



Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in air particulate matter (PM_{2.5}) of Isfahan City

Mohsen Soleimani^{1✉} | Samane Shahrabi Farahani² | Zohreh Ebrahimi Sirizi³ | Jan H. Christensen⁴

1. Corresponding Author, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, 8415683111, Iran. E-mail: m.soleimani@iut.ac.ir

2. Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, 8415683111, Iran. E-mail: samane7474@gmail.com

3. Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, 8415683111, Iran. E-mail: zohrehbrahimi12@yahoo.com

4. Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen, Thorvaldsensvej 40, 1871 Frederiksberg C, Denmark. E-mail: jch@plen.ku.dk

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received 06 March 2025

Received in revised form 22 July 2025

Accepted 18 August 2025

Published online 20 June 2025

Keywords:

Air pollution,

Air quality,

Carcinogenic risk,

Organic Pollutants,

PAHs.

ABSTRACT

Particulate matter is considered one of the main air pollutants due to its various effects on local, regional, and global air quality. Studying airborne particulate matter is of great importance due to its ability to sorb other pollutants, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and its impact on human health. The aim of this study was to assess the health risks of PAHs associated with particulate matter (PM_{2.5}) in Isfahan City. For this purpose, 24-hour samples of PM_{2.5} were collected from 50 different locations in Isfahan city during four seasons (2017-2018) using a high-volume air sampler. PAHs collected on quartz filters were extracted via ultrasonic treatment and subsequently analyzed using gas chromatography–mass spectrometry. To assess the carcinogenic risk of these compounds, the benzo[a]pyrene equivalent carcinogenic potential was calculated for PAHs, and the carcinogenic risk of these compounds was evaluated through inhalation, ingestion, and dermal contact. The results showed that during the fall season, coinciding with the temperature inversion phenomenon, the concentrations of PM_{2.5} and PAHs were higher than in other seasons and exceeded the threshold limit. The total carcinogenic risk in most parts of Isfahan city fell into the potential carcinogenic risk category, ranging from 10⁻⁶ to 10⁻⁴. The highest risk levels were related to urban areas, industrial zones, and intercity bus terminals. Based on the results, it is recommended to manage the sources of PAHs production and plan to reduce the emission of these compounds to protect the health of Isfahan residents.

Cite this article: Soleimani, M., Shahrabi Farahani, S., Ebrahimi Sirizi, Z., & Christensen, J.H. (2025). Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in air particulate matter (PM_{2.5}) of Isfahan City. *Journal of Natural Environment*, 78 (1), 95-107. DOI: <http://doi.org/10.22059/jne.2025.390430.2771>



© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <http://doi.org/10.22059/jne.2025.390430.2771>

ارزیابی ریسک سلامت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در ذرات معلق ($PM_{2.5}$) هوای شهر اصفهان

محسن سلیمانی^۱ | سمانه شهراپی‌فراهانی^۲ | زهره ابراهیمی‌سیریزی^۳ | ین هنینگ کریستنسن^۴

۱. نویسنده مسئول، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران. رایانامه: m.soleimani@iut.ac.ir

۲. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران. رایانامه: samanefa7474@gmail.com

۳. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران. رایانامه: zohrebrahimi12@yahoo.com

۴. گروه شیمی آنالیز، دانشکده گیاه و محیط‌زیست، دانشگاه کپنهاگ، کپنهاگ، دانمارک. رایانامه: jch@plen.ku.dk

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	ذرات معلق به دلیل اثرات متنوعی که بر کیفیت هوای محلی، منطقه‌ای و جهانی می‌گذارند از آلاینده‌های اصلی هوا به‌شمار می‌روند. مطالعه بر روی ذرات معلق هوا به دلیل توانایی جذب سایر آلاینده‌ها مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) و اثرگذاری بر سلامت انسان از اهمیت زیادی برخوردار هستند. هدف از این پژوهش ارزیابی ریسک سلامت PAHs همراه با ذرات معلق ($PM_{2.5}$) در شهر اصفهان بود. بدین منظور نمونه‌برداری ۲۴ ساعته از ذرات معلق $PM_{2.5}$ هوای شهر اصفهان در ۵۰ نقطه مختلف و در چهار فصل سال (پاییز و زمستان ۱۳۹۶ و بهار و تابستان ۱۳۹۷) با دستگاه نمونه‌بردار هوا با حجم بالا انجام شد. ترکیبات PAHs جمع‌آوری شده بر روی فیلترهای کوارتزی به روش اولتراسونیک استخراج شدند و سپس با استفاده از دستگاه GC-MS اندازه‌گیری شد. به‌منظور ارزیابی ریسک سرطان‌زایی این ترکیبات، پتانسیل سرطان‌زایی معادل بنزو- <i>a</i> -پایرن برای PAHs محاسبه شد و ریسک سرطان‌زایی این ترکیبات از طریق تنفس، بلع و تماس پوستی مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج به‌دست آمده نشان داد که در فصل پاییز و همزمان با پدیده وارونگی دما مقادیر غلظت $PM_{2.5}$ و PAHs بیشتر از سایر فصول و بیشتر از حد آستانه بود. مجموع ریسک سرطان‌زایی اکثر نقاط شهر اصفهان در دسته خطر بالقوه سرطان‌زایی یعنی محدوده 10^{-6} تا 10^{-4} قرار گرفت. بیشترین میزان ریسک مربوط به مناطق شهری، شهرک‌های صنعتی و پس از آن ترمینال‌های اتوبوس‌های بین شهری بود. با توجه به نتایج به‌دست آمده مدیریت کنترل منابع تولید ترکیبات PAHs و لزوم برنامه‌ریزی در راستای کاهش انتشار این ترکیبات برای حفظ سلامت ساکنین شهر اصفهان توصیه می‌شود.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۲/۱۶	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۰۴/۳۱	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۲۷	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۰۳/۳۰	
کلیدواژه‌ها: آلاینده‌های آلی، آلودگی هوا، ریسک سرطان‌زایی، کیفیت هوا، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای.	

استناد: سلیمانی، محسن؛ شهراپی‌فراهانی، سمانه؛ ابراهیمی‌سیریزی، سمیره؛ و کریستنسن، ین هنینگ (۱۴۰۴). ارزیابی ریسک سلامت هیدروکربن‌های آروماتیک

چندحلقه‌ای در ذرات معلق ($PM_{2.5}$) هوای شهر اصفهان. محیط زیست طبیعی، ۷۸ (۱)، ۹۵-۱۰۷.

DOI: <http://doi.org/10.22059/jne.2025.390430.2771>



© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

مقدمه

آلودگی هوا یکی از بزرگ‌ترین دلایل مرگ‌ومیر زودرس در نظر گرفته می‌شود. آلودگی هوا با منابع انتشار محلی، شرایط هواشناسی، ویژگی‌های جغرافیایی، تراکم جمعیت، الگوهای معماری و سبک زندگی در ارتباط است. یکی از مهم‌ترین شاخص‌های ارزیابی کیفیت هوا، ذرات معلق هوا هستند که می‌توانند به سیستم تنفسی وارد شده و موجب بیماری‌های قلبی و عروقی شوند (Ma et al., 2020). این ذرات ریز توانایی نفوذ به ریه‌ها و ورود به جریان خون از طریق دستگاه تنفس را دارند. از سویی دیگر این ذرات اثرات مخرب بر محیط‌زیست مانند خوردگی و آسیب به مواد، آسیب به اکوسیستم و اختلال دید را به دنبال دارند (Jain et al., 2017). در جهان سالانه ۲/۱ میلیون نفر در اثر مواجهه با ذرات معلق جان خود را از دست می‌دهند. حدود ۳ درصد مرگ‌ومیر قلبی و ریوی و ۵ درصد مرگ‌ومیر ناشی از سرطان به این آلاینده‌ها نسبت داده می‌شود (Kim et al., 2015). وجود ترکیبات آلی و معدنی همراه با ذرات معلق مانند عناصر با پتانسیل سمیت و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای ($PAHs^1$) موجب تشدید ریسک آنها برای سلامت موجودات در معرض می‌شود (Kaghazchi and Soleimani, 2023).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای ترکیبات نیمه‌فراری هستند که در اثر احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و خانگی، منابع طبیعی مانند آتش‌سوزی جنگل‌ها، سوزاندن زیست‌توده و منابع پتروژنیک، ترافیک، احتراق زغال‌سنگ و صنعت بازیافت پلاستیک تولید می‌شوند (Wang et al., 2020). ترکیبات $PAHs$ با وزن مولکولی زیاد عمدتاً در فاز جامد در هوا وجود دارند. این ترکیبات می‌توانند به ذرات معلق متصل شوند و از طریق تنفس وارد ریه‌ها شوند (Wiriya et al., 2019; Chang et al., 2013). این ترکیبات ممکن است اثرات کوتاه‌مدت مانند تحریک چشم، پوست و حالت تهوع و یا اثرات دراز مدت مانند سرطان، جهش ژنی، بیماری‌های قلبی و ریوی را ایجاد کنند (Iakovides et al., 2019). مواجهه با ذرات معلق به‌ویژه ذرات ریز مانند ذرات کوچکتر از ۲/۵ میکرومتر ($PM_{2.5}$) موجب افزایش سرطان و بیماری‌های قلبی و ریوی می‌شود. سمیت این ذرات به اندازه و ترکیب آنها بستگی دارد که هر دو با مکان، زمان و شرایط هواشناسی در ارتباط هستند (Akyüz and Cabuk, 2009). این ذرات عمدتاً در اثر فرآیندهای احتراق سوخت‌های فسیلی، فعالیت‌های صنعتی و حمل‌ونقل و یا آتش‌سوزی جنگل‌ها ایجاد می‌شوند و به‌تبع آن منشأ انتشار ترکیبات $PAHs$ در محیط خواهند بود (Soleimani et al., 2022). اندازه کوچک ذرات $PM_{2.5}$ موجب می‌شود تا مدت بیشتری در اتمسفر باقی مانده و در یک منطقه جغرافیایی بزرگ‌تر گسترش یابند (Jain et al., 2017). اتصال ذرات معلق با اجزای شیمیایی مانند $PAHs$ موجب افزایش اثرات مخرب آنها بر سلامتی مانند سرطان‌زایی و جهش‌زایی می‌شود (Zhu et al., 2019; Room et al., 2023; Safo-Adu et al., 2025; Hatamian, 2025).

