مجله مهندسی بهداشت محیط، پاییز ۱۴۰۰، سال ۹، شماره ۱: ۱۲۵-۱۴۴

تعیین محتوی، منشاءیابی و ارزیابی خطر سلامت ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل (PCBs) در خاک سطحی برخی کاربری‌های مناطق شمالی، شرقی و غربی شهر تهران

سمیرا رنجبران[1]، سهیل سبحان اردکانی[2*]، مهرداد چراغی[3]، بهاره لرستانی[3]، مریم کیانی صدر[4]

[1] دانشجوی دکتری تخصصی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

[2] دکترای تخصصی علوم محیط‌زیست، استاد گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

[3] دکترای تخصصی علوم محیط‌زیست، دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

[4] دکترای تخصصی علوم محیط‌زیست، استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۰/۰۶/۰۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۹/۰۱

چکیده

زمینه و هدف: بی‌فنیل‌های چندکلره (PCBs) در زمره ترکیبات آلی دیرپا با قابلیت تجمع‌زیستی، پایداری در محیط و تاثیر بر سلامت انسان و محیط هستند. از این‌رو، این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین مقادیر، منشاءیابی و ارزیابی خطر سلامت PCBها در نمونه‌های خاک سطحی برخی از انواع زمین در مناطق شمالی، شرقی و غربی شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد.

مواد و روش‌ها: در این پژوهش توصیفی-مقطعی، در مجموع ۴۵ نمونه خاک سطحی از ۱۵ ایستگاه نمونه‌برداری واقع در مناطق تجاری، مسکونی، آموزشی-فرهنگی، فضای سبز شهری و حاشیه خیابان جمع‌آوری شد و پس از استخراج آنالیت‌ها، از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) برای شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PCB در نمونه‌ها استفاده شد. پردازش آماری نتایج نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.

یافته‌ها: نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۳ ترکیب PCB در نمونه‌های خاک بود. از طرفی، کمینه، بیشینه و میانگین غلظت مجموع PCBها به‌ترتیب برابر با ۰/۰۳۱، ۲۳/۱ و ۶/۷۷ میکروگرم در کیلوگرم بود. همچنین، با توجه به نتایج آزمون تحلیل عاملی (PCA) و سهم زیاد غلظت همولوگ‌های سبک از کل غلظت PCBهای شناسایی شده در نمونه‌ها، وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را احتمالاً می‌توان با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. مقادیر فاکتور سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض PCB۱۸۹ به‌عنوان تنها ترکیب PCB شناسایی شده واجد عامل هم ارزی سمیت (TEF)، نشان داد که مواجهه با خاک آلوده، منجر به "سرطان‌زایی خیلی کم" ناشی از مواجهه با این همولوگ خواهد شد.

نتیجه‌گیری: به‌طور کلی، با توجه به مخاطره سلامت ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و نظارت منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط‌های مختلف به‌ویژه آب و خاک و تلاش برای کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت محیط و شهروندان توصیه می‌شود.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل، تحلیل چندمتغیره، خطر سرطان‌زایی، تهران.

***نویسنده مسئول:** دکترای تخصصی علوم محیط‌زیست، استاد گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

ایمیل: s_sobhan@iauh.ac.ir - شماره تماس: ۰۸۱۳۴۴۸۱۶۶۳

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

مقدمه

آلودگی و تخریب محیط‌زیست در زمره مهم‌ترین نگرانی‌ها در سال‌های اخیر محسوب می‌شوند. رشد جمعیت، گسترش شهرها، رشد فعالیت‌های صنعتی، معدنی و کشاورزی، استفاده روزافزون از وسایل نقلیه موتوری، کاربرد کودهای آلی و لجن فاضلاب، استفاده از فاضلاب شهری برای آبیاری زمین‌های کشاورزی و همچنین فضای سبز شهری، دفع پسماند، فرونشست‌های جوی و نظایر آن، آلودگی محیط‌زیست در شهرها و به‌خصوص کلان‌شهرها را افزایش داده است که این معضل در شکل‌های مختلف در اجزای اصلی تشکیل‌دهنده محیط‌زیست یعنی آب، خاک و هوا نمود یافته است[۱-۳]. از این‌رو، برای حفظ سلامت محیط و زیستمندان ساکن در آن، پایش دوره‌ای محیط‌زیست شهری و به‌ویژه مناطق استقرار و تجمع شهروندان ضروری به‌نظر می‌رسد.

