

## شناسایی و تعیین محتوی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) در گردوغبار خانگی شهر خرم‌آباد

نعمت دالوند، سهیل سبحان اردکانی\*، مریم کیانی صدر، مهرداد چراغی و بهاره لرستانی<sup>۱</sup>

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۱۸؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۱۴)

### چکیده

از آنجا که افراد زمان زیادی را در فضاهای سرپسته و به‌ویژه داخل خانه سپری می‌کنند، بنابراین، احتمال مواجهه آنها با هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) به‌عنوان آلاینده‌های محیط داخلی با قابلیت ناهنجاری‌زایی، جهش‌زایی و سرطان‌زایی بسیار زیاد است. بنابراین، این مطالعه با هدف شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار محیط داخلی برخی منازل مسکونی شهر خرم‌آباد در سال ۱۳۹۸ انجام شد. بدین منظور، در مجموع ۵۰ نمونه گردوغبار از ۱۰ مکان نمونه‌برداری منتخب جمع‌آوری شد و پس از استخراج آنالیت‌ها، نسبت به شناسایی و تعیین مقادیر ایزومرهای PAH با استفاده از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) اقدام شد. پردازش آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد. یافته‌ها بیانگر شناسایی ۱۶ ایزومر PAH دارای اولویت در نمونه‌ها با کمینه، بیشینه و میانگین مقادیر مجموع به‌ترتیب برابر با ۱۴/۰، ۲۳/۳ و ۱۹/۲ میکروگرم در کیلوگرم بود. از طرفی، نتایج نشان داد که میانگین مقادیر هر ۱۶ ترکیب PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری وزارت بهداشت، رفاه و ورزش آلمان و همچنین سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری ( $p < 0.05$ ) داشته و برای همه ایزومرها از حد مجاز کوچک‌تر بوده است. با توجه به مخاطرات ناشی از مواجهه با ترکیبات PAH، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشأیابی و پایش دوره‌ای این آلاینده‌ها در نمونه‌های محیط زیستی همچون خاک، رسوب، گردوغبار، ذرات معلق، آب، هوا و بافت‌های بدن و تلاش برای کنترل منابع تولید و کاهش انتشار آنها با هدف حفظ سلامت محیط و شهروندان توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: اثر سوء سلامتی، بیشینه رواداری، گردوغبار خانگی، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، خرم‌آباد

۱. گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

\*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: s\_sobhan@iauh.ac.ir

## مقدمه

امروزه، رشد بی‌رویه جمعیت بشر و به‌دنبال آن توسعه شهرنشینی و فعالیت‌های صنعتی، معدنی، کشاورزی و خدماتی در سرتاسر جهان به تخریب و آلودگی محیط زیست و در نتیجه برهم خوردن تعادل و توازن طبیعت منجر شده است (۴۵ و ۴۶). فرایندهای طبیعی و به‌ویژه فعالیت‌های بشری به‌عنوان منابع انتشار آلاینده‌های محیط زیستی مهم‌ترین عوامل آلوده کننده آب، خاک و هوا و تهدید کننده سلامت محیط و زیست‌مندان در مقیاس جهانی محسوب شده و در این بین فعالیت‌های صنعتی (منابع کانونی) و کشاورزی و حمل و نقل (منابع غیرکانونی)، بیشترین سهم را در تولید انواع آلاینده‌ها ایفا می‌کنند (۲۱ و ۲۹). از این‌رو، ارزیابی مخاطره انواع آلاینده‌ها امری ضروری و حیاتی محسوب می‌شود.

ذرات گردوغبار به‌عنوان شاخه‌ای از مواد آلاینده با تنوع و پیچیدگی بسیار زیاد به ذرات طبیعی یا مصنوعی جامد ریز قابل تنفس (Fine Inhalable Particles) یا درشت غیرقابل تنفس (Large Particles) ناشی از عملیات سایش، خرد کردن، انفجار و ضربه زدن اطلاق می‌شود (۴۸) که ذرات درشت گردوغبار حداکثر می‌توانند به داخل بینی، دهان و حلق راه پیدا کنند. اما ذرات ریز می‌توانند به نقاط عمیق‌تر و نواحی حساس مجرای تنفسی و ریه نفوذ کرده و دارای اثرات بالقوه مهمی بر سلامت انسان‌ها باشند (۴۷).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای به دو دسته ترکیبات با وزن مولکولی کم (Low Molecular Weight: LMW-) (PAHs) یعنی کوچک‌تر از ۲۰۲ گرم در مول و شامل نفتالن (NAPH)، اسنافتیلن (ACY)، اسنافتن (ACE)، فلورین (FLU)، فنانترون (PHE)، آنتراسن (ANT)، فلورانتن (FULA)، پایرن (PYR)، بنزو (آلفا) آنتراسن (BaA) و همچنین کرایسن (CHR) و ترکیبات با وزن مولکولی زیاد (High Molecular Weight: HMW) یعنی برابر یا بزرگ‌تر از ۲۰۲ گرم در مول و شامل بنزو (بتا) فلورانتن (BbF)، بنزو (کا) فلورانتن (BkF)، بنزو (آلفا) پایرن (BaP)، دی بنزو (آ، اچ) آنتراسن (DahA)، بنزو

(جی، اچ، آی) پرپیلن (BghiP) و ایندن (۳، ۲، ۱ سی.دی) پایرن (IcdP) تقسیم می‌شوند که ترکیبات HMW در مقادیری که در محیط وجود دارند، از سمیت کمتری برخوردار بوده، اما احتمال دارد که در موجودات عالی، ناهنجاری‌زا، جهش‌زا و سرطان‌زا باشند (۶، ۳۵ و ۴۳). ترکیبات PAH یا از طریق منابع طبیعی (آتش‌سوزی جنگل‌ها و فعالیت‌های آتشفشانی) و یا توسط منابع مصنوعی تولید شده و به محیط وارد می‌شوند که منابع مصنوعی تولید آنها خود شامل دو دسته پیروژنیک (Pyrogenic) یعنی ترکیبات ناشی از سوزاندن زیست‌توده و پتروژنیک (Petrogenic) ترکیبات ناشی از فرآورده‌های نفتی شامل نفت سفید، بنزین، گازوئیل، روغن‌های روان‌کننده و آسفالت هستند (۹). لازم به ذکر است که از بین بیش از ۱۰۰ نوع ترکیب PAH شناسایی شده، فقط ۱۶ ایزومر به دلیل ایجاد مخاطرات بهداشتی همچون رشد ناقص جنین (۲۲)، بروز بیماری‌های قلبی (۲)، چاقی و دیابت (۳۹ و ۵۵) و اختلالات تولید مثلی، عصبی، ایمنی و سلولی (۳۷) و به‌علاوه پایداری در محیط، توسط آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا به‌عنوان ترکیبات آلاینده دارای اولویت (Priority Pollutants) معرفی شده‌اند (۳۴).

