污染源 [19]。

特征比值法可有效推测 PAHs 形成的可能过程, 但是由于形成过程具有较大的不确定性, 仅凭特征比值法无法得出明确结论, 需进一步开展来源的定量分析。为此, 采用 PMF 法进一步定量确定各自然生态系统土壤中 PAHs 的来源。在 PMF 模拟过程中, 为选择最佳因子数, 测试了各生态系统土壤 PAHs 分别选用 3 至 6 个因子时的解析结果, 根据 PMF 运行结果中的 Q 值、残差以及测量值与模拟值之间相关性, 选择了最佳因子数进行分析。其中, MEF 和 BNF 均识别出 3 个因子; SNF 和 DHF 均识别出 4 个因子; ZBG 识别出 5 个因子; XSF、HLG 和 ORG 均识别出 6 个因子。根据 PMF 运算结果中各因子载荷的 PAHs 比例以及各 PAHs 对应的指纹图谱, 综合确定了 PMF 各因子所代表的 PAHs 来源。图 4 展示了各生态系统土壤中 PAHs 通过 PMF 源解析后的指纹图谱, 以及各 PAHs 在源中的负荷大小。

MEF 土壤中 3 个因子对 PAHs 含量的贡献率分别为 26.6%、41.6%和 31.8%。因子 1 中 Nap、Acy、Ace、Flu 等低环 PAHs 载荷较高, 这些 PAHs 与石油挥发泄漏相关, 推测因子 1 为石油挥发泄漏源 [29]; 因子 2 中载荷较高的是 Ant 和高环 PAHs, DahA 和 IcdP 等高环 PAHs 是车辆排放的指示物, 推测因子 2 为交通排放源 [30]; 因子 3 中载荷较高的为 Phe、Flt 和 Pyr, 是燃煤源的典型标志, 推测因子 3 为燃煤源 [31]。类似地, BNF 的 3 个因子贡献率分别为 66.6%、12.4%和 21.0%, 推测因子 1 至因子 3 分别为交通排放源、石油挥发泄漏源和燃煤源。

SNJ 土壤中 4 个因子对 PAHs 含量的贡献率分别为 18.3%、55.9%、13.6%和 12.2%。其中, 因子 1 中 Phe 载荷较高, 推测因子 1 为燃煤源; 因子 2 的中高环 PAHs 载荷较高, 柴油车尾气中的 PAHs 主要以四环为主, 而汽油车尾气中以 5~6 环为主 [4], 推

测因子 2 为交通排放源; 因子 3 中 Nap、BaA 和 IcdP 载荷较高, 一些工业活动, 包括焦炭生产以及煤焦油蒸馏等, 释放热解 PAHs (即 BaA、Chr、IcdP 和 BghiP) 和低分子量 PAHs (如 Nap 和 Acy 等), BaA 为焦炭炉排放的特征指标, 推测因子 3 为焦化源 [30]。因子 4 中, Acy、Ant 和 IcdP 载荷较高, Acy 和 Ant 通常被视为生物质燃烧的标志组分 [32], 推测因子 4 为生物质燃烧源。类似地, DHF 土壤中因子 1 推测为燃煤源, 贡献率为 22.3%, 因子 2 为交通排放源, 贡献率为 45.9%, 因子 3 为石油挥发泄漏源, 贡献率为 19.5%, 因子 4 为生物质燃烧源, 贡献率为 12.4%。

ZBG 土壤中 5 个因子对 PAHs 的贡献率分别为 14.7%、12.3%、27.1%、23.8%和 22.1%。因子 1 中 Nap 和 Flu 载荷最高, 推测为石油挥发泄漏源; 因子 2 中 Ant 和 BkF 载荷最高, Acy 和 Ace 在因子 2 中有中等载荷, 推测为燃煤源 [31]; 因子 3 中 Pyr、DahA、BghiP 载荷较高, 推测为交通排放源 [30]; 因子 4 中 BaA、BbF、BaP 载荷较高, 推测为焦化源; 因子 5 中 Acy、Ant 和 IcdP 载荷较高, 推测为生物质燃烧源。