Huang و همکاران (۲۰۲۵) گزارش کردند که ترکیبات $PAHs$ همراه با ذرات معلق در شمال چین دارای پتانسیل ریسک سرطان‌زایی است و غلظت این ترکیبات به حدود ۵۶ نانوگرم بر مترمکعب به‌دست آمد. Manoli و همکاران (۲۰۱۶) منابع انتشار و خطر ابتلا به سرطان $PAHs$ را در مکان‌های ترافیکی و حومه شهر Thessaloniki در کشور یونان مطالعه کردند. ترافیک وسایل نقلیه به خصوص وسایل نقلیه دیزلی با فناوری قدیمی مانند اتوبوس‌ها و سوزاندن چوب از منابع اصلی انتشار $PAHs$ در این منطقه شناسایی شد. میزان ریسک سرطان‌زایی و جهش‌زایی در زمستان بیشتر از فصول گرم سال و از نظر الگوی مکانی نیز میزان این دو شاخص در مکان‌های ترافیکی بیش از مناطق حومه شهر بود. خطر ابتلا به سرطان ریه در دوره سرما تا ۱۰ برابر بیشتر از دوره گرم سال برآورد شد. در مطالعه دیگر در قبرس و یونان منبع تولید این ترکیبات احتراق سوخت‌های فسیلی در وسایل حمل‌ونقل و احتراق زغال‌سنگ معرفی شد ولی خطر سرطان ناشی از ذرات $PAHs$ طی دو مسیر استنشاق و بلع کمتر از مقادیر مجاز در مقررات EPA به‌دست آمد (Iakovides et al., 2019). خطر سرطان ناشی از این ترکیبات در کودکان بیشتر از بزرگسالان برآورد شده است (Zhang et al., 2019). بررسی توزیع، منابع و خطرات بهداشتی $PAHs$ متصل به ذرات معلق PM_{10} در شهر Huainan چین که در آن استخراج زغال‌سنگ صورت می‌گیرد، نشان داد که در این منطقه غلظت PM_{10} بالاتر از حدود استاندارد کشور چین بود (Zheng et al., 2019). همچنین میزان $PAHs$ در زمستان بیشتر از سایر فصول بود و در تابستان به کمترین میزان خود رسید. همچنین ریسک در مناطق صنعتی بیشتر از مناطق شهری گزارش شد. هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای نیترا ته ناشی از

¹Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی و واکنش شیمیایی این ترکیبات با اکسیدهای نیتروژن نیز ریسک بالایی برای مواجهین ایجاد می‌کند که نشان می‌دهد باید به مشتقات ترکیبات آلاینده نیز توجه جدی داشت (Zhao et al., 2020).

ریسک سلامت PAHs متصل به ذرات معلق در مناطق مختلف مانند اورومچی در چین (Wang et al., 2020)، یک منطقه شهری-صنعتی در آفریقای جنوبی (Morakinyo et al., 2020)، شهر کوماسی در کشور غنا (Bandowe et al., 2016)، شهر اسکندریه مصر (Khairy and Lohmann, 2013) و شهر زاگرب در کرواسی (Jakovljević et al., 2020) بررسی شده است که بسته به غلظت، زمان و منابع تولیدکننده این آلاینده‌ها ریسک کمتر و یا بیشتر از حد آستانه گزارش شده است. Kermani و همکاران (۲۰۲۱) در شهر تهران با اندازه‌گیری میزان غلظت، منابع انتشار و ریسک سلامتی ترکیبات آروماتیک چندحلقه‌ای در ذرات معلق $PM_{2.5}$ در مجموع ۱۳ نوع ترکیبات PAHs تشخیص دادند. میزان غلظت PAHs در مناطق صنعتی و پرتردد بیشتر از مناطق کم‌ترافیک و در زمستان بیشتر از سایر فصل‌ها بود. براساس این مطالعه خطر ابتلا به سرطان در مناطق صنعتی بیش از مناطق شهری بود. اما به‌طور کلی مردم تهران از نظر ریسک سرطان‌زایی ناشی از ترکیبات مورد بررسی در منطقه مورد مطالعه در سطح قابل قبول قرار داشتند. در مطالعه دیگر Ali-Taleshi و همکاران (۲۰۲۱) به‌مدت یک سال تغییرات مکانی-زمانی PAHs متصل به $PM_{2.5}$ را پایش کرده و به بررسی منابع انتشار و ریسک سلامتی این ترکیبات پرداختند. بیشترین غلظت PAHs به‌ترتیب در فصول پاییز، زمستان، بهار و تابستان به‌دست آمد. نتایج ریسک سلامت از مسیر استنشاق نشان داد که بیشترین خطر ابتلا به سرطان مربوط به فصل پاییز و کمترین خطر مربوط به فصل بهار و دامنه آن بین $3/14 \times 10^{-4}$ تا $6/17 \times 10^{-4}$ بود. علاوه بر این بررسی غلظت و ارزیابی ریسک این ترکیبات به‌همراه ذرات PM_{10} در شهر تهران نشان داد که غلظت آنها در زمستان بیشتر از تابستان و دارای ریسک سرطان‌زایی بالقوه بود (Hoseini et al., 2016). تغییرات فصلی و مکانی ۱۶ ترکیب PAHs در ذرات $PM_{2.5}$ در شهر کرج نیز نشان داد که غلظت PAHs در فصل گرم کمتر از فصل سرد بود که متأثر از شرایط هواشناسی انباشت آلاینده‌ها در فصول سرد قرار داشت (Azimi-Yancheshmeh et al., 2021). Zarasvandi و همکاران (۲۰۱۷) با مطالعه ترکیبات سنگین PAHs در گرد و غبار شهر اهواز گزارش کردند که ریسک سرطان‌زایی این ترکیبات در محدوده استاندارد قرار دارد. در حالی که در مورد ریسک این ترکیبات در گرد و غبار شهر آبادان خطر بالقوه ابتلا به سرطان برای بزرگسالان و کودکان از طریق مسیر بلع و تماس پوستی گزارش شده است (Ghanavati et al., 2019). در مطالعه دیگر Goudarzi و همکاران (۲۰۲۱) با بررسی ریسک PAHs متصل به PM_{10} در شهرهای نفتی اهواز، آبادان و عسلویه گزارش کردند که ترکیبات با وزن مولکولی زیاد، غالب‌ترین آلاینده‌های این گروه بودند و خطر بالقوه ابتلا به سرطان از طریق بلع و پوست در این مناطق به‌دست آمد. در شهر اصفهان نیز Soltani و همکاران (۲۰۱۵) با بررسی ترکیبات PAHs در گرد و غبار جاده‌ها ریسک سرطان از طریق بلع و استنشاق را بیشتر از حد مجاز و از طریق تنفس در حد قابل قبول گزارش کردند.

با توجه به اهمیت موضوع آلودگی هوا ناشی از ذرات معلق به‌ویژه ذرات $PM_{2.5}$ در شهر اصفهان و ترکیبات همراه با آنها بر سلامت افراد ساکن در این منطقه، این مطالعه با هدف ارزیابی ریسک سلامت PAHs موجود در ذرات معلق ($PM_{2.5}$) و نیز تعیین اثر زمان و مکان بر ریسک سلامت آنها در ذرات معلق در کلانشهر اصفهان انجام شد. نتایج این پژوهش برای استفاده در جهت اقدامات مدیریتی مناسب به‌منظور کنترل این ترکیبات از منابع مختلف می‌تواند مورد بهره‌برداری قرار گیرد.

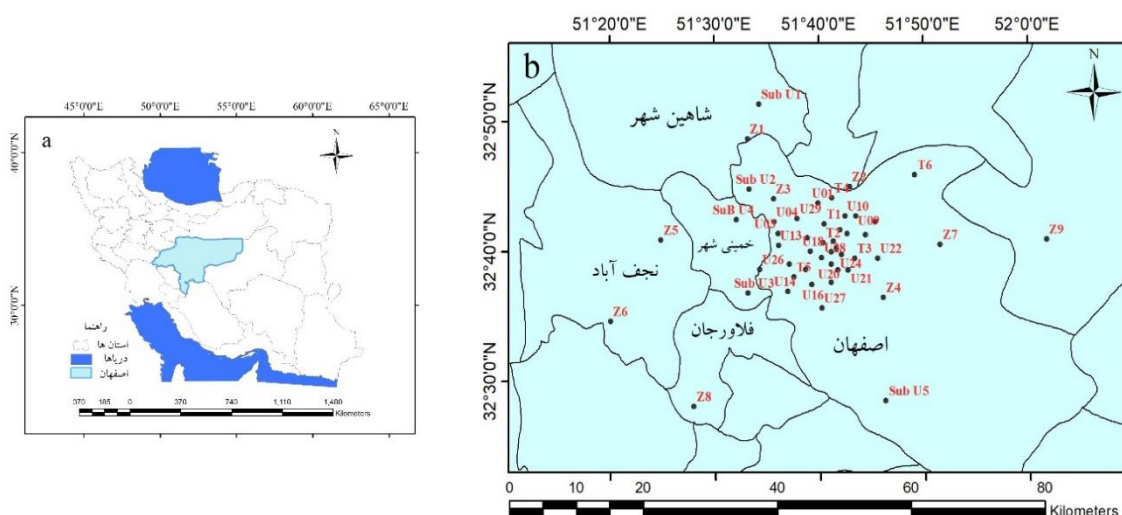
روش‌شناسی پژوهش

معرفی منطقه مورد مطالعه: استان اصفهان با ۶/۵۵ درصد از مساحت کشور در مرکز فلات ایران قرار دارد (شکل ۱). شهر اصفهان به‌عنوان مرکز این استان در طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۴۱ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۰ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۵۱ دقیقه شمالی قرار گرفته است. شهر اصفهان از سمت شمال به شاهین‌شهر، از شرق به دشت سگزی، از جنوب به فلاورجان و از غرب به خمینی‌شهر منتهی می‌شود (شکل ۱). محدوده شهری به ۱۵ منطقه تقسیم می‌شود. براساس آخرین سرشماری نفوس و مسکن در سال ۱۳۹۵ جمعیت شهر اصفهان بالغ بر ۲۲۴۳۲۴۹ نفر می‌باشد. تراکم جمعیتی این شهر (نفر در هکتار) برابر با ۹۲/۲ نفر است (Statistical Centre of Iran, 2025). اصفهان یکی از آلوده‌ترین شهرهای ایران