خاک به‌عنوان یکی از اجزای مهم محیط‌زیست، دریافت‌کننده پسماندهای صنعتی، معدنی و کشاورزی است که این مواد به‌محض ورود به خاک، جزئی از چرخه‌ای می‌شوند که انواع گوناگون حیات را تحت تأثیر خود قرار می‌دهد. لذا، اطلاع از ماهیت آلاینده‌ها و رفتار شیمیایی آن‌ها در خاک ضروری است. امروزه، در مبحث آلودگی خاک آلاینده‌های آلی و معدنی همچون ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل (PCBs)، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، آفت‌کش‌ها و فلزات سنگین که ترکیباتی سمی بوده و اثرات نامطلوب بر خواص خاک برجای می‌گذارند و یا از قابلیت تحرک در خاک و آسیب به کیفیت منابع آب زیرزمینی برخوردارند، بیش‌تر از سایر ترکیبات مورد توجه هستند[۴،۵]. در این بین، آلاینده‌های آلی دیرپا (POPs)، ترکیبات سمی کلره با قابلیت تجمع در بافت چربی موجودات زنده و مقاوم در برابر تجزیه زیستی، شیمیایی و حتی پرتوها هستند که اغلب آن‌ها در سالیان گذشته به‌عنوان آفت‌کش در مزارع کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گرفتند[۶] و از طریق تماس پوستی (Dermal Contact)، تنفس (Inhalation) و بلع (Ingestion) انسان را تحت تاثیر قرار داده و همان‌طور که اشاره شد، به‌دلیل قابلیت تجمع در بافت چربی، مخاطرات بهداشتی جبران‌ناپذیری را برای انسان و سایر موجودات زنده به‌دنبال خواهند داشت[۷،۸].

در این بین، بی‌فنیل‌های پلی‌کلره یک خانواده از ترکیبات واجد حلقه‌های بی‌فنیل حاوی دو تا ۱۰ اتم کلر هستند که گرچه ۲۰۹ گونه (Congener) از آن‌ها شناسایی شده است، ولی فقط ۱۵۰ همولوگ از آن‌ها برای مصارف تجاری استفاده می‌شوند. PCBها از نظر حرارتی و شیمیایی بسیار پایدار بوده و عایق الکتریکی بسیار خوبی هستند و به‌طور گسترده در صنایع به‌عنوان مایع دی‌الکتریک در مخازن و ترانسفورماتورها، سیال‌های هیدرولیکی، عایق‌های حرارتی، مواد پوشش‌دهنده سطوح، چسب‌ها، آفت‌کش‌ها، کاغذهای کپی بدون کربن، جوهرها، موم‌ها و رنگ‌ها استفاده می‌شوند. قابلیت جذب توسط مواد آلی و خاصیت آب‌گریزی این ترکیبات باعث می‌شود که در خاک و رسوب تجمع یابند. همچنین، پایداری محیطی و طبیعت چربی‌دوست آن‌ها باعث شده است که PCBها به زنجیر غذایی وارد شوند. به‌علاوه، باید توجه داشت که فرآیند تبخیر و انتشار گردوغبار آلوده می‌توانند به آلودگی هوا با PCBs منجر شوند. از طرفی، این ترکیبات به‌دلیل برخورداری از نیم‌عمر طولانی می‌توانند تا مسافت‌های زیادی جابه‌جا شوند[۵،۹،۱۰].

علی‌رغم آن‌که، به‌واسطه مخاطره‌های محیط‌زیستی و عوارض بهداشتی همچون برخورداری از قابلیت جهش‌زایی (Mutagenicity)، ناهنجاری‌زایی (Teratogenicity)، سرطان‌زایی (Carcinogenicity)، ایجاد آسیب‌های مغزی، و استخوانی، استرس اکسیداتیو و اثرات کبدی، نورولوژیکی و گوارشی[۱۱-۱۳] تولید ترکیبات PCB از سال ۱۹۷۶ به‌شدت محدود شده است، ولی برآوردها حاکی از آن است که در حدود

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

۲۰۰۰۰۰ تن از ترکیبات PCB به‌عنوان آلاینده در محیط‌زیست قابل ردیابی است[۱۴]. از این‌رو، شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی (Source Identification) و ارزیابی مخاطره بوم‌شناختی و سلامت این ترکیبات در بوم‌سازگان‌های طبیعی از اهمیتی به‌سزا برخوردار است.