XSF 土壤的因子 1 贡献率为 2.0%, Flu、Ant 和 BaP 载荷较高, 推测为生物质燃烧源; 因子 2 贡献率为 50.5%, 高环 PAHs 载荷高, 推测为交通排放源; 因子 3 贡献率为 26.5%, Phe 载荷较高, 推测为燃煤源; 因子 4 贡献率为 2.5%, Ace 载荷最高, 符合商业杂酚油的特征, 代表商业杂酚油源 [33]; 因子 5 贡献率为 11.5%, Nap、Acy、Ace 和 Flu 等低环 PAHs 载荷较高, 是石油挥发泄漏源的典型特征 [29]; 因子 6 贡献率为 7.0%, Ace 和 Flu 载荷较高, 推测为焦化源 [30]。类似地, HLG 土壤的 PMF 解析的 6 因子识别及贡献率分别为: 因子 1 (石油源挥发泄漏源) 10.6%, 因子 2 (燃煤源) 39.6%, 因子 3 (汽油源) 18.9%, 因子 4 (商业杂酚油源) 1.7%, 因子 5 (柴油源) 9.4%, 因子 6 (生物质燃烧源) 19.8%。其中, 交通排放中的汽油源主要释放 BbF、Flu、IcdP、Chr、Pyr 和 BaP 等, 柴油源则以 BaA、Chr、IcdP、BkF 为主 [30]。ORG 土壤中 PMF 解析的 6 因子及贡献率分别为因子 1 (生物质燃烧源) 16.1%、因子 2 (石油挥发泄漏源) 11.4%、因子 3 (柴油源) 7.4%、因子 4 (汽油源) 7.1%、因子 5 (焦化源) 7.9%、因子 6 (燃煤源) 50.2%。