محسوب می‌شود. این آلودگی از انواع مختلف صنایع فولاد و آهن، پتروشیمی، پالایشگاه نفت، کارخانه سیمان و آجر، نیروگاه و معادن سرب و روی به‌وجود می‌آید. این صنایع همچنین تأثیر قابل توجهی بر ظرفیت حمل‌ونقل و ترافیک دارند. موقعیت جغرافیایی خاص شهر و پایین‌تر بودن ارتفاع آن نسبت به مناطق همجوار منجر به انباشت آلاینده‌ها می‌شود. این مشکل در ماه‌های سرد سال به‌علت اثر وارونگی دما و تشکیل مه‌دود فتوشیمیایی افزایش می‌یابد (Norouzi et al., 2017).

نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها: در این مطالعه از داده‌های جمع‌آوری شده در مطالعه قبلی (Soleimani et al., 2022) استفاده شد که نقاط نمونه‌برداری $PM_{2.5}$ با روش نمونه‌برداری قضوتی اشکوب‌بندی شده^۲ در محدوده کلانشهر اصفهان انتخاب گردیدند. نمونه‌برداری از آذر ماه ۱۳۹۶ تا شهریور ۱۳۹۷ طی چهار فصل انجام شد. در مجموع ۲۰۰ نمونه از ۵۰ نقطه توزیع شده در مساحت حدود ۱۵۸ کیلومتر مربع براساس تراکم جمعیت، ترافیک جاده‌ای و فاصله تا مناطق صنعتی جمع‌آوری شدند (شکل ۱). در مجموع ۳۰ نقطه شهری (U)، ۶ نقطه ترمینال (T)، ۹ نقطه شهرک‌ها و مناطق صنعتی (Z) و ۵ نقطه در شهرستان‌های پیرامون (Sub U) نمونه‌برداری شدند.

نمونه‌های $PM_{2.5}$ طی ۲۴ ساعت با یک پمپ نمونه‌گیر هوا حجم بالا^۳ (مدل TISCH ساخت کشور آمریکا) با سرعت ۱/۱ متر مکعب بر دقیقه جمع‌آوری شدند. برای نمونه‌برداری از فیلتر کوارتز (Sigma-Aldrich) با اندازه ۲۵/۴×۲۰/۳ سانتی‌متر مربع استفاده شد. فیلترها قبل از نمونه‌برداری به مدت ۳ ساعت در کوره در دمای ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند تا اطمینان حاصل شود که فیلترها عاری از هرگونه ترکیبات آلی هستند. به‌منظور اطمینان از عدم تأثیر رطوبت، فیلترها قبل و بعد از نمونه‌برداری به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه دسیکاتور نگهداری شدند. جرم نمونه‌های $PM_{2.5}$ تا پنج رقم اعشار اندازه‌گیری شدند. نمونه‌ها تا زمان انجام آنالیزهای شیمیایی در فریزر با دمای ۱۸- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند (Soleimani et al., 2022).



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه، موقعیت استان اصفهان در نقشه ایران (a)، تقسیمات استانی و موقعیت نقاط نمونه‌برداری (b)

استخراج و آنالیز هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در نمونه‌های ذرات معلق $PM_{2.5}$: هر فیلتر نمونه به قطعات هم‌اندازه (با مساحت ۳/۷۹۹۳ سانتی‌متر مربع) بریده شد و سه عدد از آنها شامل قسمت‌های حاشیه و مرکزی به‌طور تصادفی انتخاب شدند. از سونیکاتور برای استخراج PAHs با ۵ میلی‌لیتر پنتان/دی‌کلرومتان به نسبت ۹۰ به ۱۰ به مدت ۱۰ دقیقه استفاده شد. قبل از استخراج ۴ میکرولیتر مخلوط استاندارد ساروگیت که شامل ترکیبات Fluorene-, Acenaphthene- d_{10} , Naphthalene- d_8 , Benzo(k)fluoranthene- d_{12} , Chrysene- d_{12} , Pyrene- d_{10} , Phenanthrene- d_{10} , Dibenzothiophene- d_8 , d_{10} , Benzo(g,h,i)perylene- d_{12} بود، به نمونه‌ها اضافه شد. پس از استخراج فیلتر از عصاره خارج شد و ۰/۵ میلی‌لیتر ایزواکتان به

^۲Stratified Judgmental Sampling

^۳High-volume Air Sampler

عصاره اضافه و سپس حجم حلال به یک میلی لیتر کاهش یافت. ۴ میکرولیتر مخلوط استاندارد داخلی که شامل ترکیبات Benzo(a)pyrene-d₁₂, Benzo(a)anthracene-d₁₂, Fluoranthene-d₁₀, Anthracene-d₁₀, Acenaphthylene-d₈, Indeno(1,2,3-c,d)pyrene-d₁₂ بود، به عصاره اضافه شد و سپس به ویال GC منتقل شد. اندازه گیری غلظت ترکیبات PAHs با استفاده از دستگاه GC-MS در دانشکده گیاه و محیط زیست دانشگاه کپنهاگ دانمارک انجام شد (Soleimani et al., 2022). درصد بازیابی ترکیبات PAHs بین ۸۰ تا ۱۱۰ درصد بود.

ارزیابی ریسک سلامتی هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه ای در ذرات معلق: در این تحقیق از روش هم ارزی سمیت ترکیب Benzo(a)pyrene (TEQ)، برای ارزیابی خطر سلامتی PAHs متصل به PM_{2.5} استفاده شد. در این روش از ترکیب Benzo(a)pyrene (BaP) برای سنجش سمیت سایر PAHs استفاده می شود. BaP تنها ترکیب PAHs است که داده های سم شناسی کافی برای استنتاج سرطان زایی PAHs را داراست. این شاخص از محاسبه مقدار TEQ (نانوگرم بر مترمکعب) با استفاده از معادله ۱ به دست آمد (Khairy and Lohmann, 2013):

$$TEQ = \sum (BaPeq_i) = \sum (C_i \times TEF_i) \quad (\text{معادله ۱})$$

در این معادله C_i: غلظت هر ترکیب PAH (نانوگرم بر مترمکعب) و TEF_i: عامل معادل سمیت (بدون واحد) می باشد. با استفاده از مقادیر TEQ محاسبه شده در معادله ۱، دوز روزانه متوسط در طول عمر (LADD) برای بزرگسالان و کودکان به صورت جداگانه از طریق استنشاق محاسبه شد. این روش محاسبه ریسک ترکیبات PAHs توسط EPA ارائه شده است. LADD_{inh}: مسیر استنشاق با استفاده از معادله ۲ برآورد شد (US EPA, 1991; Chen and Liao, 2006; Peng et al., 2011):

$$LADD_{inh} = \frac{C \times CSF_{inh} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (\text{معادله ۲})$$

در این معادله C: همان مقدار TEQ محاسبه شده در فرمول ۱ می باشد. CSF: فاکتور شیب سرطان (میلی گرم بر کیلوگرم در روز)، IR_{inh}: میزان استنشاق (مترمکعب در روز)، EF: فرکانس مواجهه (روز در سال)، ED: مدت مواجهه (سال)، BW: وزن بدن (کیلوگرم)، AT: متوسط زمان (روز) و PEF: فاکتور انتشار ذرات (میلی گرم بر کیلوگرم) را نشان می دهند (Chen and Liao, 2006). LADD_{inh} از طریق استنشاق با استفاده از معادله ۳ برآورد شد (Iakovides et al., 2021):

$$LADD_{inh} = \frac{TEQ \times ET \times EF}{AT} \times \left[\left(\frac{ED \times InhR}{BW} \right)_{adult} + \left(\frac{ED \times InhR}{BW} \right)_{child} \right] \times CF \quad (\text{معادله ۳})$$

در این معادله ET: زمان مواجهه (ساعت در روز)، EF: فرکانس مواجهه (روز در سال)، AT: متوسط زمان (روز)، ED: مدت مواجهه (سال)، InhR: استنشاق (مترمکعب در روز)، BW: وزن بدن (کیلوگرم) و CF: ضریب تصحیح را نشان می دهند (Iakovides et al., 2021). در نهایت خطر افزایشی سرطان در طول زندگی ILCR_i برای ارزیابی کمی خطر مواجهه با ترکیبات PAHs از طریق مسیر استنشاق براساس معادله ۴ به دست آمد (Iakovides et al., 2021):

$$ILCR_i = LADD_i \times CSF_i \quad (\text{معادله ۴})$$

ریسک سرطان زایی از مسیر بلع با استفاده از معادله ۵ برای گروه سنی کودکان و بزرگسالان به صورت مجزا محاسبه شد (US EPA, 1991; Chen and Liao, 2006; Peng et al., 2011):

$$LADD_{ing} = \frac{C \times CSF_{ing} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (\text{معادله ۵})$$