هرچند تاکنون چندین مطالعه برای بررسی محتوی PCBs در نمونه‌های خاک انجام شده است[۲۹-۱۵]، ولی داده‌های قابل توجهی در مورد تعیین محتوی این ترکیبات در نمونه‌های خاک مربوط به کاربری‌های مختلف شهر تهران در دسترس نیست. این در حالی است که به‌دلیل توسعه بی‌رویه شهری و صنعتی تهران، نگرانی عمومی در مورد کیفیت محیط‌زیست این کلان‌شهر در حال افزایش است. از این‌رو، این پژوهش برای اولین بار با هدف شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و همچنین ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک سطحی مربوط به کاربری‌های مختلف در مناطق شمال، شرق و غرب تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر تهران به‌عنوان پایتخت کشور ایران، با وسعت ۷۳۰ کیلومترمربع در استان تهران و بین ۵۱ درجه و ٦ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۸ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳٤ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۵۱ دقیقه عرض شمالی در غرب آسیا واقع شده است. بر اساس نتایج آخرین سرشماری عمومی نفوس و مسکن، تهران پرجمعیت‌ترین شهر ایران است و بیش‌تر از ۱۳ میلیون نفر جمعیت دارد. ارتفاع تهران از سطح دریا از ۹٤۵ تا ۲۲٤٤ متر متغیر است. آب و هوا در این شهر معمولاً نیمه‌خشک بوده و به‌طور کلی در بهار و پاییز معتدل، در تابستان گرم و خشک و در زمستان سرد و مرطوب است. به‌دلیل تراکم بالای جمعیت و شرایط اقتصادی توسعه یافته‌تر، تهران به‌عنوان یکی از آلوده‌ترین شهرهای ایران شناخته می‌شود[۳۱،۳۰].