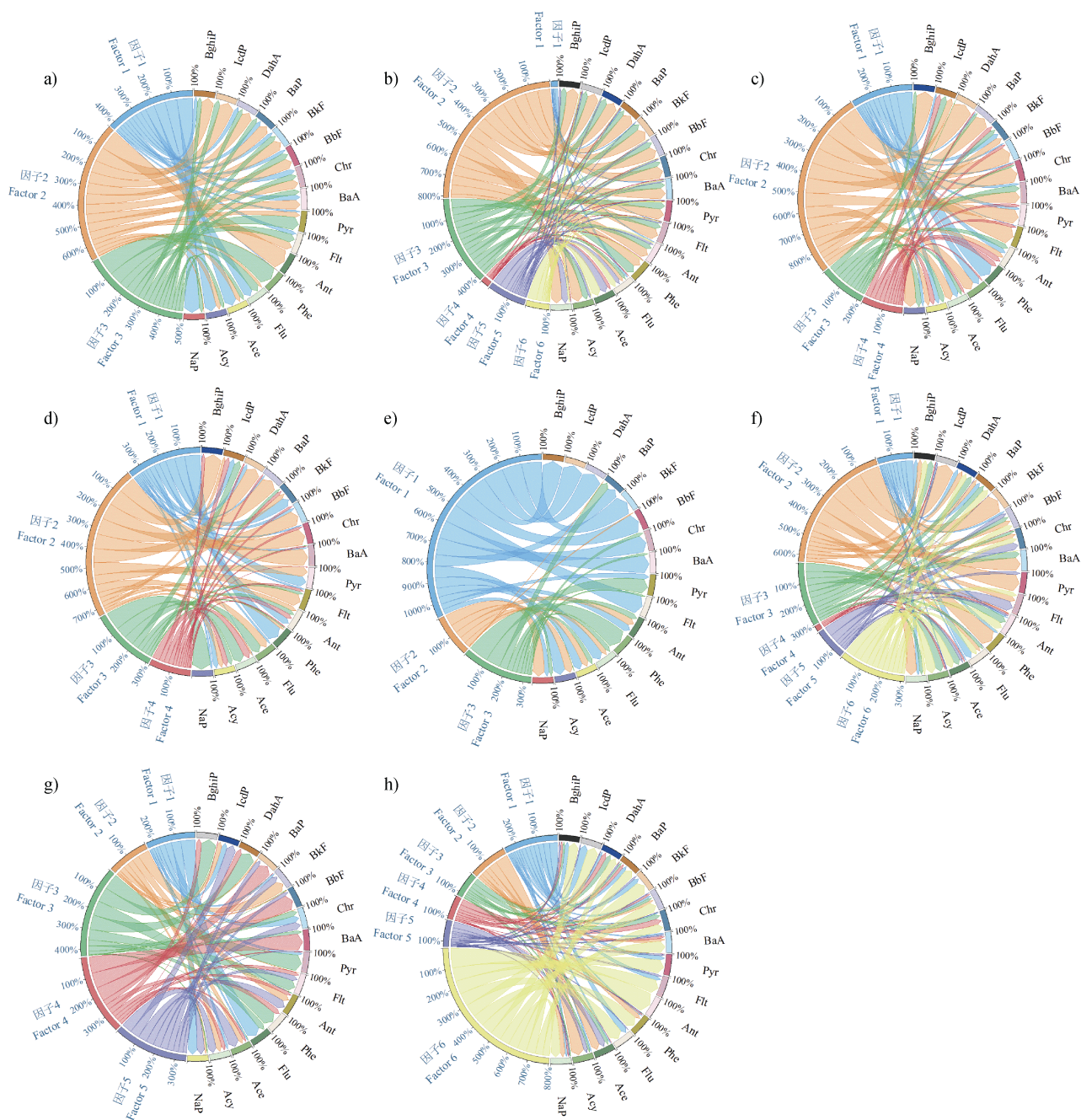


图 4 基于 PMF 模型的典型森林和草原生态系统土壤 PAHs 源贡献率 (a. MEF, b. XSF, c. SNF, d. DHF, e. BNF, f. HLG, g. ZBG, h. ORG)

Fig. 4 Source contribution of PAHs in soils of typical forest and grassland ecosystems based on the PMF models (a. MEF, b. XSF, c. SNF, d. DHF, e. BNF, f. HLG, g. ZBG, h. ORG)

综上所述, 8 个典型自然生态系统均受到较多人为源影响, 尤其是森林生态系统土壤, 主要受到交通排放的强烈影响, 贡献率 41.6%~55.9%; 其次是燃煤源, 贡献率 18.3%~31.8%; MEF 地区石油挥发泄漏源贡献率在研究的生态系统中最高, 这可能与黑龙江省较高的石油储量以及石油开采和利用

活动有关^[26]。HLG 和 ORG 土壤 PAHs, 燃煤源贡献率最高, 分别为 39.6%和 50.2%; 而交通排放源对 ZBG 土壤 PAHs 的贡献率最高, 为 27.1%。该现象可能与 HLG 地区较低的平均温度和较高的煤炭采暖需求密切相关, 这与 Sun 等^[34]研究发现的呼伦湖沉积物中燃煤源占比最高的结果一致。ORG 位于鄂

鄂尔多斯, 是重要的能源战略基地和工业城市, 鄂尔多斯的煤炭产量约占全国的六分之一, 煤炭的开采、加工和利用导致燃煤源 PAHs 占比较高; 而 ZBG 位于京津冀经济带, 交通密集且旅游业发达, 因此交通排放源贡献较高。此外, 草原生态系统土壤中生物质燃烧源对 PAHs 贡献率较高, 为 16.1%~22.1%, 高于森林生态系统。森林火灾和草原火灾均为 PAHs 的生物质燃烧源, 而草原相对距离耕地更近, 秸秆焚烧等活动对草原土壤 PAHs 的影响较大^[35]。

通过特征比值法与 PMF 模型, 识别并定量解析了典型自然生态系统土壤 PAHs 的主要污染来源。结果表明, 森林和草原生态系统已受到人为活动的显著影响。污染源解析结果有助于厘清污染物的输入路径与主导成因, 进一步指导区域生态保护策略的制定, 提高污染治理的精准性与生态保护的有效性。未来可结合稳定同位素和生物标志物等技术, 进一步深化污染来源识别, 增强源解析的机制解释。

3 结 论

不同生态系统土壤 PAHs 总含量差异显著, 草原生态系统土壤的 16 种 PAHs 含量范围为 7.11~137.42 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 森林土壤 PAHs 污染水平为 10.87~976.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。西山森林因位于超大城市受交通排放影响, 土壤 PAHs 含量高于其他生态系统。森林生态系统土壤 PAHs 的主要来源为交通排放源和燃煤源, 贡献率分别为 41.6%~55.9%和 18.3%~31.8%; 草原生态系统中, 张北草原土壤 PAHs 主要来源于交通排放源, 而其他草原土壤则以燃煤源为主, 贡献率为 39.6%~50.2%。此外, 草原生态系统的生物质燃烧源贡献率高于森林。研究揭示了不同类型自然生态系统土壤中 PAHs 的分布特征及其污染来源差异, 为厘清污染物主导成因提供了科学依据, 有助于指导区域生态保护策略的制定与污染治理的精准化实施。