در این معادله C: همان مقدار TEQ محاسبه شده در فرمول ۱ می باشد. CSF: فاکتور شیب سرطان (میلی گرم بر کیلوگرم در روز)، IR_{ing}: میزان بلع (میلی گرم در روز)، EF: فرکانس مواجهه (روز در سال)، ED: مدت مواجهه (سال)، BW: وزن بدن (کیلوگرم) و AT: متوسط زمان (روز) را نشان می دهند (Chen and Liao, 2006). با استفاده از مقدار TEQ محاسبه شده در فرمول ۱، دوز

روزانه متوسط در طول عمر LADD برای بزرگسالان و کودکان به صورت مجموع محاسبه می‌شود. LADD مسیر بلع از طریق معادله ۶ به دست آمد (Iakovides et al., 2021):

$$LADD_{ing} = \frac{TEQ \times ET \times EF}{AT} \times \left[\left(\frac{ED \times InR}{BW} \right)_{adult} + \left(\frac{ED \times InR}{BW} \right)_{child} \right] \times CF \quad (\text{معادله ۶})$$

در این معادله ET: زمان مواجهه (ساعت در روز)، EF: فرکانس مواجهه (روز در سال)، AT: متوسط زمان (روز)، ED: مدت مواجهه (سال)، InR: استنشاق (مترمکعب در روز)، BW: وزن بدن (کیلوگرم) و CF: ضریب تصحیح را نشان می‌دهند (Iakovides et al., 2021). در نهایت خطر افزایشی سرطان در طول زندگی ILCR برای ارزیابی کمی مواجهه با ترکیبات PAHs از طریق مسیر بلع طبق معادله ۷ به دست آمد (Iakovides et al., 2021):

$$ILCR_i = LADD_i \times CSF_i \quad (\text{معادله ۷})$$

ریسک سرطان‌زایی ترکیبات PAHs از طریق تماس پوستی در دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان به صورت جداگانه با استفاده از معادله ۸ محاسبه شد (US EPA, 1991; Chen and Liao, 2006; Peng et al., 2011):

$$LADD_{derm} = \frac{C \times CSF_{derm} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (\text{معادله ۸})$$

که در رابطه فوق C: همان مقدار TEQ محاسبه شده در فرمول ۱ می‌باشد. CSF: فاکتور شیب سرطان (میلی گرم بر کیلوگرم در روز)، SA: سطح پوست (سانتی متر مربع)، SL: ضریب چسبندگی پوست (میلی گرم بر سانتی متر مربع)، ABS: عامل جذب پوست (بدون واحد)، EF: فرکانس مواجهه (روز در سال)، ED: مدت مواجهه (سال)، BW: وزن بدن (کیلوگرم) و AT: متوسط زمان (روز) را نشان می‌دهند (Chen and Liao, 2006). مقادیر مورد نیاز برای معادلات ذکر شده در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- مقادیر عددی فاکتورهای مورد استفاده در معادلات تعیین ریسک

پارامتر	معرفی	واحد	مقادیر عددی	
			کودکان	بزرگسالان
InhR ^a	ریسک سرطان از مسیر استنشاق	مترمکعب بر روز	۱۰	۲۰
InR ^{b,c}	ریسک سرطان از مسیر بلع	میلی گرم بر روز	۲۰۰	۱۰۰
AT ^d	متوسط زمان مواجهه	روز	۲۵,۵۵۰	۲۵,۵۵۰
BW ^f	وزن بدن	کیلوگرم	۲۹	۷۱
ET ^c	زمان مواجهه	ساعت بر روز	۸	۸
ED ^b	طول دوره مواجهه	سال	۶	۲۴
EF ^d	فرکانس مواجهه	روز بر سال	۳۵۰	۳۵۰
SA ^g	سطح تماس	سانتی متر مربع	۲۸۰۰	۵۷۰۰
AF ^{derm} ^g	فاکتور چسبندگی پوستی	میلی گرم بر سانتی متر مربع	۰/۲	۰/۰۷
ABS ^g	فاکتور جذب پوستی	بدون واحد	۰/۱۳	۰/۱۳
CSF(InR) ^h	فاکتور شیب سرطان	میلی گرم بر کیلوگرم بر روز	۱۲	۱۲
CSF(Inh) ^h	فاکتور شیب سرطان	میلی گرم بر کیلوگرم بر روز	۳/۹	۳/۹
CSF(Derm) ⁱ	فاکتور شیب سرطان	میلی گرم بر کیلوگرم بر روز	۲۵	۲۵
AB ^{derm} ^c	نسبت پوستی	---	۰/۱۳	۰/۱۳
IR ^a	نرخ تنفس	مترمکعب بر روز	۱۰	۲۰
CF(Inh) ^c	ضریب تصحیح	میلی گرم روز بر پیکوگرم ساعت	۱۰ ^{-۹} /۲۴	۱۰ ^{-۹} /۲۴
CF(InR) ^c	ضریب تصحیح	میلی گرم در گرم روز بر میکروگرم در میلی گرم ساعت	۱۰ ^{-۶} /۲۴	۱۰ ^{-۶} /۲۴
CF(Derm) ^c	ضریب تصحیح	میلی گرم در گرم روز بر میکروگرم در میلی گرم ساعت	۱۰ ^{-۶} /۲۴	۱۰ ^{-۶} /۲۴

^a SFT 1999 ^b US EPA 2001 ^c Iakovides et al., 2021 ^d US EPA 2011 ^e Goudarzi et al. 2021 ^f US EPA 2011 ^g OEHH 2011 ^h Knafla et al., 2006

تهیه نقشه‌های طبقه‌بندی میزان ریسک: طبقه‌بندی ریسک PAHs در سه دسته براساس مقادیر جدول ۲ انجام شد (Mo et al., 2019). سپس با استفاده از نرم افزار ArcMap نسخه 10.6.1 نقشه طبقه‌بندی مقادیر ریسک براساس نقاط نمونه برداری رسم شد.

جدول ۲- طبقه‌بندی میزان ریسک سلامت PAHs در ذرات معلق (Zhang et al., 2019)

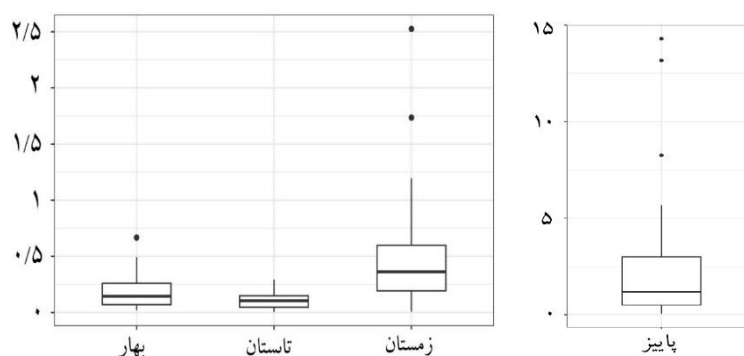
سطح ریسک	مقادیر ILCR
ریسک قابل قبول	$ILCR < 10^{-6}$
ریسک بالقوه	$10^{-6} \leq ILCR \leq 10^{-4}$
نگرانی برای سلامت عمومی	$ILCR > 10^{-4}$

تجزیه و تحلیل داده‌ها: بررسی آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ صورت گرفت. از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف برای بررسی نرمال بودن داده‌ها استفاده شد. در صورت نرمال بودن داده‌ها، با هدف بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها و نمونه‌برداری در فصول مختلف آنالیز تجزیه واریانس استفاده شد. در صورت نرمال نبودن داده‌ها آزمون‌های غیر پارامتریک استفاده گردید. بررسی روند تغییرات غلظت PAHs در ذرات معلق و در زمان و مکان‌های مختلف نمونه‌برداری به صورت نمودار و با استفاده از نرم‌افزار R انجام گرفت.