از آنجا که، مواجهه مداوم خاک/رسوب/ذرات گردوغبار با انواع آلاینده‌های آلی و معدنی و برقراری پیوند با آنها نمایانگر ظرفیت بالای انباشت ترکیبات آلاینده توسط این محیط‌ها به‌عنوان مخازن (Sink) مهم و منابع بالقوه انتقال آلودگی به سایر بخش‌های زیست‌سپهر به‌شمار رفته و خاک/رسوب/ذرات گردوغبار را به شاخص‌های مناسبی برای ارزیابی آلودگی و خطرات محیط‌زیستی یک منطقه تبدیل کرده است، لذا، بررسی و شناسایی آلاینده‌ها در این اجزای محیط بسیار حائز اهمیت است. در این خصوص، مطالعه آلودگی گردوغبار محیط داخلی به آلاینده‌های آلی به دلیل اینکه شهروندان زمان زیادی از زندگی خود را در مکان‌های سر بسته سپری کرده و از این‌رو احتمال قرارگرفتن آنها در معرض ذرات گردوغبار حاوی ترکیبات آلی سرطان‌زا به‌ویژه انواع PAH بسیار بالاست، از اهمیت بسزایی برخوردار است.

گرم با استفاده از برس پلی اتیلنی برداشت و پس از انتقال به فویل آلومینیومی به آزمایشگاه منتقل و بلافاصله منجمد (Freeze-dried) شدند. نقشه موقعیت استقرار مکان‌های منتخب در شکل ۱ نشان داده شده است.

### آنالیز دستگاهی نمونه‌های گردوغبار

در این پژوهش، مواد شیمیایی و معرف‌ها با درجه خلوص بالا (High Purity) از شرکت‌های سیگما-آلدیچ اسپانیا و مرک آلمان خریداری شدند. همچنین، به منظور سترون کردن ظروف مورد استفاده، ابتدا نسبت به شستشوی ظروف با آب دوبار تقطیر و پس از آن، به ترتیب متانول، استون و n-هگزان اقدام شد و در نهایت ظروف به مدت ۲۴۰ دقیقه در آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند.

استخراج (Extraction)، جداسازی (Separation) و پاکسازی (Clean-up) ایزومرهای PAH از نمونه‌ها در دو مرحله کروماتوگرافی ستونی (Column Chromatography) و کروماتوگرافی گازی (Gas Chromatography) با استفاده از دستگاه GC-MS مدل ۷۸۹۰ ساخت شرکت آجیلنت آمریکا واجد ستون مویرگی سیلیس ذوب شده (DB-5 30m×0.25mm×0.25μm) همراه با طیف‌سنج جرمی مدل ۵۹۷۳ آجیلنت در حالت مانیتورینگ یون انتخابی (Selective Ion-Monitoring: SIM) برای جداسازی انجام شد که در این روش، به جای اندازه‌گیری کل m/z (نسبت جرم به بار) که دامنه وسیعی را شامل می‌شود، فقط تعداد m/z دارای بالاترین فرکانس توسط کاربر تعیین شد.

برای استخراج ترکیبات PAH، ابتدا ۱۰۰ میلی‌گرم از هر نمونه گردوغبار که با ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم توزین شده بودند، به لوله سانتریفیوژ شیشه‌ای ۱۲ میلی‌لیتری منتقل و با افزودن غلظت معینی از استانداردهای داخلی (Internal Standard) اجازه داده شد تا در طی یک شب در دمای اتاق متعادل شوند. پس از آن، هر نمونه سه بار و هر بار به مدت ۳۰ دقیقه با چهار میلی‌لیتر هگزان/استون با نسبت

هرچند تعداد معدودی پژوهش در سطح دنیا در خصوص شناسایی و بررسی محتوی ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار محیط داخلی انجام شده (۱ و ۳ و ۱۰ و ۱۱ و ۱۳ و ۳۲ و ۳۷ و ۴۱ و ۴۹)، تاکنون مطالعه‌ای در این رابطه در ایران انجام نشده است، لذا، این پژوهش به‌عنوان اولین مطالعه در ایران با هدف شناسایی و تعیین محتوی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در گردوغبار محیط داخلی شهر خرم‌آباد در سال ۱۳۹۸ انجام شد.

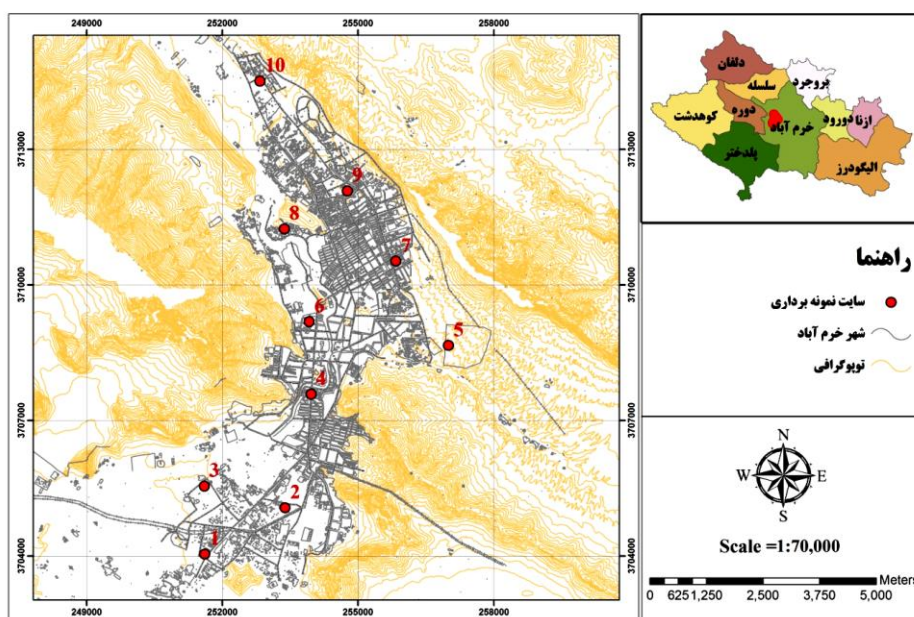
### مواد و روش‌ها

#### معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر خرم‌آباد با مساحت تقریبی ۳۵ کیلومترمربع به‌عنوان مرکز استان لرستان، یکی از شهرهای باستانی واقع در غرب ایران با ارتفاع ۱۱۴۷ متر از سطح دریا است. این شهر بین طول جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۰ دقیقه و ۲۰ ثانیه شرقی و عرض جغرافیایی ۲۱ درجه و ۴۸ دقیقه و ۱۶ ثانیه شمالی قرار دارد. طبق اطلاعات آخرین سرشماری نفوس و مسکن جمعیت خرم‌آباد ۳۷۳ ۴۱۶ نفر است. میانگین دمای سالانه و میانگین سالانه بارندگی شهرستان خرم‌آباد به ترتیب برابر با ۱۶/۱ درجه سانتی‌گراد و ۵۰۹ میلی‌متر ثبت شده است (۴۲).