نمونه‌برداری

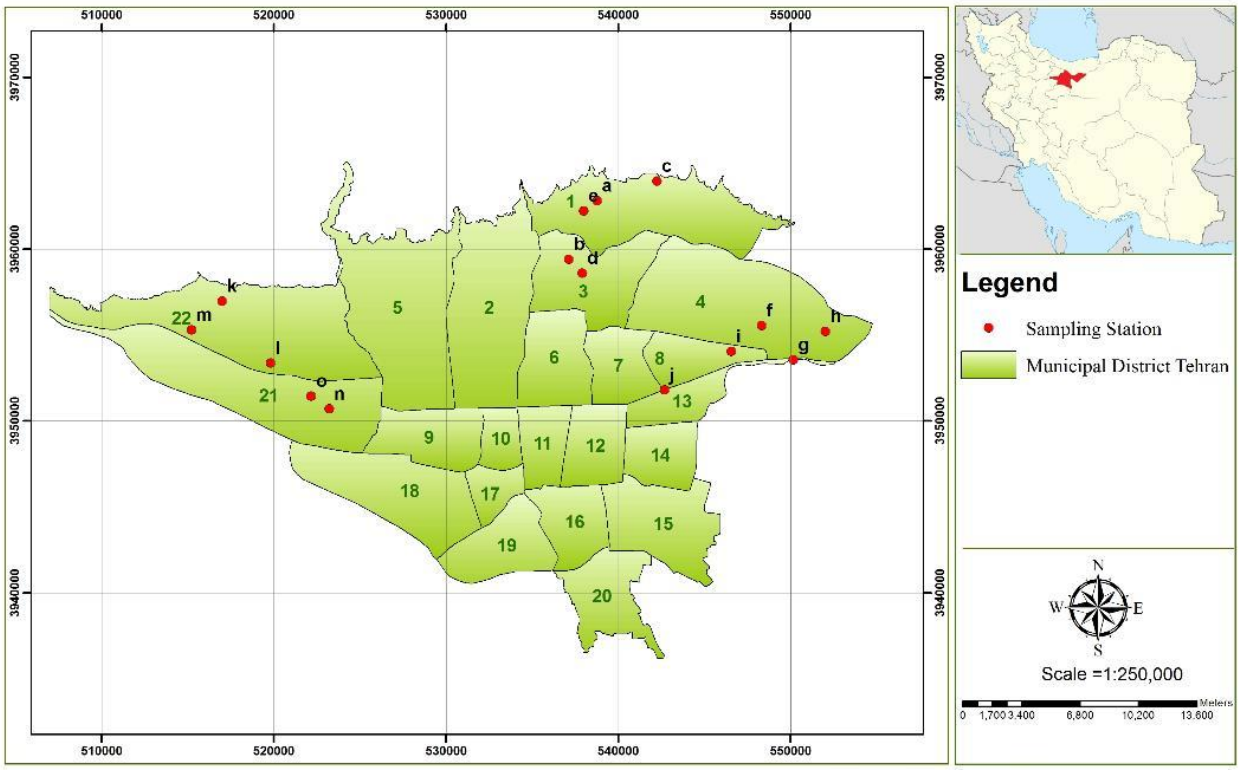
در این پژوهش توصیفی-مقطعی (Descriptive Cross-Sectional Study)، با در نظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی و همچنین لحاظ کردن نواحی و کاربری‌های مختلف شامل تجاری، فضای سبز عمومی، فرهنگی و آموزشی، مسکونی و حاشیه خیابان واقع در مناطق شمال، شرق و غرب تهران، به‌روش نمونه‌گیری نظام‌دار نسبت به انتخاب ۱۵ محل نمونه‌برداری و در مجموع برداشت ٤۵ نمونه خاک سطحی هر کدام به‌وزن یک کیلوگرم از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری ایستگاه‌های منتخب با استفاده از بیلچه چوبی اقدام شد. پس از جدا کردن زائدات شامل شاخ و برگ و سنگ و سنگریزه، نمونه‌ها توسط هاون چینی همگن و به کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار منتقل شدند. سپس، نمونه‌های برچسب‌گذاری شده واجد اطلاعات مربوط به مختصات جغرافیایی ایستگاه نمونه‌برداری، تاریخ نمونه‌برداری و نظایر آن منجمد شده (Freeze-dried) و در اسرع وقت به آزمایشگاه منتقل و تا زمان آماده‌سازی و انجام آنالیزهای آزمایشگاهی در دمای ۱۵- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند[۲۲]. لازم به‌ذکر است که مختصات جغرافیایی ایستگاه‌ها نیز توسط دستگاه GPS مدل ETREX 32X ساخت شرکت گارمین ثبت شد. موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ آورده شده است.

تعیین برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک

در این پژوهش، هدایت الکتریکی (EC) در عصاره ۱ به ۵ توسط دستگاه هدایت‌سنج Jenway مدل ٤۵۲۰ و pH نمونه‌ها نیز در گل اشباع با استفاده از pHمتر Jenway مدل ۳۵۲۰ قرائت شد[۳۲]. کربن آلی کل خاک نیز به روش واکلی و بلک[۳۳] اندازه‌گیری شد.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]