یافته‌های پژوهش و بحث

بررسی غلظت PM_{2.5} و ترکیبات PAHs همراه آنها: مقادیر غلظت ذرات PM_{2.5} در نقاط نمونه‌برداری طی چهار فصل برحسب واحد میکروگرم بر متر مکعب هوا محاسبه شد. پس از بررسی نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف مشخص شد که در برخی گروه‌ها، داده‌ها از توزیع نرمال تبعیت نمی‌کنند و همچنین واریانس بین داده‌ها در بین فصول یکسان نبود. براساس نتایج آزمون کروسکال-والیس بین غلظت PM_{2.5} در فصول مختلف اختلاف معنی‌داری وجود داشت ($P < 0.05$). غلظت PM_{2.5} در فصل پاییز با سایر فصول اختلاف معنی‌داری داشت و بیشترین مقدار بود و در فصل بهار کمترین مقدار بود. در اغلب نقاط نمونه‌برداری غلظت ذرات PM_{2.5} بیش از حد استاندارد غلظت مجاز ۲۴ ساعته (۳۵ میکروگرم بر متر مکعب هوا) بود. مقادیر PAHs کل در نمونه‌های PM_{2.5} در فصل پاییز (۷۸۸/۱ نانوگرم بر مترمکعب) و پس از آن در فصل زمستان (۱۶۲/۷ نانوگرم بر مترمکعب) در مقایسه با سایر فصول (۷۴/۸ نانوگرم بر مترمکعب برای بهار و ۵۸/۹ نانوگرم بر مترمکعب برای تابستان) بسیار بیشتر بود. یکی از دلایل اصلی افزایش غلظت در فصل پاییز، وارونگی دما است که موجب افزایش PM_{2.5} می‌شود و در نتیجه بر غلظت PAHs اثرگذار است (Chen et al., 2020). مطالعات Mahboubfar و همکاران (۲۰۱۸) نیز بر این موضوع دلالت دارد. افزایش غلظت PAHs در فصول سرد را می‌توان به وارونگی حرارتی مکرر و کاهش ارتفاع لایه اختلاط اتمسفری نسبت داد (Hosseiniebalam and Ghaffarpasand, 2015). دماهای پایین همچنین بر توزیع PAHs بین فاز گاز و فاز ذرات تأثیر می‌گذارد و منجر به افزایش غلظت PAHs در فاز ذرات می‌شود (Wang et al., 2020). همچنین کاهش پراکندگی اتمسفری و کاهش واکنش‌های فتوشیمیایی در دماهای کم از دلایل غلظت زیاد PAHs در طول فصول سرد گزارش شده است (Chen et al., 2020). تفاوت مشاهده شده غلظت PAHs در محل‌های نمونه‌برداری مختلف به دلیل ویژگی‌های متفاوت مکان‌های نمونه‌برداری است (Hoseini et al., 2016). علت مقادیر زیاد PAHs، تولید این ترکیبات از منابع انسانی است. میانگین غلظت ترکیبات PAHs در اکثر فصول در ترمینال‌ها (T) بیش از مناطق شهری (U) و در مناطق شهری بیش از شهرک‌های صنعتی (Z) بود. در فصل زمستان بیشترین میزان مربوط به شهرک‌های صنعتی بود. بیشترین میانگین در بین ترکیبات PAH به ترتیب متعلق به بنزو جی-اچ-آی پیرن، بنزو-پیرن و ایندنو ۱،۲،۳-سی-دی پیرن بود که عمدتاً از احتراق سوخت‌های فسیلی ناشی می‌شود. ترکیب BaP سرطان‌زاترین ترکیب PAH است و به عنوان شاخصی برای ارزیابی خطر سرطان شناخته می‌شود (Wang et al., 2020). مقادیر اندازه‌گیری شده این ترکیب در تحقیق حاضر در دامنه ۰/۰۰۱ تا ۷/۹ نانوگرم بر متر مکعب گزارش شد. همچنین میانگین آن، ۰/۰۷۹۱ نانوگرم بر متر مکعب در فصل بهار، ۰/۰۳۶۴ در فصل تابستان، ۱/۱۳۳۸ در فصل پاییز و ۰/۲۱۷۹ در فصل زمستان بود. میانگین غلظت BaP در فصل پاییز و همزمان با پدیده وارونگی دما بیشتر از مقدار مجاز استاندارد ملی هوا برای مواجهه روزانه با این ترکیب، یعنی ۱ نانوگرم بر متر مکعب بود (Goudarzi et al., 2021). میانگین مقدار BaP در این مطالعه کمتر از مقادیر مشابه اندازه‌گیری شده در مطالعه Hoseini و همکاران (۲۰۱۶) در شهر تهران و بیشتر از مطالعه Callén و همکاران (۲۰۱۳) در شهر Zaragoza در کشور اسپانیا بود.

نتایج حاصل از شاخص ضریب معادل سمیت (TEQ) در ترکیبات PAHs: از بین ترکیبات TEF-PAH که در محاسبات ارزیابی ریسک وارد شدند، بنزو ای پیرن^۴ و دی بنزو ای اچ آنتراسن^۵ بیشترین مقادیر را داشتند (TEF 1). پس از آنها نیز فلورانتن^۶ با مقدار $TEF=0.8$ قرار داشت. علت مقادیر زیاد ضریب معادل سمیت این ترکیبات به زیاد بودن غلظت آنها در ذرات $PM_{2.5}$ و نیز ضریب سمیت آنها می‌تواند ارتباط داشته باشد (Iakovides et al., 2021). مقادیر TEQ در فصول سرد سال شامل پاییز و زمستان به میزان قابل توجهی بیشتر از ماه‌های بهار و تابستان بود (شکل ۲). این یافته به غلظت‌های بیشتر PAHs در پاییز و زمستان مرتبط است. مقدار میانگین این شاخص در تمام فصول به جز پاییز کمتر از مقادیر مشابه اندازه‌گیری شده در مطالعه Manoli و همکاران (۲۰۱۶) در شهر Thessaloniki کشور یونان و مطالعه Zheng و همکاران (۲۰۱۹) در شهر Huainan کشور چین بود. همچنین میزان این شاخص در مناطق شهری بیشتر از مناطق صنعتی بود. دلیل این امر می‌تواند منشأ اصلی تولید این ترکیبات یعنی منابع متحرک در مناطق نمونه‌برداری باشد (Soleimani et al., 2022). حداکثر مقدار شاخص TEQ در ترمینال‌ها (به علت توقف و تردد بیشتر ماشین‌های دیزلی) و در نقطه T4 یعنی ایستگاه اتوبوس‌رانی فرزندگان مشاهده شد. این نقطه محل توقف اتوبوس‌های شهری و نیز تردد ماشین‌های دیزلی است، در نتیجه میزان تولید PAHs در آن زیاد است. از طرفی، با توجه به جهت باد غربی شرقی در فصول سرد احتمال انتقال آلاینده‌های مذکور از نیروگاه شهید منتظری و پالایشگاه و پتروشیمی اصفهان به این منطقه وجود دارد.



شکل ۲- نمودار مقایسه شاخص TEQ حاصل از PAHs در فصول مختلف سال

نتایج سرطان‌زایی PAHs از مسیر استنشاق: مقادیر عددی حاصل از ریسک سرطان‌زایی ترکیبات PAHs از طریق استنشاق، در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان از طریق هر دو گروه معادلات (به تفکیک گروه سنی و مجموع آنها) و در کلیه نقاط کمتر از 10^{-6} (مقدار مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا برای ریسک سرطان‌زایی ترکیبات PAHs در نظر گرفته است) بوده و در دسته ریسک قابل قبول قرار گرفت. باید تأکید کرد که خطرات ارزیابی شده در این مطالعه نباید به عنوان حوادث سرطان واقعی مربوط به گروه‌های منتخب جمعیت تفسیر شود، بلکه باید به عنوان تخمین‌های تقریبی برای موارد سرطان به‌ازای هر فرد در نظر گرفته شود، که ممکن است در طول عمر ایجاد شوند (Fan et al., 2019; Iakovides et al., 2021). مقادیر ریسک سرطان‌زایی از مسیر استنشاق در مطالعه حاضر کمتر از مقادیر مشابه در مطالعه Soltani و همکاران (۲۰۱۵) در غبار جاده شهر اصفهان بود. علت این امر به دلیل تفاوت غلظت ترکیبات PAHs ناشی از اختلاف در اندازه ذرات معلق و نیز روش‌های نمونه‌برداری است. همچنین مقادیر به‌دست آمده کمتر از مطالعه Iakovides و همکاران (۲۰۲۱) در شهر Aglantzia در قبرس بود، زیرا در آن مطالعه تعداد بیشتری از ترکیبات PAHs برآورد شدند که برخی از آنها شاخص TEF بزرگتری داشتند، در نتیجه افزایش ریسک سرطان را موجب می‌شدند.

نتایج سرطان‌زایی PAHs از مسیر بلع: به‌طور کلی مسیر بلع، ریسک سرطان‌زایی بیشتری نسبت به تنفس را شامل شد. در دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان در فصل بهار و تابستان مقادیر ریسک از حد مجاز 10^{-6} فراتر نرفت. در فصل زمستان تنها در