#### نمونه‌برداری از گردوغبار

در این پژوهش توصیفی - مقطعی (Descriptive Cross-Sectional Study)، پس از انجام مطالعات کتابخانه‌ای و با در نظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی، نسبت به انتخاب ۱۰ مکان نمونه‌برداری به روش تصادفی (Random Sampling) و ثبت موقعیت جغرافیایی آنها توسط دستگاه GPS مدل ETREX 32X ساخت شرکت گارمین اقدام شد. به‌منظور بررسی مقادیر ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار، از هر مکان منتخب، پنج نمونه از اتاق نشیمن و پذیرایی، آشپزخانه، راهروها و اتاق خواب و در مجموع ۵۰ نمونه گردوغبار تجمع‌یافته در سطح زمین (Floor Dust) هر کدام به وزن یک



شکل ۱. نقشه موقعیت استقرار نقاط نمونه برداری (رنگی در نسخه الکترونیکی)

## تضمین و کنترل کیفیت اندازه‌گیری‌ها

### (Quality Assurance/Quality Control: QA/QC)

به منظور ارزیابی صحت (Accuracy) اندازه‌گیری‌ها، پس از اتمام مرحله استخراج، از مواد مرجع استاندارد (Standard Reference Material: SRM) ۲۵۸۵، نمونه‌های شاهد کترلی (Procedural Blank) (یکی به ازای هر ۱۰ نمونه گردوغبار) و سولفات سدیم (به عنوان گردوغبار بدل (Dust Replica)) حاوی مقادیر معین از محلول‌های استاندارد استفاده شد. همچنین، سطوح آنالیت‌های یافت شده در نمونه‌های شاهد کترلی با توجه به غلظت آنالیزورها در نمونه‌ها تصحیح شد. در این پژوهش، برای جلوگیری از خطای مراحل مختلف آنالیز دستگاهی، نمونه شاهد در بین سایر نمونه‌ها به دستگاه تزریق شد. از طرفی، برای تعیین حد تشخیص دستگاه از روش تبدیل سیگنال به نویز (Signal-to-Noise) استفاده و میزان حد تشخیص و حد تعیین ترکیبات PAH محاسبه شد (۳، ۸ و ۵۲). نتایج نشان داد که بر اساس ماتریس نمونه‌های اسپایک میانگین نرخ بازیابی (Recovery Rate) برای نفتالن برابر با ۷۳ درصد و برای ۱۵ ایزومر شناسایی شده دیگر از ۹۱ تا ۱۲۰ درصد متغیر بوده است.

حجمی ۴:۱ اولتراسونیک (Ultrasonication) و در پی آن با سرعت ۲۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ و استخراج شدند. سپس، عصاره‌های حاصل برای آنالیز دستگاهی تحت یک جریان ملایم نیتروژن تا یک میلی‌لیتر تغلیظ شدند. لازم به ذکر است که برای حصول بهترین تفکیک و جداسازی بین قله‌های کروماتوگرام به دست آمده، از برنامه‌ریزی دمایی متفاوت برای ستون و ورودی گاز حامل استفاده شد. بدین صورت که، دمای (درجه سانتی‌گراد) انژکتور و منبع یون به ترتیب در ۲۸۰ و ۲۳۰ تنظیم شد. دمای آون نیز برای یک دقیقه تا ۸۰ درجه سانتی‌گراد، سپس به ترتیب تا ۱۸۰، ۲۳۰ و ۲۷۰ درجه سانتی‌گراد (برای دو دقیقه) و در نهایت ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد (برای ۱۲ دقیقه) برنامه‌ریزی شد. گفتنی است که در این پژوهش یون‌های  $m/z$  ۱۲۸، ۱۳۶، ۱۵۲، ۱۵۴، ۱۶۴، ۱۶۶، ۱۷۸، ۱۸۸، ۲۰۲، ۲۲۸، ۲۴۰، ۲۵۶، ۲۵۸، ۲۶۴، ۲۷۶، ۲۷۸ و ۲۸۸ برای ایزومرهای مختلف PAH پایش شدند (۳). برای انجام آنالیز دستگاهی از هلیوم با خلوص ۹۹/۹۹ درصد و جریان یک میلی‌لیتر در دقیقه به عنوان گاز حامل استفاده شد.

### پردازش آماری داده‌ها

در این پژوهش، برای پردازش آماری داده‌ها از ویرایش ۱۹ نرم‌افزار SPSS استفاده شد. نرمال بودن توزیع داده‌ها توسط آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و همگنی واریانس‌ها توسط آزمون لون (Leven's Test) بررسی شد. از آزمون تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-way ANOVA) و به دنبال آن آزمون تعقیبی دانکن (Duncan's Multiple Range Test) برای گروه‌بندی مکان‌های نمونه‌برداری از حیث محتوی ترکیبات PAH استفاده شد. به علاوه، از آزمون‌های تی تک‌نمونه‌ای (One Sample t-Test) و ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) به ترتیب برای مقایسه میانگین غلظت ترکیبات PAH در نمونه‌ها با مقادیر استاندارد (Maximum Permissible Concentration: MPC) و بررسی همبستگی بین مقادیر ترکیبات PAH با هم استفاده شد.

### نتایج و بحث

آماره‌های توصیفی مربوط به مقادیر ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار در جدول ۱ نشان داده شده است. بر این اساس، ۱۶ ترکیب PAH شامل ACE, ACY, NAPH, FLU, PHE, ANT, FULA, BaA, CHR, BbF, BkF شامل IcdP و BghiP به ترتیب با میانگین غلظت ۱/۹۲، ۲/۷۲، ۲/۱۷، ۱/۸۰، ۳/۴۱، ۳/۶۴، ۰/۴۹۷، ۰/۲۵، ۰/۰۷۷، ۰/۵۱۵، ۱/۲۲، ۰/۶۰۴، ۰/۲۳۳، ۰/۳۲۸، ۰/۰۰۹ و ۰/۰۲۹ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه‌ها شناسایی شدند. همچنین، میانگین غلظت مجموع ۱۶ ترکیب PAH در نمونه‌ها برابر با ۱۹/۲ میکروگرم در کیلوگرم بود.

نتایج آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف به منظور بررسی نرمال بودن توزیع غلظت ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار نشان داد که مقادیر سطح معنی‌داری (p-value) آزمون برای ایزومرهای ACE, ACY, NAPH, FLU, PHE, ANT, FULA, BaA, CHR, BbF, BkF, DahA, BaP همبستگی (r) مندرج در جدول ۲ بیانگر آن است که بین ترکیبات NAPH و FLU با اطمینان ۹۹ درصد و بین ترکیبات NAPH و PYR با اطمینان ۹۵ درصد در نمونه‌های گرد و غبار

BghiP و IcdP به ترتیب برابر با ۰/۹۱۸، ۰/۹۲۰، ۰/۹۷۴، ۰/۹۸۳، ۰/۹۱۲، ۰/۷۱۱، ۰/۷۵۴، ۰/۳۹۱، ۰/۳۱۸، ۰/۷۶۰، ۰/۳۰۵، ۰/۹۲۲، ۰/۹۹۶، ۰/۸۲۵، ۰/۳۱۵ و ۰/۳۴۱ و برای همه ترکیبات PAH بزرگ‌تر از ۰/۰۵۰ بوده است. لذا، محتوی ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار از توزیع نرمال برخوردار بودند.