参考文献 (References)

- [1] O'Riordan R, Davies J, Stevens C, et al. The ecosystem services of urban soils: A review[J]. *Geoderma*, 2021, 395: 115076.
- [2] Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China. Report on the national general survey of soil contamination [EB/OL]. [2025-06-03]. <https://www.gov.cn/foot/site1/20140417/782bcb88840814ba158d01.pdf>. [中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL]. [2025-06-03]. <https://www.gov.cn/foot/site1/20140417/782bcb88840814ba158d01.pdf>.]
- [3] Gong P, Xu H, Wang C F, et al. Persistent organic pollutant cycling in forests[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2 (3): 182—197.
- [4] Wei L J, Lv J Y, Zuo P J, et al. The occurrence and sources of PAHs, oxygenated PAHs (OPAHs), and nitrated PAHs (NPAHs) in soil and vegetation from the Antarctic, Arctic, and Tibetan Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 169394.
- [5] Zhang K Y, Liu Z H, Wang Y H, et al. Risk assessment and spatial characteristics of PAHs in soils in the Yellow River Delta nature reserve[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2022, 31 (11): 2198—2205. [张楷悦, 刘增辉, 王颜昊, 等. 黄河三角洲自然保护区土壤 PAHs 的风险评估和空间特征[J]. *生态环境学报*, 2022, 31(11): 2198—2205.]
- [6] Wu Y N, Jiang B W, Zou Y, et al. Influence of bacterial community diversity, functionality, and soil factors on polycyclic aromatic hydrocarbons under various vegetation types in mangrove wetlands[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 308: 119622.
- [7] Barreiro A, Fox A, Jongen M, et al. Soil bacteria respond to regional edapho-climatic conditions while soil fungi respond to management intensity in grasslands along a European transect[J]. *Applied Soil Ecology*, 2022, 170: 104264.
- [8] Wang J, Lu H F, Lin Y B, et al. Dynamics of community structure and bio-thermodynamic health of soil organisms following subtropical forest succession[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 280: 111647.
- [9] Zhao Y Y, Liu Z F, Wu J G. Grassland ecosystem services: A systematic review of research advances and future directions[J]. *Landscape Ecology*, 2020, 35 (4): 793—814.
- [10] Chen T, Bademu Q Q G, Dong X, et al. Effects of heavy grazing on soil microbial diversity and its drivers in different types of grasslands[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2025, 70 (11): 1601—1611. [陈焘, 巴德木其其格, 董鑫, 等. 不同类型草原重度放牧对土壤微生物多样性的影响及其驱动因素[J]. *科学通报*, 2025, 70 (11): 1601—1611.]
- [11] Office of the National Greening Committee. Bulletin on the State of China's Land Greening in 2022[EB/OL]. [2025-06-03]. https://www.gov.cn/xinwen/2023-03/20/content_5747510.htm. [全国绿化委员会办公室. 2022 年中国国土绿化状况公报 [EB/OL]. [2025-06-03]. https://www.gov.cn/xinwen/2023-03/20/content_5747510.htm.]