⁴Bezo (e) pyrene

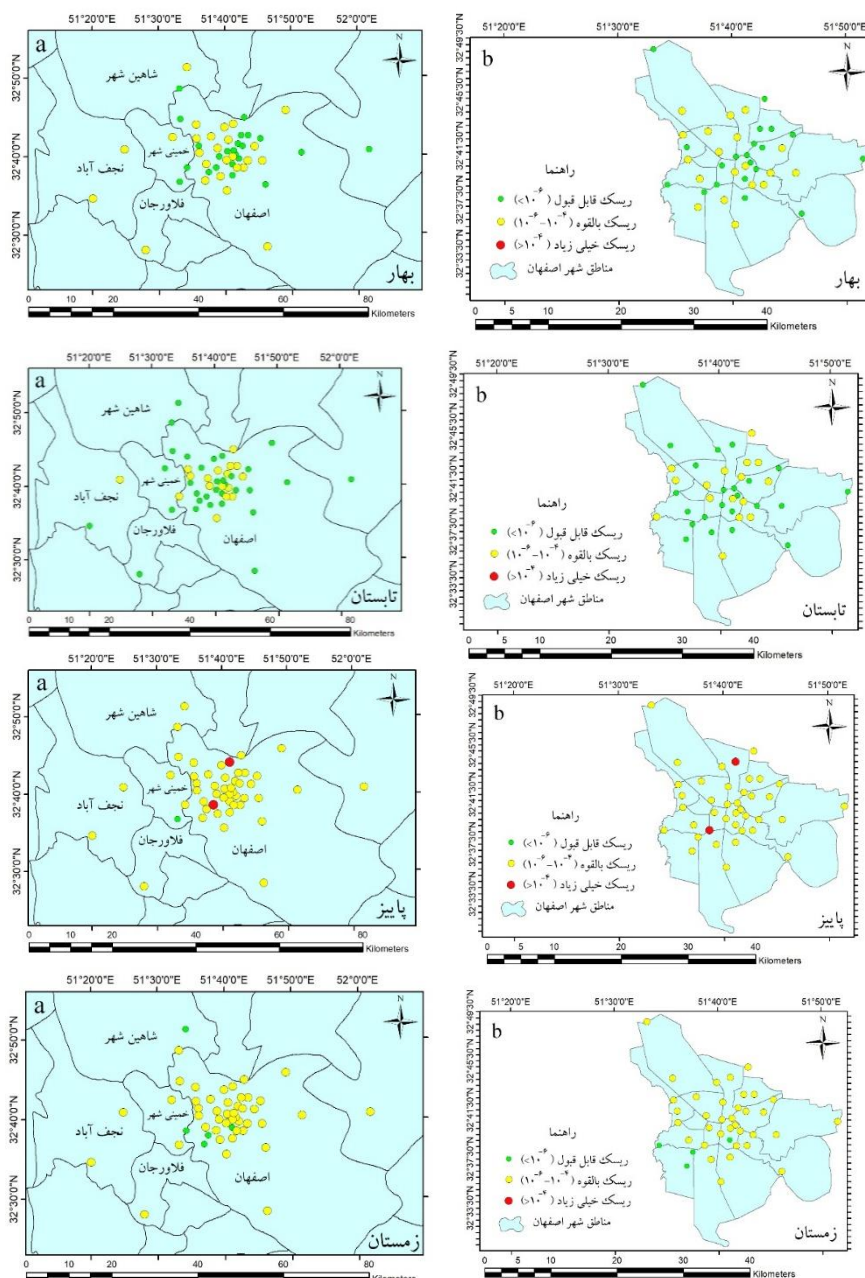
⁵Dibenzo (a,h) anthracene

⁶Flouranthene

یک نقطه U29 (خانه اصفهان) ریسک بالقوه سرطان‌زایی مشاهده شد. خانه اصفهان منطقه مسکونی پرجمعیت است و احتمالاً به دلیل مصرف سوخت‌های فسیلی و نیز تردد خودروها، میزان تولید ترکیبات PAHs و ریسک سرطان‌زایی زیادی وجود دارد. در این دو گروه سنی در فصل پاییز نیز در اغلب نقاط ریسک سرطان‌زایی بالقوه وجود داشت. در مجموع دو گروه سنی در هر چهار فصل در بسیاری از نقاط ریسک از مقدار مجاز فراتر رفت و ریسک بالقوه سرطان‌زایی از مسیر بلع برای ساکنان شهر اصفهان به دست آمد. اما در فصل تابستان تنها در چهار نقطه U3 (آتش‌نشانی رهنان)، U11 (بزرگراه ردانی‌پور)، U26 (ناژوان) و Z5 (شهرک صنعتی منتظریه) ریسک بیشتر از حد آستانه 10^{-6} بود. این مقادیر ریسک کمتر از مطالعه Khairy و Lohmann (۲۰۱۳) در شهر اسکندریه کشور مصر بود؛ چراکه در آن مطالعه تعداد و مقادیر غلظت ترکیبات PAHs بیشتر از مطالعه حاضر گزارش شده بود.

نتایج سرطان‌زایی PAHs از مسیر تماس پوستی: در گروه سنی کودکان در کلیه فصول به جز پاییز میزان ریسک از حد مجاز فراتر نرفت و در فصل پاییز در ۱۵ نقطه ریسک بالقوه سرطان‌زایی برآورد شد. در گروه سنی بزرگسالان در فصول بهار و تابستان ریسک کمتر از حد 10^{-6} بود. در فصل زمستان تنها در دو نقطه U29 (خانه اصفهان) و Z8 (شهرک صنعتی اشترجان) ریسک بالقوه سرطان‌زایی مشاهده شد. اما در فصل پاییز در اغلب نقاط مقادیر ریسک بیش از حدود مجاز بود. در مجموع دو گروه سنی در فصل تابستان در سه نقطه U3 (آتش‌نشانی رهنان)، U26 (ناژوان) و Z5 (شهرک صنعتی منتظریه) مقادیر ریسک فراتر از حد مجاز رفت. در فصل پاییز به جز شش نقطه Sub U3 (درچه)، Sub U5 (بهارستان)، T3 (ترمینال جی)، U8 (زمین‌های کشاورزی حصه)، U22 (خوراسگان) و Z6 (شهرک صنعتی نجف‌آباد) مابقی نقاط ریسک بالقوه سرطان‌زایی از مسیر تماس پوستی را شامل شدند. در فصل زمستان نیز در اغلب نقاط مقادیر ریسک زیادی مشاهده شد که می‌تواند سلامت افراد را تحت تأثیر قرار دهد. همچنین میزان ریسک در مناطق شهری بیشتر از مناطق صنعتی بود. ممکن است انتقال آلاینده‌های مذکور در اثر وزش باد از صنایع پیرامونی به سمت مناطق شهری به‌ویژه در فصول سرد بر افزایش غلظت و ریسک آنها اثر داشته باشد.

مقایسه نتایج سه مسیر سرطان‌زایی PAHs در ذرات PM_{2.5}: در بین فصول مختلف به ترتیب پاییز، زمستان، بهار و تابستان بیشترین مقادیر ریسک را در سه مسیر مختلف نشان دادند. مسیر بلع بیشترین میزان ریسک را شامل شد و پس از آن مسیر پوستی و استنشاق قرار گرفتند. مقادیر ریسک از مسیر استنشاق از حد مجاز 10^{-6} فراتر نرفت. در فصل بهار بیشترین میزان عددی ریسک در نقاط ترمینال جی (T3)، کوی امام صادق صفه (U27)، ترمینال کاوه (T1) و فرودگاه شهید بهشتی (T6) مشاهده شد. با توجه به اینکه ترمینال جی و ترمینال کاوه مکان توقف و تردد اتوبوس‌هاست، مقادیر زیادی PAHs در آنجا تولید می‌شود؛ در نتیجه بیشترین میزان ریسک را در فصل بهار به خود اختصاص دادند. منطقه کوی امام صادق صفه یک منطقه مسکونی است که به دلیل نزدیکی به چندین اتوبان پرتراфик و همچنین احتمال تأثیرپذیری از صنایع پیرامونی ریسک زیاد سرطان‌زایی را شامل شد. در فصل تابستان بیشترین میزان عددی مقادیر ریسک به ترتیب در نقاط ناژوان (U26)، آتش‌نشانی رهنان (U3)، شهرک صنعتی منتظریه (Z5) و بزرگراه ردانی‌پور (U11) قرار داشت. سرعت و جهت باد دو متغیر مهم در پراکنش ذرات معلق و مقدار غلظت آنها در منطقه محسوب می‌شوند. افزایش سرعت باد در منطقه مورد مطالعه به عنوان یکی از عوامل مهم در کاهش غلظت PM_{2.5} در منطقه معرفی شده است که در کاهش غلظت ترکیبات همراه آن نیز اثرگذار است (Maghzi Najafabadie et al., 2020). جهت باد غالب در فصل سرد (غربی شرقی) منجر به انتقال آلاینده‌ها از منابع مختلف به‌ویژه منابع صنعتی پیرامونی به نقاط مختلف شهری می‌شود. با توجه به تغییر جهت باد غالب در فصول گرم (شرقی غربی) انتقال ذرات گرد و غبار طبیعی و نیز واحدهای صنعتی مستقر در شرق شامل شهرک‌های صنعتی، معادن گچ و آهک و کوره‌های آجر پزی به مناطق شهری می‌تواند باعث افزایش غلظت آلاینده‌های مختلف همراه با ذرات معلق شود. در فضای سبز شهری ترسیب آلاینده‌های مختلف همچون PAHs به دلیل ویژگی‌های منحصر به فرد فضای سبز از جمله تراکم درختان و به دام افتادن هوا زیاد است (Hasheminejad et al., 2024; Peng et al., 2012). از طرفی ممکن است نزدیکی منطقه ناژوان به اتوبان، موجب ریسک زیاد ترکیبات مذکور در آن منطقه شود. در شهرک صنعتی منتظریه وجود صنایعی همچون تولید ورق‌های گالوانیزه که PAHs تولید می‌کنند، موجب افزایش ریسک سرطان‌زایی شد.



شکل ۳- مجموع ریسک سرطان‌زایی PAHs در شهر اصفهان به تفکیک فصول در کلانشهر اصفهان (a) و مناطق ۱۵ گانه شهری اصفهان (b)

در فصل پاییز بیشترین مقادیر ریسک به‌ترتیب در نقاط اتوبوس‌رانی فرزنانگان (T4)، خیابان صائب (U17)، شهرک صنعتی امیرکبیر (Z3) و زینبیه (U9) برآورد شد. اکثر این نقاط که در محدوده شمال شرقی اصفهان واقع شده‌اند ممکن است با توجه به انتقال آلاینده‌ها از صنایع پیرامونی که در فاصله کمی از آنها قرار دارند و با توجه به جهت وزش باد از این مجموعه‌ها نیز تأثیر گرفته باشند. اتوبوس‌رانی فرزنانگان محل توقف و حرکت ماشین‌های سنگین (اتوبوس و کامیون) است که مصرف آنها سوخت دیزل بوده و ترکیبات با وزن مولکولی بالای PAHs تولید می‌کنند، در نتیجه ریسک بیشتری دارد (Soleimani et al., 2022). نزدیکی منطقه زینبیه به کوره‌های آجرپزی شهر اصفهان می‌تواند موجب افزایش تولید PAHs و زیاد بودن ریسک سرطان‌زایی می‌شود. در فصل زمستان نیز بیشترین اعداد حاصل از ریسک سرطان‌زایی به‌ترتیب در نقاط خانه اصفهان (U29)، شهرک صنعتی اشترجان (Z8)، شهرک صنعتی دولت‌آباد (Z2) و کهنذر (U13) مشاهده شد. ترافیک، مصرف سوخت‌های فسیلی و مجاورت با مناطق صنعتی مانند منطقه صنعتی امیرکبیر است که تردد ماشین‌های سنگین و فعالیت‌های صنعتی در آن زیاد است هم می‌تواند علت افزایش این ترکیبات و ریسک آنها باشد.