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای برای مقایسه میانگین غلظت ایزومرهای PAH در نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری وزارت بهداشت، رفاه و ورزش آلمان (برابر با ۶۹۰، ۱۷۰، ۶۸۰، ۱۶۰۰، ۳۶۰۰، ۳۴۰، ۴۸۰۰، ۱۸۰۰، ۱۹۰، ۱۶۰۰، ۷۹۰، ۱۶۰، ۱۸۰، ۴۹۰ و ۳۸۰ میکروگرم در کیلوگرم به ترتیب برای NAPH, ACY, ACE, FLU, PHE, ANT, FULA, BaA, CHR, BbF, BkF, DahA, BaP, BghiP و IcdP و همچنین سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران (برابر با ۳۰۰ برای NAPH، ۲۰۰ برای ACY و ACE، ۴۰۰ برای PHE، ۵۰۰ برای ANT و FULA، ۱۵۰ برای PYR، ۵۰ برای BaA، ۱۰۰ برای CHR، BbF، BkF، DahA، BaP، FLU و BghiP و ۷۰ برای IcdP (۳۴) نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار آماری (p > ۰/۰۵۰) بین میانگین غلظت ترکیبات PAH با بیشینه رواداری بود. به طوری که، میانگین غلظت همه ایزومرهای PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار از حد مجاز کمتر بود.

نتایج تحلیل واریانس یک‌طرفه (جدول ۱) نشان داد که بین نقاط نمونه‌برداری ۴، ۷، ۸ و ۹ و یا بین نقاط نمونه‌برداری ۱، ۵، ۶، ۷ و ۹ از نظر میانگین مقادیر NAPH یا آنکه، به جز مکان نمونه‌برداری ۴، بین سایر نقاط از نظر میانگین مقادیر BaA در نمونه‌های گردوغبار اختلاف معنی‌دار آماری وجود نداشته است (p > ۰/۰۵۰) که تفسیرهایی مشابه را نیز می‌توان برای سایر ایزومرها ارائه کرد.

نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر ایزومرهای PAH در نمونه‌ها در جدول ۲ آورده شده است. ضرایب همبستگی (r) مندرج در جدول ۲ بیانگر آن است که بین ترکیبات NAPH و FLU با اطمینان ۹۹ درصد و بین ترکیبات NAPH و PYR با اطمینان ۹۵ درصد در نمونه‌های گرد و غبار

جدول ۱. آمار توصیفی محتوی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (میکروگرم در کیلوگرم، وزن خشک) در نمونه‌های گردوغبار\*

PAH $\Sigma$ ۱۶	ایزومرهای PAH																مکان نمونه‌برداری
	IcdP	BghiP	DahA	BaP	BkF	BbF	CHR	BaA	PyR	FuLA	ANT	PHE	FLU	ACE	ACY	NAPH	
۲۲/۲	۰/۰۲۰a	۰/۰۱۰b	۰/۹۳۴c	۰/۴۱۵f	۰/۷۱۰cd	۰/۹۸۲bc	۰/۴۱۰c	۰/۰۳۰a	۰/۰۱۰a	۰/۸۳۰c	۳/۷۸c	۴/۱۲cf	۲/۱۰cd	۳/۰۲ef	۲/۵۴cd	۲/۳۰c**	۱
۱۸/۷	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰b	۰/۰۹۴a	۰/۲۰۴bc	۰/۹۲۵f	۰/۸۷۰ab	۱/۰۴f	۰/۰۲۰a	۰/۰۶۰c	۰/۳۶۴c	۵/۱۲f	۴/۷۷g	۱/۶۲b	۲/۱۱bcd	۱/۹۵ab	۰/۰۴۰a	۲
۲۳/۳	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰b	۰/۱۲۴fb	۰/۳۳۲dc	۰/۴۵۰b	۱/۲۱c	۰/۳۲۰b	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰a	۰/۱۱۰ea	۴/۵۲c	۳/۷۱c	۳/۳۰f	۲/۲۴cd	۳/۱۲c	۴/۲۱c	۳
۱۹/۸	۰/۰۲۰a	۰/۰۱۰b	۰/۰۸۵a	۰/۱۶۸b	۰/۷۲۰cd	۲/۰۳f	۰/۸۴۰c	۰/۶۰۰b	۰/۰۵۰dc	۰/۴۵۵d	۲/۹۸f	۴/۳۶gh	۰/۶۴۰a	۱/۸۸abc	۱/۹۰a	۱/۰۲b	۴
۲۰/۶	۰/۰۲۰a	۰/۰۰۱a	۰/۸۲۰d	۰/۳۸۵ef	۰/۷۹۰de	۰/۹۷۰bc	۰/۳۴۰bc	۰/۰۱۰a	۰/۰۴۰od	۰/۹۴۰f	۳/۷۱c	۴/۱۰c	۱/۸۰b	۲/۳۶de	۲/۳۰bc	۲/۲۰c	۵
۱۹/۷	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰b	۰/۳۶۰c	۰/۲۶۵cd	۰/۲۵۰a	۱/۰۸cd	۰/۷۵۰d	۰/۰۲۰a	۰/۰۲۰ab	۰/۲۸۴bc	۲/۳۱a	۳/۲۰c	۲/۴۰de	۳/۰۱f	۳/۸۲f	۱/۸۸c	۶
۱۵/۶	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰b	۰/۰۳۶a	۰/۰۳۶a	۰/۶۲۵c	۱/۰۲cd	۱/۰۴f	۰/۰۲۰a	۰/۰۱۰a	۰/۸۸۰c	۲/۶۱b	۲/۰۸a	۱/۷۷bc	۱/۵۵a	۲/۴۰c	۱/۶۴bc	۷
۱۴/۰	۰/۰۲۰a	۰/۰۱۰b	۰/۰۴۵a	۰/۰۲۱a	۰/۸۵۷ef	۱/۱۲de	۰/۰۶۰a	۰/۰۲۰a	۰/۰۱۰a	۰/۸۳۶c	۲/۶۷b	۲/۴۱b	۰/۵۲۰a	۱/۷۷ab	۲/۵۹cd	۱/۰۳b	۸
۱۷/۶	۰/۰۱۰a	۰/۰۱۰b	۰/۴۱۰c	۰/۲۱۰bc	۰/۳۵۰ab	۲/۰۴f	۰/۰۸۰a	۰/۰۱۰a	۰/۰۳۰bc	۰/۲۰۱ab	۲/۵۴b	۳/۴۵d	۱/۴۷b	۱/۵۷a	۳/۷۱f	۱/۵۲bc	۹
۲۰/۵	۰/۱۶۰b	۰/۰۱۰b	۰/۲۶۵b	۰/۲۹۴d	۰/۳۶۰b	۰/۸۵۰a	۰/۲۸۰b	۰/۰۳۰a	۰/۰۱۰a	۰/۱۷۰ea	۴/۲۰d	۳/۰۲c	۲/۵۰c	۲/۲۰bcd	۲/۸۲de	۳/۳۶d	۱۰
۱۴/۰	۰/۰۱۰	۰/۰۰۱	۰/۰۳۶	۰/۰۲۱	۰/۲۵۰	۰/۸۵۰	۰/۰۶۰	۰/۰۱۰	۰/۰۱۰	۰/۱۱۰	۲/۳۱	۲/۰۸	۰/۵۲۰	۱/۵۵	۱/۹۰	۰/۰۴۰	کمینه
۲۳/۳	۰/۰۱۶۰	۰/۰۱۰	۰/۹۳۴	۰/۴۱۵	۰/۹۲۵	۲/۰۴	۱/۰۴	۰/۶۰۰	۰/۰۶۰	۰/۹۴۰	۵/۱۲	۴/۳۶	۳/۳۰	۳/۰۲	۳/۸۲	۴/۲۱	بیشینه
۱۹/۲	۰/۰۲۹	۰/۰۰۹	۰/۳۲۸	۰/۲۳۳	۰/۶۰۴	۱/۲۲	۰/۵۱۵	۰/۰۷۷	۰/۰۲۵	۰/۴۹۷	۳/۶۴	۳/۴۱	۱/۸۰	۲/۱۷	۲/۷۲	۱/۹۲	میانگین
۲/۸۵	۰/۰۴۶	۰/۰۰۳	۰/۴۱۸	۰/۱۳۳	۰/۲۳۶	۰/۴۴۴	۰/۳۷۰	۰/۱۸۴	۰/۰۱۹	۰/۳۱۸	۱/۰۶	۰/۷۸۳	۰/۸۳۸	۰/۵۲۳	۰/۶۶۳	۱/۲۰	انحراف معیار