- [12] Dai S, Zhou Q, Yang Y D, et al. Increasing contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in Chinese soils[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 368: 122268.
- [13] Haritash A K, Kaushik C P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169 (1/2/3): 1—15.
- [14] Jiang C L, Zhao D S, Chen X, et al. Distribution, source and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in groundwater in a coal mining area, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 136: 108683.
- [15] Li Y Q, Ma J W, Li Y J, et al. Microbial community and enzyme activity respond differently to seasonal and edaphic factors in forest and grassland ecosystems[J]. *Applied Soil Ecology*, 2024, 194: 105167.
- [16] Wu K N, Zhao R. Soil texture classification and its application in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (1): 227—241. [吴克宁, 赵瑞. 土壤质地分类及其在我国应用探讨[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (1): 227—241.]
- [17] Li Y J, Ma J W, Li Y Q, et al. Nitrogen addition facilitates phytoremediation of PAH-Cd cocontaminated dumpsite soil by altering alfalfa growth and rhizosphere communities[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150610.
- [18] Liu H B, Qu M K, Zhang J L, et al. Research progress in source apportionment of soil pollutants[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2021, 13 (1): 1—6. [刘宏波, 瞿明凯, 张健琳, 等. 土壤污染物源解析技术研究进展[J]. *环境监控与预警*, 2021, 13 (1): 1—6.]
- [19] Xie T, Wang M E, Jiang R, et al. Comparative study on anthropogenic impacts on soil PAHs: Accumulation and source apportionment in tourist and industrial cities in Hebei Province, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 168435.
- [20] Liu Z J, Teng Y, Huang B, et al. Distribution and sources analysis of PAHs in farmland soils in areas typical of the Yangtze River Delta, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (6): 1110—1117. [刘增俊, 滕应, 黄标, 等. 长江三角洲典型地区农田土壤多环芳烃分布特征与源解析[J]. *土壤学报*, 2010, 47 (6): 1110—1117.]
- [21] Zhou S Z, Wang X Y, Yang Y, et al. Distribution and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) with PCA-MLR and PMF methods in the topsoil of Chengdu at SW, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 908: 168263.
- [22] Greiser C, Hederová L, Vico G, et al. Higher soil moisture increases microclimate temperature buffering in temperate broadleaf forests[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2024, 345: 109828.
- [23] Li Y J, Ma J W, Li Y Q, et al. Spatiotemporal variations in the soil quality of agricultural land and its drivers in China from 1980 to 2018[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 892: 164649.
- [24] Liu F, Zhang G L, Song X D, et al. High-resolution and three-dimensional mapping of soil texture of China[J]. *Geoderma*, 2020, 361: 114061.
- [25] Qu Y J, Gong Y W, Ma J, et al. Potential sources, influencing factors, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface soil of urban parks in Beijing, China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114016.
- [26] Zhao B S, Wu Y F, Li S X, et al. Characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contamination in roadside farmland soils of China[J]. *Environmental Science*, 2025, 46 (2): 1076—1088. [赵冰帅, 吴怡霏, 李素鑫, 等. 中国路域农田土壤多环芳烃污染特征和风险评价[J]. *环境科学*, 2025, 46 (2): 1076—1088.]
- [27] Ma Y, Cheng L, Ruan Z Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil of China (2000-2020): Temporal and spatial distribution, influencing factors[J]. *Environmental Science*, 2021, 42 (3): 1065—1072. [马妍, 程芦, 阮子渊, 等. 近 20 年中国表层土壤中多环芳烃时空分布特征及源解析[J]. *环境科学*, 2021, 42 (3): 1065—1072.]
- [28] Pang L, Zhang S W, Wang L J, et al. Pollution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of Wei River[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2021, 80 (5): 203.
- [29] Liu Y G, Gao P, Su J, et al. PAHs in urban soils of two Florida cities: Background concentrations, distribution, and sources[J]. *Chemosphere*, 2019, 214: 220—227.
- [30] Wang C H, Wu S H, Zhou S L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: Concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 527: 375—383.
- [31] Liu Z L, Zheng T, Chen Q Y, et al. Identification and health risk evaluation of soil contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons at shale gas extraction sites based on positive matrix factorization[J]. *Chemosphere*, 2024, 356: 141962.
- [32] Dong Y, He X L, Zhang Y N, et al. Pollution characteristics and quantitative analysis of health risk sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Kuye

- River of energy and chemical industry base[J]. *Environmental Science*, 2025, 46 (7): 4285—4295. [董颖, 何新林, 张亚宁, 等. 能源化工基地窟野河多环芳烃污染特征及健康风险源定量解析[J]. *环境科学*, 2025, 46 (7): 4285—4295.]
- [33] Chen P. Source identification and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in road green belts soil of urban districts in Shanghai[J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2020, 61 (7): 1380—1383. [陈平. 上海市城区道路绿化带土壤多环芳烃来源识别与解析[J]. *浙江农业科学*, 2020, 61 (7): 1380—1383.]
- [34] Sun H J, Sun L, Zang S Y. Pollution history, source and transport path for PAHs in dated sediment cores from four lakes in Northern China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 374: 133994.
- [35] Yang H Y, Yue B, Yan Z Y, et al. Emission characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during rural solid waste (RSW) and straw mixed burning[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(5): 1626—1632. [杨惠媛, 岳波, 晏卓逸, 等. 村镇生活垃圾与秸秆混合焚烧过程中多环芳烃 (PAHs) 释放特征[J]. *环境科学学报*, 2019, 39 (5): 1626—1632.]

(责任编辑: 陈荣府)