مجموع ریسک سرطان‌زایی از تمامی مسیرها: خطر کل سرطان‌زایی از مجموع خطرات مواجهه مسیرهای بلع، تماس پوستی و استنشاق محاسبه می‌شود (Goudarzi et al., 2021). به‌طور کلی به‌جز دو نقطه T4 (اتوبوس‌رانی فرزندگان) و U17 (خیابان صائب) در فصل پاییز، مجموع ریسک در کلیه نقاط نمونه‌برداری و سایر فصول از محدوده 10^{-6} تا 10^{-4} (یعنی سرطان‌زایی بالقوه) فراتر نرفت (شکل ۳). با توجه به وزش باد غربی شرقی در فصول سرد این احتمال وجود دارد که دو نقطه مذکور علاوه بر منابع نزدیک به خود از واحدهای صنعتی شمال و غرب منطقه نیز تأثیر گرفته باشند. در فصل زمستان در پنج نقطه Sub U1 (شاهین شهر)، T5 (ترمینال زاینده‌رود)، U14 (شهرک امیریه)، U20 (خیابان شریف واقفی) و U26 (ناژوان) ریسک سرطان‌زایی در حد مجاز 10^{-6} بود و مابقی نقاط ریسک بالقوه سرطان‌زایی را دارا بودند. در فصل بهار نیز در اغلب نقاط ترکیبات PAHs به‌طور بالقوه سرطان‌زا بودند (شکل ۳). نتایج به‌دست آمده مشابه مطالعه Goudarzi و همکاران (۲۰۲۱) در سه شهر اهواز، آبادان و عسلویه بود؛ چراکه در آن مطالعات نیز مجموع ریسک سرطان‌زایی در محدوده 10^{-6} تا 10^{-4} گزارش شد. همچنین میزان سرطان‌زایی از مسیر بلع و تماس پوستی سهم بسیار زیادی داشتند و سهم مسیر استنشاق ناچیز بود. با وجود انتقال ذرات معلق طبیعی در فصول گرم از مناطق شرقی با وزش باد ولی ریسک ترکیبات مورد مطالعه در این زمان‌ها کمتر از فصول سرد بود. دلیل اصلی این موضوع این است که ذرات معلق طبیعی به‌عنوان منبع ترکیبات آلی مذکور به‌شمار نمی‌روند و عمدتاً حاوی ترکیبات فلزی هستند (Marjovvi et al., 2022)، در حالی که ترکیبات PAHs در اثر فعالیت‌های صنعتی و حمل‌ونقلی به‌وجود می‌آیند.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه ریسک سلامت ناشی از PAHs در ذرات معلق $PM_{2.5}$ و تغییرات زمانی و مکانی آن بررسی شد. در اغلب نقاط نمونه‌برداری غلظت ذرات $PM_{2.5}$ بیش از حد استاندارد غلظت مجاز ۲۴ ساعته (یعنی ۳۵ میکروگرم بر متر مکعب هوا) بود. مقادیر PAHs کل به‌ترتیب در فصول پاییز، زمستان، بهار و تابستان بیشترین مقدار را داشتند. یکی از دلایل اصلی افزایش غلظت در فصل پاییز، وارونگی دما است که موجب افزایش غلظت $PM_{2.5}$ می‌شود و در نتیجه بر غلظت PAHs اثرگذار است. همچنین کاهش پراکندگی اتمسفری و کاهش واکنش‌های فتوشیمیایی در دماهای پایین از دلایل غلظت زیاد PAHs در طول فصول سرد است. وزش باد از مناطق غرب، جنوب غرب و شمال به‌سمت مناطق شهری نیز می‌تواند در انتقال آلاینده‌های مذکور از منابع صنعتی پیرامونی اثرگذار باشد. مقادیر اندازه‌گیری شده BaP در تحقیق حاضر در دامنه $0/001$ تا $7/9$ نانوگرم بر متر مکعب هوا بود. شاخص TEQ برای ارزیابی سمیت ترکیبات شناخته شده PAHs استفاده شد. مقادیر TEQ در فصول سرد سال شامل پاییز و زمستان به‌میزان قابل توجهی بیشتر از ماه‌های بهار و تابستان بود. مقادیر حاصل از ریسک سرطان‌زایی ترکیبات PAHs از مسیر استنشاق در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان و در کلیه نقاط کمتر از 10^{-6} بود و در دسته ریسک قابل قبول قرار گرفت. ریسک سرطان‌زایی از مسیر بلع و تماس پوستی بیشتر از مسیر استنشاق بود و در اغلب نقاط در محدوده ریسک بالقوه سرطان‌زایی (از 10^{-6} تا 10^{-4}) قرار گرفت. مجموع ریسک سرطان‌زایی از مسیرهای بلع، تماس پوستی و استنشاق نیز در محدوده خطر بالقوه قرار داشت و تنها در دو نقطه در فصل پاییز، میزان آن در محدوده ریسک بسیار خطرناک (بیش از 10^{-4}) برآورد شد. بیشترین میزان ریسک مربوط به مناطق شهری، شهرک‌های صنعتی و پس از آن ترمینال‌ها بود. با توجه به نتایج به‌دست آمده کنترل منابع PAHs امری مهم و ضروری است و باید در جهت کاهش انتشار این ترکیبات برنامه‌ریزی‌های لازم صورت گیرد. مدیریت تولید و انتشار این ترکیبات برای حفظ سلامت ساکنین شهر اصفهان و نیز به‌روزرسانی اطلاعات غلظت ترکیبات مذکور توصیه می‌شود.

سپاسگزاری

از سرکارخانم مهندس نسیمه امینی و آقای دکتر علی اشرفی برای کمک در نمونه‌برداری ذرات معلق قدردانی می‌شود. همچنین از شهرداری اصفهان و اداره کل محیط‌زیست استان اصفهان برای حمایت مالی در تهیه داده‌های اولیه پروژه قدردانی می‌شود.

References

- Akyüz, M., Çabuk, H., 2009. Meteorological variations of $PM_{2.5}/PM_{10}$ concentrations and particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of Zonguldak, Turkey. *Journal of Hazardous Materials* 170(1), 13-21.
- Ali-Taleshi, M.S., Riyahi Bakhtiari, A., Moeinaddini, M., Squizzato, S., Feiznia, S., Cesari, D., 2021. Single-site source apportionment modeling of $PM_{2.5}$ -bound PAHs in the Tehran metropolitan area, Iran: Implications for source-specific multi-pathway cancer risk assessment. *Urban Climate* 39, 100928.
- Azimi-Yancheshmeh, R., Moeinaddini, M., Feiznia, S., Riyahi-Bakhtiari, A., Savabieasfahani, M., van Hullebusch, E.D., Asgari Lajayer, B., 2021. Seasonal and spatial variations in atmospheric $PM_{2.5}$ -bound PAHs in Karaj city, Iran: Sources, distributions, and health risks. *Sustainable Cities and Society* 72, 103020.
- Bandowe, B.A.M., Nkansah, M.A., 2016. Occurrence, distribution and health risk from polycyclic aromatic compounds (PAHs, oxygenated-PAHs and azaarenes) in street dust from a major West African Metropolis. *Science of the Total Environment* 553, 439-449.
- Callén, M.S., López, J.M., Iturmendi, A., Mastral, A.M., 2013. Nature and sources of particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the atmospheric environment of an urban area. *Environmental Pollution* 183, 166-174.
- Chang, J., Shen, J., Tao, J., Li, N., Xu, C., Li, Y., Liu, Z., Wang, Q., 2019. The impact of heating season factors on eight $PM_{2.5}$ -bound polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations and cancer risk in Beijing. *Science of the Total Environment* 688, 1413-1421.
- Chen, S.C., Liao, C.M., 2006. Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Science of the Total Environment* 366(1), 112-123.
- Chen, Z., Chen, D., Zhao, C., Kwan, M.-p., Cai, J., Zhuang, Y., Zhao, B., Wang, X., Chen, B., Yang, J., 2020. Influence of meteorological conditions on $PM_{2.5}$ concentrations across China: A review of methodology and mechanism. *Environment International* 139: 105558.
- Fan, X., Chen, Z., Liang, L., Qiu, G., 2019. Atmospheric $PM_{2.5}$ -bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Guiyang City, southwest China: Concentration, seasonal variation, sources and health risk assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 76(1), 102-113.
- Ghanavati, N., Nazarpour, A., Watts, M.J., 2019. Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran. *Catena* 177, 246-259.
- Goudarzi, G., Baboli, Z., Moslemnia, M., Tobekhak, M., Tahmasebi Birgani, Y., Neisi, A., Ghanemi, K., Babaei, A.A., Hashemzadeh, B., Ahmadi Angali, K., 2021. Assessment of incremental lifetime cancer risks of ambient air PM_{10} -bound PAHs in oil-rich cities of Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 19(1), 319-330.
- Hasheminejad, S., Moradi, H., Soleimani, M., 2024. Potential of *Pinus eldarica* Medw. tree bark for biomonitoring polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. *Scientific Report* 14, 6259.
- Hoseini, M., Yunesian, M., Nabizadeh, R., Yaghmaeian, K., Ahmadkhaniha, R., Rastkari, N., Parmy, S., Faridi, S., Rafiee, A., Naddafi, K., 2016. Characterization and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban atmospheric particulate of Tehran, Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 23(2), 1820-1832.
- Hatamian, S., 2025. The impact of long-term exposure to air pollution on cancer risk. *Advanced Therapies Journal* 7(22), 54-60.
- Huang, L., Zhang, J., Li, L., Wang, G., Gao, Q., Wang, D., Wang, Y., Wang, D., Zhou, S., 2025. $PM_{2.5}$ -bound synchronous polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in a typical cold city in northern China: Differences in heating and non-heating periods. *Journal of Environmental Management* 381, 125359.
- Hosseinielalam F., Ghaffarpasand O., 2015. The effects of emission sources and meteorological factors on sulphur dioxide concentration of Great Isfahan, Iran. *Atmospheric Environment* 100, 94-101.
- Iakovides, M., Iakovides, G., Stephanou, E.G., 2021. Atmospheric particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes, hopanes, steranes and trace metals: $PM_{2.5}$ source identification, individual and cumulative multi-pathway lifetime cancer risk assessment in the urban environment. *Science of the Total Environment* 752, 141834.
- Iakovides, M., Stephanou, E.G., Apostolaki, M., Hadjicharalambous, M., Evans, J.S., Koutrakis, P., Achilleos, S., 2019. Study of the occurrence of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons associated with respirable particles in two coastal cities at eastern Mediterranean: Levels, source apportionment, and potential risk for human health. *Atmospheric Environment* 213, 170-184.