\* مقادیر مربوط به میانگین غلظت پنج تکرار است.

\*\* حروف غیر مشترک (a, b, c, ...) در هر ستون بیان‌گر تفاوت معنی‌دار ( $p < 0.05$ ) بین نقاط نمونه‌برداری از نظر میانگین مقادیر ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار براساس نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (آزمون دانکن) است.

جدول ۲. ماتریس همبستگی پیرسون بین مقادیر ایزومرهای PAH در نمونه‌های گرد و غبار

IcdP	BghiP	DahA	BaP	BkF	BbF	CHR	BaA	PYR	FULA	ANT	PHE	FLU	ACE	ACY	NAPH	NAPH	
																۱	
																	۰/۳۹۵
																	۰/۳۰۰
																	۰/۷۹۳**
																	۰/۲۱۳
																	۰/۴۸
																	۰/۳۱۳
																	۰/۶۳۴*
																	۰/۲۶۵
																	۰/۴۳۴
																	۰/۲۰۱
																	۰/۵۶۵
																	۰/۵۵۰
																	۰/۲۹۸
																	۰/۰۸۲
																	۰/۴۱۰

\* همبستگی در سطح معنی‌داری کوچک‌تر از ۵٪

\*\* همبستگی در سطح معنی‌داری کوچک‌تر از ۱٪

DahA < FULA < CHR < BkF < BbF < FLU < NAPH < BaP < BaA < IcdP < PYR < BghiP پیروی کرده‌اند (جدول ۱). تخریب سریع ترکیبات PAH با دو حلقه بنزنی در ساختار مولکولی (NAPH) که به تجزیه نیمی از محتوی آنها به‌طور معمول در مدت یک ماه منجر می‌شود (۳۳ و ۳۶) و از طرفی، حضور قابل ملاحظه ترکیبات PAH با وزن مولکولی کم در فاز گازی و عدم ارتباط آنها با ذرات معلق در هوا می‌تواند توجیه کننده عدم تجاوز مقادیر NAPH با دو حلقه بنزنی در ساختار مولکولی خود در نمونه‌های گردوغبار از ۱۸ درصد مجموع مقادیر ۱۶ ترکیب PAH باشد که این نتایج در سایر پژوهش‌های مشابه نیز گزارش شد (۳، ۱۱، ۳۸، ۴۹ و ۵۱).

همان‌طور که اشاره شد FULA, PYR, BaA, CHR, BbF, BkF و BaP توسط مؤسسه IARC به‌عنوان ترکیبات سرطان‌زا معرفی شده‌اند که مقادیر مجاز آنها در مناطق شهری از ۳۵۰ تا ۵۰۰ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شده است (۲۴ و ۲۸)، لذا، با استناد به یافته‌ها، میانگین محتوی این ایزومرها در نمونه‌های گردوغبار داخلی منازل مسکونی شهر خرم‌آباد (۰/۲۵ تا ۱/۲۲ میکروگرم در کیلوگرم) در حد مجاز بود و از این‌رو، می‌توان نتیجه گرفت که آلودگی نمونه‌های گردوغبار به این ترکیبات برای ساکنین مخاطره‌آمیز نیست.

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای نشان داد که میانگین مقادیر هر ۱۶ ترکیب PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری EPA اختلاف معنی‌دار آماری ( $p < 0/05$ ) داشته و برای همه ایزومرها از حد مجاز کوچک‌تر بود. علی و همکاران (۲۰۱۶) میانگین مقادیر ایزومرها NAPH, ACE, ACY, FLU, PHE, ANT, FULA, PYR, BaA, CHR, BbF, BkF, DahA, BaP و IcdP در نمونه‌های گردوغبار خانگی شهر جده عربستان سعودی را به‌ترتیب برابر با ۱۶۰، ۱۱۰، ۴۲۵، ۱۰۵، ۲۹۰، ۳۸۵، ۹۰/۰، ۹۵/۰، ۷۰۰، ۱۱۰، ۵۵۰، ۱۶/۰، ۱۰۵ و ۱۵/۰ میکروگرم در کیلوگرم و در نمونه‌های گردوغبار خانگی شهر کویت نیز به‌ترتیب برابر با ۲۸۰، ۹۰/۰، ۶۵/۰، ۲۲۰، ۵۱۰، ۳۲/۰، ۱۶۵، ۳۵/۰، ۹۰/۰، ۲۴۵، ۷۰/۰، ۱۴۰، ۱۵/۰ و ۷۰/۰ میکروگرم در کیلوگرم و برای همه

به‌ترتیب با ضرایب برابر با ۰/۷۹۳ و ۰/۶۳۴ همبستگی مثبت وجود دارد که به‌همین صورت همبستگی بین سایر ایزومرهای PAH با هم را نیز می‌توان تفسیر کرد.

امروزه، ترکیبات PAH به‌عنوان محصولات جانبی احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی و زیست‌توده و همچنین پیروستنز (Pyrosynthesis) مواد آلی در زمره مهم‌ترین آلاینده‌ها با منابع گسترده (Widespread Sources) و برخورداری از قابلیت جهش‌زایی و سرطان‌زایی، اختلال در عملکرد غدد مترشحه داخلی (Endocrine)، بروز ناهنجاری در عملکردهای تولید مثلی، عدم تعادل هورمونی، بروز اختلالات عصبی، زایمان زودرس، بروز حساسیت‌های پوستی، آسم و بروز اختلالات عصبی در محیط‌های شهری محسوب می‌شوند که در سراسر جهان در اجزای محیطی مختلف مانند ذرات گردوغبار، آب یا خاک شناسایی شده‌اند (۱۲، ۱۴، ۲۰، ۳۵، ۴۴ و ۵۳).