- Jain, S., Sharma, S.K., Choudhary, N., Masiwal, R., Saxena, M., Sharma, A., Mandal, T.K., Gupta, A., Gupta, N.C., Sharma, C., 2017. Chemical characteristics and source apportionment of PM_{2.5} using PCA/APCS, UNMIX, and PMF at an urban site of Delhi, India. *Environmental Science and Pollution Research* 24(17), 14637-14656.
- Jakovljević, I., Sever Štrukil, Z., Godec, R., Bešlić, I., Davila, S., Lovrić, M., Pehnec, G., 2020. Pollution sources and carcinogenic risk of PAHs in PM₁ particle fraction in an urban area. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(24), 1-15.
- Kaghazchi, M.E., Soleimani, M., 2023, Changes in ecological and health risk assessment indices of potentially toxic elements associated with ambient air particulate matters (PM_{2.5}) in response to source, land use and temporal variation in Isfahan city, Iran. *Urban Climate*, 49, 101520.
- Kermani, M., Jonidi Jafari, A., Gholami, M., Shahsavani, A., Taghizadeh, F., Arfaeina, H., 2021. Ambient air PM_{2.5}-bound PAHs in low traffic, high traffic, and industrial areas along Tehran, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 27(1), 134-151.
- Khairy, M.A., Lohmann, R., 2013. Source apportionment and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of Alexandria, Egypt. *Chemosphere* 91(7), 895-903.
- Kim, K.-H., Kabir, E., Kabir, S., 2015. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International* 74, 136-143.
- Knafla, A., Philipps, K.A., Brecher, R.W., Petrovic, S., Richardson, M., 2006. Development of a dermal cancer slope factor for benzo[a]pyrene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 45(2), 159-168.
- Ma, L., Li, B., Liu, Y., Sun, X., Fu, D., Sun, S., Thapa, S., Geng, J., Qi, H., Zhang, A., 2020. Characterization, sources and risk assessment of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and nitrated PAHs (NPAHs) in Harbin, a cold city in Northern China. *Journal of Cleaner Production* 264, 121673.
- Maghzi Najafabadi, A., Mahaki, B., Hajizadeh, Y., 2020. Spatiotemporal modeling of airborne fine particulate matter distribution in Isfahan. *International Journal of Environmental Health Engineering* 9, 9.
- Mahboubfar, M. R., Ramesht, M. H. , Yazdanpanah, H., Azani, M., 2018. Contribution of inversion management to controlling the threshold of urban air quality index (Case study: Isfahan City). *Physical Geography Research*,= 50(2), 255-270.
- Manoli, E., Kouras, A., Karagkiozidou, O., Argyropoulos, G., Voutsas, D., Samara, C., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at traffic and urban background sites of northern Greece: source apportionment of ambient PAH levels and PAH-induced lung cancer risk. *Environmental Science and Pollution Research* 23(4), 3556-3568.
- Marjovvi, A. Soleimani, M., Mirghaffari, N., Karimzadeh, H., Yuan, Y., Fang, L., 2022. Monitoring, source identification and environmental risk of potentially toxic elements of dust in Isfahan province, central Iran. *Bulltin of Environmental Contamination and Toxicology*,= 108(5), 901-908.
- Mo, Z., Wang, Z., Mao, G., Pan, X., Wu, L., Xu, P., Chen, S., Wang, A., Zhang, Y., Luo, J., 2019. Characterization and health risk assessment of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in 5 urban cities of Zhejiang Province, China. *Scientific Reports* 9 (1): 7296.
- Morakinyo, O.M., Mukhola, M.S., Mokgobu, M.I., 2020. Concentration levels and carcinogenic and mutagenic risks of PM_(2.5)-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban-industrial area in South Africa. *Environmental Geochemistry and Health* 42 =(7), 2163-2178.
- Norouzi, S., Khademi, H., Ayoubi, S., Cano, A.F., Acosta, J.A., 2017. Seasonal and spatial variations in dust deposition rate and concentrations of dust-borne heavy metals, a case study from Isfahan, central Iran. *Atmospheric Pollution Research* 8(4), 686-699.
- OEHHA, 2011. California Office of Environmental Health Hazard Assessment. Appendix B. Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values. Updated 2011. Retrieved April 10 2020, from. <https://oehha.ca.gov/media/downloads/crnir/appendixb.pdf>.
- Peng, C., Chen, W., Liao, X., Wang, M., Ouyang, Z., Jiao, W., Bai, Y., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution* 159 (3): 802-808.
- Peng, C., Ouyang, Z., Wang, M., Chen, W., Jiao, W., 2012. Vegetative cover and PAHs accumulation in soils of urban green space. *Environmental Pollution* 161, 36-42.
- SFT. 1999. Guidelines on risk assessment of contaminated sites. SFT report 99.06. Norwegian Pollution Control Authority.

- Room, S.A., Lin, C.E., Pan, S.Y., Hsiao, T.C., Chou, C.C.K., Chi, K.H., 2023. Incremental lifetime cancer risk of PAHs in $PM_{2.5}$ via local emissions and long-range transport during winter. *Aerosol and Air Quality Research* 23, 220319.
- Safo-Adu, G., Attiogbe, F., Gorman Ofosu, F., Emahi, I., Naa Dede Maud Palm, L., Enimil, E., 2025. Polycyclic aromatic compounds in ambient $PM_{2.5}$ in the central region of Ghana: Molecular distribution, origin and cancer risk assessment. *Atmospheric Environment* 343, 120973.
- Soleimani, M., Ebrahimi, Z., Mirghaffari, N., Moradi, H., Amini, N., Poulsen, K.G., Christensen, J.H., 2022. Seasonal trend and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with fine particulate matters ($PM_{2.5}$) in Isfahan City, Iran, using diagnostic ratio and PMF model. *Environmental Science and Pollution Research* 29(18), 26449-26464.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanzadeh, A.R., Jaafarzadeh, N., Kermani, M., 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of the Total Environment* 505, 712-723.
- US EPA. 1991. Risk assessment guidance for superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part B, Development of risk-based preliminary remediation goals). OSWER. [9285.7-01B. EPA/540/R-92/003].
- US EPA. 2001. Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures. EPA/630/R-00/002. Risk Assessment Forum, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- US EPA. 2011. Exposure factors handbook: National Center for Environmental Assessment, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at <http://www.epa.gov/ncea/efh>.
- US EPA. 2011. Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-09/052F.
- US EPA. 2011. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. OSWER 9355, 4-24.
- Statistical Centre of Iran. 2025. Available from <https://www.amar.org.ir/> (Accessed 1st September 2018)
- Wang, W., Ding, X., Turap, Y., Tursun, Y., Abulizi, A., Wang, X., Shao, L., Talifu, D., An, J., Zhang, X., 2020. Distribution, sources, risks, and vitro DNA oxidative damage of $PM_{2.5}$ -bound atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Urumqi, NW China. *Science of the Total Environment* 739, 139518.
- Wiriya, W., Prapamontol, T., Chantara, S., 2013. PM_{10} -bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Chiang Mai (Thailand): Seasonal variations, source identification, health risk assessment and their relationship to air-mass movement. *Atmospheric Research* 124, 109-122.
- Zarasvandi, A., Rastmanesh, F., Banitamim, F., Mokhtari, B., Saed, M., 2017. Investigation evaluation and determination of possible source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the street dust of Ahvaz city medical chemistry concerning. *Journal of Ilam University of Medical Sciences* 25(1), 121-137.
- Zhang, J., Li, R., Zhang, X., Bai, Y., Cao, P., Hua, P., 2019. Vehicular contribution of PAHs in size dependent road dust: A source apportionment by PCA-MLR, PMF, and UNMIX receptor models. *Science of the Total Environment* 649, 1314-1322.
- Zhao, T., Yang, L., Huang, Q., Zhang, W., Duan, S., Gao, H., Wang, W., 2020. $PM_{2.5}$ -bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and nitrated-PAHs (NPAHs) emitted by gasoline vehicles: Characterization and health risk assessment. *Science of the Total Environment* 727, 138631.
- Zheng, L., Ou, J., Liu, M., Chen, Y., Tang, Q., Hu, Y., 2019. Seasonal and spatial variations of PM_{10} -bounded PAHs in a coal mining city, China: Distributions, sources, and health risks. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 169, 470-478.
- Zhu, J., Hsu, C.Y., Chou, W.C., Chen, M.J., Chen, J.L., Yang, T.T., Wu, Y.S., Chen, Y.C., 2019. $PM_{2.5}$ - and PM_{10} -bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the residential area near coal-fired power and steelmaking plants of Taichung City, Taiwan: In vitro-based health risk and source identification. *Science of the Total Environment* 670, 439-447.