هرچند ترکیبات PAH جوی می‌توانند با فرونشست‌های مرطوب و خشک (Wet and Dry Deposition) به خاک سطحی وارد شده (۲۶) و به‌سرعت توسط ذرات خاک و مواد آلی خاک جذب شوند، ولی این ترکیبات در محیط‌های داخلی از منابع متنوع همچون اجاق گاز برقی یا گازی مورد استفاده برای گرمایش و پخت و پز، سوزاندن هیزم و یا شمع، استعمال دخانیات و کفپوش و پارکت منتشر می‌شوند و از آنجا که، مردم بیشتر از ۸۰ درصد از زمان خود را محیط‌های سربسته سپری می‌کنند، لذا مطالعه در خصوص آلودگی محیط داخلی به انواع آلاینده‌ها از جمله آزبست، فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، فتالات‌ها، بی‌فنیل‌های پلی‌کلره و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در گردوغبار محیط داخلی به‌عنوان یک شناساگر (Indicators) مهم برای ارزیابی و ردیابی انواع آلاینده‌ها توجه زیادی را به‌خود جلب کرده است (۱۹ و ۵۴).

نتایج حاصل نشان‌دهنده شناسایی ۱۶ ایزومر PAH دارای اولویت با میانگین غلظت ۱۹/۲ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه‌های گردوغبار محیط داخلی بود که محتوی ایزومرها در نمونه‌ها از ترتیب نزولی  $ACE < ACY < PHE < ANT <$



جدول ۳. مقایسه مقادیر ایزومرهای PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار شهر خرم‌آباد با دستاورد سایر پژوهش‌های مشابه

منبع	مجموع میانگین مقادیر ایزومرها (میکروگرم در کیلوگرم)	تعداد ترکیب PAH شناسایی شده	محدوده مطالعاتی
مطالعه حاضر	۱۹/۲	۱۶	خرم‌آباد، ایران
۵۴	۲۱۸۰	۱۹	کارولینای شمالی، آمریکا
۲۹	۲۹۳۰۰	۱۳	اوتاوا، کانادا
۷	۷۴۴۰	۱۴	بریزبن، استرالیا
۱۵	۸۱۱۹۰	۱۱	مریلند، آمریکا
۴۰	۲۰۶۷۴	۱۶	شانگهای، چین
۳۰	۵۱۱۱	۱۶	پالرمو، ایتالیا
۵۰	۳۵۰۳۰	۱۶	ورشو، لهستان
۲۵	۶۰۷۰	۱۶	هنگ کنگ، چین
۲۳	۱۵	۱۸	پالرمو، ایتالیا
۳۸	۱۲۷	۱۷	استان دلتا، نیجریه
۵	۵۰۹۵	۱۵	کمبریج، انگلستان
۵۱	۸۲۷۰	۱۵	گوانگژو، چین
۵۱	۳۵۲۰۰	۱۵	کینگ یانگ، چین
۵۲	۳۸۴	۹	کالیفرنیا، آمریکا
۲۷	۲۵۳	۱۵	کاوناس، لیتوانی
۵۴	۸۶۰	۱۸	گوئیژو، چین
۳	۳۷۵۰	۱۶	جده، عربستان سعودی
۳	۲۱۵۰	۱۶	کویت، کویت
۴	۱۴۲۰۰	۱۲	جده، عربستان سعودی
۳۱	۲۸۵۹	۱۳	عمان، اردن
۱۱	۱۳۲۰	۱۶	نیپال
۴۹	۲۷۲۹	۲۵	آتن، یونان
۱	۶۳۳۰	۱۳	جده، عربستان سعودی

ایزومر پیرین برای سایر ترکیبات PAH شناسایی شده کوچک‌تر از حد مجاز گزارش شد (۴). مقایسه نتایج حاصل با یافته‌های سایر پژوهش‌های مشابه در جدول ۳ آورده شده است.

نتایج مقایسه نقاط نمونه‌برداری از نظر میانگین محتوی ایزومرهای PAH در نمونه‌های گردوغبار محیط داخلی (جدول ۱) نشان داد که ۹۰ درصد مکان‌ها از حیث میانگین مقادیر BaA،

ایزومرها کوچک‌تر از حد مجاز گزارش کردند (۳). در پژوهشی دیگر، میانگین مقادیر ترکیبات BaA، PYR، ANT، PHE، FLU، CHR، BbF، BkF، BaP، DahA، BghiP و IcdP در گردوغبار محیط داخلی تعمیرگاه‌های خودرو عربستان سعودی به ترتیب برابر با ۲۳۵، ۱۵۷۰، ۴۱۹، ۵۳۶۰، ۲۴۵۰، ۱۰۵۰، ۷۱۰، ۵۲۰، ۸۳۵، ۸۲/۰ و ۶۹۰ و ۲۹۰ میکروگرم در کیلوگرم و به جز در مورد

گرد و غبار خانگی نپال را با منشأ یکسان تولید آنها مرتبط دانستند (۱۱). درحالی که، ایمویان و همکاران (۲۰۲۰) عدم وجود همبستگی معنی دار آماری بین مقادیر ایزومرهای PAH را به طور بالقوه با منابع متعدد و متفاوت تولید ترکیبات PAH در خاک/رسوب/گردوغبار مرتبط دانستند (۱۶).

### نتیجه گیری

این مطالعه با هدف شناسایی و تعیین مقادیر ترکیبات PAH در ۵۰ نمونه گردوغبار خانگی شهر خرم آباد در سال ۱۳۹۸ انجام شد که با استناد به نتایج، ۱۶ ایزومر دارای اولویت PAH با میانگین مجموع مقادیر برابر با ۱۹/۲ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه های گردوغبار شناسایی شد. نتایج مقایسه مقادیر PAH در نمونه های گردوغبار با حد مجاز ایران و آلمان نشان دهنده آن بود که میانگین محتوی ترکیبات PAH در نمونه ها کمتر از بیشینه رواداری بود. از آنجا که قرار گرفتن در معرض مقادیر بیشتر از حد مجاز آلاینده های آلی به ویژه ترکیبات PAH مخاطرات جدی بر سلامت زیست‌مندان برجای خواهد گذارد، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشأیابی و پایش دوره ای این آلاینده ها در نمونه های محیط زیستی همچون خاک، رسوب، گردوغبار، ذرات معلق، آب و بافت های بدن و تلاش برای کنترل منابع تولید و کاهش انتشار آنها با هدف حفظ سلامت محیط و شهروندان توصیه می شود.

IcdP و BghiP در نمونه ها تفاوت معنی دار آماری با هم نداشتند ( $p > 0/05$ ). این درحالی است بین بیشتر نقاط نمونه برداری از نظر میانگین محتوی سایر ایزومرهای PAH شناسایی شده در نمونه ها تفاوت معنی دار آماری ( $0/05 < p$ ) وجود داشت که می تواند به تفاوت کاربری های پیرامون نقاط نمونه برداری مرتبط باشد.

نتایج بررسی همبستگی بین محتوی ایزومرهای PAH در نمونه های گردوغبار (جدول ۲) نشان داد که با اطمینان ۹۹ درصد بین مقادیر ایزومرهای NAPH و FLU و بین ترکیبات BaP و DahA به ترتیب با ضرایب ۰/۷۹۳ و ۰/۸۱۶ و با اطمینان ۹۵ درصد بین مقادیر ایزومرهای NAPH و PYR با ضریب ۰/۶۳۴، بین ACE و BaP با ضریب ۰/۷۳۵، بین ACE و DahA با ضریب ۰/۶۴۲، بین PHE و ANT با ضریب ۰/۶۵۳، بین PHE و PYR با ضریب ۰/۷۲۷ و بین FULA و BkF با ضریب ۰/۶۶۹ همبستگی مثبت وجود داشت که همبستگی معنی دار آماری بین مقادیر ایزومرهای PAH را می توان با منشأ تولید یکسان آنها مرتبط دانست. گیلبرت و همکاران (۲۰۰۶) (۱۸) و اسومانگ و همکاران (۲۰۰۹) (۱۷) نیز وجود همبستگی معنی دار آماری بین مقادیر ایزومرهای PAH را به منشأ تولید یکسان آنها نسبت دادند. از طرفی، چاندرا یاداو و همکاران (۲۰۱۸) نیز در مطالعه خود همبستگی قوی ( $r = 0/900$ ) بین میانگین مقادیر PHE، FLUA، BaA، BkF، BaP، PYR، ANT و PHE در

### منابع مورد استفاده

1. Alamri, S. H., N. Ali, H. M. Salem Ali Albar, M. I. Rashid, N. Rajeh, M. M. A. Qutub and G. Malarvannan. 2021. Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust collected during the COVID-19 pandemic lockdown in Saudi Arabia: Status, sources and human health risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(5): 2743.
2. Alhamdow, A., C. Lindh, M. Albin, P. Gustavsson, H. Tinnerberg and K. Broberg. 2017. Early markers of cardiovascular disease are associated with occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Scientific Reports* 7: 9426.
3. Ali, N., I. M. I. Ismail, M. Khoder, M. Shamy and M. Alghamdi. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust samples from Cities of Jeddah and Kuwait: Levels, sources and non-dietary human exposure. *Science of the Total Environment* 573: 1607-1614.
4. Ali, N., I. M. I. Ismail, M. Khoder, M. Shamy, M. Alghamdi, A. Al Khalaf and M. Costa. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the settled dust of automobile workshops, health and carcinogenic risk evaluation. *Science of the Total Environment* 601-602: 478-484.

5. Anders, N., M. Abb, E. Sorkau, R. Kubinec and W. Lorenz. 2012. Analysis and occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in household dust. *Fresenius Environmental Bulletin* 21: 372-379.
6. Armstrong, B., E. Hutchinson, J. Unwin and T. Fletcher. 2004. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 112(9): 970-978.
7. Ayoko, G. A., S. T. Robertson and J. R. Duigu. 2005. Elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of house dust in Brisbane, Australia. Proceedings of indoor air, Beijing, China.
8. Bergh, C., G. Luongo, S. Wise and C. Östman. 2012. Organophosphate and phthalate esters in standard reference material 2585 organic contaminants in house dust. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 402: 51-59.
9. Bignal, K. L., S. Langridge and J. L. Zhou. 2008. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmospheric Environment* 42: 8863-8871.
10. Cao, Z., M. Wang, Q. Chen and C. Zhu. 2019. Spatial, seasonal and particle size dependent variations of PAH contamination in indoor dust and the corresponding human health risk. *Science of the Total Environment* 653: 423-430.
11. Chandra Yadav, I., N. Linthoingambi Devi, J. Li and G. Zhang. 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust and surface soil in major urban regions of Nepal: Implication on source apportionment and toxicological effect. *Science of the Total Environment* 616-617: 223-235.
12. Deziel, N. C., W. Q. Wei, C. C. Abnet, Y. L. Qiao, D. Sunderland and J. S. Ren. 2013. A multiday environmental study of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in a high-risk region for esophageal cancer in China. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 23: 52-59.
13. Dodson, R. E., D. E. Camann, R. Morello-Frosch, J. G. Brody and R. A. Rudel. 2015. Semivolatile organic compounds in homes: Strategies for efficient and systematic exposure measurement based on empirical and theoretical factors. *Environmental Science and Technology* 49(1): 113-122.
14. Dong, T. T. T. and B-K. Lee. 2009. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere* 74: 1245-1253.
15. Egeghy, P. P., J. J. Quackenboss, S. Catlin and P. B. Ryan. 2005. Determinants of temporal variability in NHEXAS-Maryland environmental concentrations, exposures, and biomarkers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15: 388-397.
16. Emoyan, O. O., E. O. Onocha and G. O. Tesic. 2020. Concentration assessment and source evaluation of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from selected vehicle-parks in southern Nigeria. *Scientific African* 7: e00296.
17. Essumang, D. K., C. K. Adokoh, J. Afriyie and E. Mensah. 2009. Source assessment and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH's) in the Oblogo waste disposal sites and some water bodies in and around the Accra metropolis of Ghana. *Journal of Water Resource and Protection* 1(6): 456-468.
18. Gilbert, E., D. K. Doodoo, F. Okhai-Sam, D. K. Essumang and E. K. Quagraine. 2006. Characterization and source assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Fosu Lagoon, Ghana. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 41(12): 2747-2775.
19. Hahladakis, J. N., M. Stylianou and E. Gidarakos. 2013. Assessment of released heavy metals from electrical and electronic equipment (EEE) existing in shipwrecks through laboratory-scale simulation reactor. *Journal of Hazardous Materials* 250-251: 256-264.
20. Haritash, A. K. and C. P. Kaushik. 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials* 169: 1-15.
21. Hosseini, N. S., S. Sobhanardakani, M. Cheraghi, B. Lorestani and H. Merrikhpour. 2020. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 27(12): 13301-13314.
22. Huo, X., Y. Wu, L. Xu, X. Zeng, Q. Qin and X. Xu. 2019. Maternal urinary metabolites of PAHs and its association with adverse birth outcomes in an intensive e-waste recycling area. *Environmental Pollution* 245: 453-461.
23. Iwegbue, C. M. A. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons profile of kitchen dusts. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86: 298-301.
24. Kanaly, R. A. and S. Harayama. 2000. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. *Journal of Bacteriology* 182: 2059-2067.
25. Kang, Y., K. C. Cheung and M. H. Wong. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different indoor dusts and their potential cytotoxicity based on two human cell lines. *Environment International* 36: 542-547.
26. Kaya, E., Y. Dumanoglu, M. Kara, H. Altioek, A. Bayram, T. Elbir and M. Odabasi. 2012. Spatial and temporal variation and air-soil exchange of atmospheric PAHs and PCBs in an industrial region. *Atmospheric Pollution Research* 3(4): 435-449.
27. Krugly, E., D. Martuzevicius, R. Sidaraviciute, D. Ciuzas, T. Prasauskas, V. Kauneliene, I. Stasiulaitiene and L. Kliucininkas. 2014. Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and

- outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment* 42: 298-306.
28. Liu, S., X. Xia, Y. Zhai, R. Wang, T. Liu and S. Zhang. 2011. Black carbon (BC) in urban and surrounding rural soils of Beijing, China: spatial distribution and relationship with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere* 82: 223-228.
29. Maertens, R. M., J. Bailey and P. A. White. 2004. The mutagenic hazards of settled house dust: a review. *Mutation Research* 567(2-3): 401-425.
30. Mannino, M. R. and S. Orecchio. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment* 42: 1801-1817.
31. Maragkidou, A., S. Arar, A. Al-Hunaiti, Y. Ma, O. Harrad, Jaghbeir, D. Faouri, K. Hämeri and T. Hussein. 2017. Occupational health risk assessment and exposure to floor dust PAHs inside an educational building. *Science of the Total Environment* 579: 1050-1056.
32. Marques, J. J., D. G. Schulze, N. Curi and S. A. Mertzman. 2004. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. *Geoderma* 121(1-2): 31-43.
33. Melnyk, A., A. Dettlaff, K. Kuklińska, J. Namieśnik and L. Wolska. 2015. Concentration and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soil near a municipal solid waste (MSW) landfill. *Science of the Total Environment* 530-531: 18-27.
34. Mohammadi, S. M., B. Lorestani, S. Sobhanardakani, M. Cheraghi and M. Kiani Sadr. 2021. Concentrations and potential ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soils from vicinity of Arad-Kouh processing and disposal complex, Tehran, Iran. *Iranian Journal of Soil Research* 34(4): 515-529. (In Persian).
35. Mohammadi, S. M., B. Lorestani, S. Sobhanardakani, M. Cheraghi and M. Kiani Sadr. 2021. Source identification and health risk assessment of PAHs in surface soils from the vicinity of Arad-Kouh processing and disposal complex, Tehran, Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* doi: 10.1080/03067319.2021.2014472.
36. Oleszczuk, P. and S. Baran. 2003. Degradation of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil polluted with aircraft fuel. *Polish Journal of Environmental Studies* 12: 431-437.
37. Oliveira, M., K. Slezakova, C. Delerue-Matos, M. C. Pereira and S. Morais. 2019. Environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: a review on indoor and outdoor levels, major sources and health impacts. *Environment International* 124: 180-204.
38. Orecchio, S. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor emission from decorative candles. *Atmospheric Environment* 45: 1888-1895.
39. Poursafa, P., P. Dadvand, M. M. Aimin, Y. Hajizadeh, K. Ebrahimpour, M. Mansourian, H. R. Pourzamani, J. Sunyer and R. Kelishadi. 2018. Association of polycyclic aromatic hydrocarbons with cardiometabolic risk factors and obesity in children. *Environment International* 118: 203-210.
40. Ren, Y., T. Cheng and J. Chen. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust from computers: one possible indoor source of human exposure. *Atmospheric Environment* 40: 6956-6965.
41. Romagnoli, P., C. Balducci, M. Perilli, M. Gherardi, A. Gordiani, C. Gariazzo, M. P. Gatto and A. Cecinato. 2014. Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 92: 51-59.
42. Sabzevari, E. and S. Sobhanardakani. 2018. Analysis of selected heavy metals in indoor dust collected from city of Khorramabad, Iran: A case study. *Jundishapur Journal of Health Sciences* 10(3): e67382.
43. Saeedi, M., L. Y. Li and M. Salmanzadeh. 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials* 227-228: 9-17.
44. Shostak, S. 2003. Locating gene-environment interaction: at the intersections of genetics and public health. *Social Science & Medicine* 56: 2327-2342.
45. Sobhanardakani, S. 2018. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 25(28): 28086-28093.
46. Sobhanardakani, S. 2019. Ecological and human health risk assessment of heavy metals content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research* 187(2): 602-610.
47. Sobhan Ardakani, S. A. Esmaili Sari, M. Cheraghi, L. Tayebi and S. M. Ghasempouri. 2007. Determination of Tehran air quality using the Air Quality Index in 2004. *Journal of Environmental Science and Technology* 8(4): 33-38. (In Persian).
48. Sobhan Ardakani, S. and J. Nainian. 2017. Survey of particulate matter pollution in ambient air of Azandarian stone crushing units. *Journal of Human and Environment* 15(1): 1-11 (In Persian).
49. Stamatelopoulou, A., M. Dasopoulou, A. Bairachtari, S. Karavoltos, A. Sakellari and T. Maggos. 2021. Contamination and potential risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in house settled dust collected from residences of Young Children. *Applied Sciences* 11: 1479.
50. Tatur, A., E. Kicińska, A. Wasilowska and P. Gromadka. 2009. Polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust

- from Warsaw. *Ecological Chemistry and Engineering A* 16: 867-874.
51. Wang, W., F. Wu, J. Zheng and M. H. Wong. 2013. Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair. *Journal of Hazardous Materials* 263: 627-637.
  52. Whitehead, T., C. Metayer, M. Petreas, M. Does, P. A. Buffler and S. M. Rappaport. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons in residential dust: sources of variability. *Environmental Health Perspectives* 121: 543-550.
  53. Wilson, N. K., J. C. Chuang, C. Lyu, R. Menton and M. K. Morgan. 2003. Aggregate exposures of nine preschool children to persistent organic pollutants at day care and at home. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 13: 187-202.
  54. Yang, Q., H. Chen and B. Li. 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dusts of Guizhou, southwest of China: status, sources and potential human health risk. *PLoS One* 10(2): e0118141.
  55. Yang, L., K. Yan, D. Zeng, X. Lai, X. Chen, Q. Fang, H. Guo, T. Wu and X. Zhang. 2017. Association of polycyclic aromatic hydrocarbons metabolites and risk of diabetes in coke oven workers. *Environmental Pollution* 223: 305-310.

## Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Household Dusts of the City of Khorramabad, Iran

N. Dalvand, S. Sobhanardakani\*, M. Kiani Sadr, M. Cheraghi and  
B. Lorestani<sup>1</sup>

(Received: January 8-2022 ; Accepted: March 5-2022)

### Abstract

Individuals spend a lot of time indoors, thus they can generally be exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) as a teratogen, mutagen, and carcinogen pollutants with the potential for environmental and also human health risks. Therefore, the current study was performed to analyze PAHs in household dust samples of the city of Khorramabad, Iran in 2019. A total of 50 indoor dust samples were collected from 10 sampling sites. After the extraction of analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC-MS) method was used to determine PAHs in the studied samples. All statistical analyses were performed by SPSS software. The results showed that 16 priority PAHs were detected in the samples with the minimum, maximum, and mean values of 14.0, 23.3, and 19.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Also, based on the results the mean contents of detected PAHs were lower than the maximum permissible concentration (MPC) established by MHWS and Iran DOE. In conclusion, due to exposure risks of PAHs, regular and periodic analysis of these pollutants in different environmental samples including soil, sediment, dust, particulate matter, air, water, and tissues of living organisms for environmental and human health maintenance is recommended.

**Keywords:** Adverse health effect, Maximum permissible concentration, Household dust, PAHs, Khorramabad

---

1. Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.

\*: Corresponding author, Email: s\_sobhan@iauh.ac.ir