شکل ۱: موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری

آماده‌سازی نمونه‌ها و استخراج ترکیبات PCB

پس از توزین ۱۰ گرم از هر نمونه خاک توسط ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم، نمونه‌ها با ۳۰ میلی‌لیتر استونیتریل یا ان–هگزان با نسبت حجمی ۱:۱ در دمای ۱۰۰ درجه سانتی‌گرد استخراج شدند. این فرآیند سه بار تکرار و عصاره‌ها با هم ترکیب شدند. قبل از استخراج، ۱۰۰ میکرولیتر از CB-209 (یک میلی‌گرم در لیتر) به‌عنوان استاندارد به هر نمونه افزوده شده و محلول حاصل به‌مدت دو ساعت در دسیکاتور متعادل شد. پس از آن، حجم نمونه‌ها در روتاری با جریان نیتروژن به یک میلی‌لیتر رسانده شد. نمونه‌های تغلیظ شده روی ستونی شامل دو گرم سیلیکا نیترات نقره (۱۰٪ نیترات نقره غلیظ شده)، یک گرم سیلیکاژل فعال، سه گرم سیلیکاژل پایه، یک گرم سیلیکاسیون فعال، چهار گرم اسید سیلیکاژل (۲۲٪ اسید سولفوریک غلیظ)، یک گرم سیلیکاژل فعال شده و دو گرم سولفات سدیم بی‌آب همگی ساخت شرکت مرک (Merck) آلمان بارگذاری شدند. در گام بعدی، مایع جمع‌آوری شده توسط روتاری غلیظ شده و سپس در نیتروژن خالص حجم آن به یک میلی‌لیتر کاهش داده شد تا برای تجزیه و تحلیل‌های بعدی آماده شود. در نهایت، ترکیبات PCB شامل گونه‌های ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ٤٤، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱٤۱، ۱٤۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹٤ توسط دستگاه کروماتوگراف گازی–طیف‌سنج جرمی مدل ۷۸۹۰B ساخت کارخانه آجیلنت (Agilent) مجهز به ورودی Split / Spitless آجیلنت مدل ۵۹۷۷A با طیف‌سنج جرمی چهار برابر شناسایی و اندازه‌گیری شد[۱۸،۳٤].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

در این پژوهش، کالیبراسیون طیف‌سنجی جرمی توسط بوتیل‌آمین فلوئورومتر (PFTBA) و جداسازی توسط ستون مویرگی Polydimethylsiloxanetype (HP-5 MS ٪۵ فنل ٪۹۵) با ابعاد ۳۰ متر × ۰/۲۵۰ میلی‌متر سیلیس با ضخامت ۰/۲۵۰ میکرومتر انجام شد. بدین صورت‌که، برای هر نمونه از روش تجزیه و تحلیل نظارت یون انتخابی (Selected Ion Monitoring: SIM) استفاده شد. در این روش، به‌جای اندازه‌گیری کل m/z که دامنه وسیعی را شامل می‌شود، فقط تعداد m/z که از بالاترین فرکانس برخوردار بوده و نسبت به اندازه‌گیری حساس‌تر بود، مشخص شد. همچنین، از هلیوم با خلوص ٪۹۹/۹۹ و جریان یک میلی‌لیتر در دقیقه به‌عنوان گاز حامل استفاده شد. برای دستیابی به بهترین تفکیک و جداسازی بین قله‌های کروماتوگرام به‌دست آمده، از برنامه‌ریزی دمایی متفاوت برای ستون و ورودی گاز حامل استفاده شد. نحوه استفاده از ورودی بدون تقسیم بوده و از نرم‌افزار MSD ChemStation E.02.01.1177 برای دستگاه استفاده شد[۱۸،۳۵].

دمای انتخابی ورودی برای دستگاه روی ۲۹۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. دمای اولیه آون برای یک دقیقه روی ۷۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم و سپس به‌مدت هفت دقیقه تا ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد افزایش یافت. منبع جرم، کوادراپل (Quadrupole) و انژکتور به‌ترتیب در دمای ۲۳۰ درجه سانتی‌گراد، ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد و ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم شدند. برنامه حرارتی برای اندازه‌گیری ترکیبات PCB توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی در جدول ۱ آورده شده است.

کنترل کیفیت (*Quality Control: QC*) و تضمین کیفیت (*Quality Assurance: QA*) اندازه‌گیری‌ها

برای تعیین مقادیر حد تشخیص (Limit of Detection: LOD)، سه نمونه با سه غلظت مختلف انتخاب و هر نمونه هفت بار اندازه‌گیری شد. کم‌ترین غلظت انتخاب شده نزدیک به صفر بود. سپس، نمودار انحراف استاندارد از نظر غلظت رسم و مقدار انحراف استاندارد (Relative Standard Deviation: RSD) غلظت صفر (S_0) از نمودار استخراج شد. مقادیر LOD و حد کمی (Limit of Quantification: LOQ) در جدول ۲ آورده شده است.

ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB

برای ارزیابی مخاطره سلامت و خطر سرطان‌زایی مواجهه با ذرات خاک آلوده به PCBs از طریق بلع، تنفس و تماس پوستی از روابط ۱ تا ٤ استفاده شد[۱۹].

$$CRingest = \frac{Csoil \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times SForal \quad (۱)$$

پارامترهای رابطه ۱ شامل: مقادیر خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با PCBs از طریق بلع ($CRingest$)، میانگین غلظت PCBs در نمونه خاک بر حسب میکروگرم در کیلوگرم (C_i)، میزان بلع ذرات خاک آلوده به ترکیبات PCB ($IngR$) که در این پژوهش برابر با ۱۰۰ میلی‌گرم در روز لحاظ شد[۱۹]، تناوب (EF) و مدت زمان قرارگیری در معرض (ED) ترکیبات PCB که به‌ترتیب برابر با ۳۵۰ روز در سال و ۳۰ سال منظور شد، ضریب تبدیل (CF) که در این پژوهش برابر با ۱×۱۰^{-۶} کیلوگرم در میلی‌گرم در نظر گرفته شد، فاکتور شیب سرطان‌زایی از طریق بلع (SF_{oral}) که برابر با ۲/۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در روز در نظر گرفته شد، میانگین وزن بدن (BW) که برابر با ۷۰ کیلوگرم منظور شد و متوسط طول عمر (AT) انسان که در معرض ترکیب آلاینده قرار خواهد گرفت (۷۰ سال یا ۲۵۵۵۰ روز)، است[۳۶،۳۷].

$$CRinhale = \frac{Csoil \times InhR \times AFinh \times EF \times ED}{PEF \times AT} \times IUR \quad (۲)$$

پارامترهای رابطه ۲ شامل: خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با PCBs از طریق تنفس ($CRinhale$)، میزان تنفس ذرات خاک آلوده به PCBها ($InhR$) که در این پژوهش برابر

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

جدول ۱: برنامه دمایی اندازه‌گیری **PCB**ها توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی با آشکارساز جرمی

مقدار تزریق	یک میکرولیتر
نحوه تزریق	غیر انشعابی
دمای تزریق	۲۹۰ درجه سانتی‌گراد
برنامه دمایی ستون	۸۰ درجه سانتی‌گراد برای دو دقیقه، ۲۹۰ درجه سانتی‌گراد برای دو دقیقه با سرعت پنج درجه در دقیقه
جریان گاز هلیوم	یک میلی‌لیتر در دقیقه
دمای انتقال	۲۹۰ درجه سانتی‌گراد

با ۱۵/۸ مترمکعب در روز لحاظ شد[19]، خطر واحد تنفس (IUR) که برابر با ۰/۵۷ میلی‌گرم در مترمکعب در نظر گرفته شد و فاکتور انتشار ذرات خاک یا PEF (۱/۳۲ × 10^9 مترمکعب در کیلوگرم) است. از طرفی، $AFinh$ نیز برابر با یک میلی‌گرم در سانتی‌متر مربع لحاظ شد[36,37].

$$CRdermal = \frac{Csoil \times SA \times AFsoil \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times SForal \times GIABS \quad (۳)$$

پارامترهای رابطه ۳ شامل: خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با PCBها از طریق تماس پوستی ($CRdermal$)، سطح بدن (SA) و عامل چسبندگی پوست برای خاک (AF) که در این پژوهش به‌ترتیب برابر با ۵۰۰۰ سانتی‌متر مربع و ۰/۰۰۰۰۱ میلی‌گرم در سانتی‌متر مربع منظور شد، ضریب جذب پوستی (ABS) که برابر با ۰/۱۰ لحاظ شد و کسری از آلاینده‌های جذب شده در دستگاه گوارش یا $GIABS$ (۱ =) است[36,37].

$$TEQ = \sum(TEFi \times Ci) \quad (۴)$$

در رابطه ٤:

TEQ و TEF به‌ترتیب نشان‌دهنده عامل سمیت معادل (Toxic Equivalent) و عامل هم ارزی سمیت (Toxicity Equivalency Factor) ترکیبات PCB است. لازم به‌ذکر است که سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA) از بین ۱۳ ترکیب PCB شناسایی‌شده در نمونه‌های خاک، مقدار TEF_i را فقط برای PCB۱۸۹ و برابر با ۰/۰۰۰۰۳ گزارش کرده است[36].

برای دسته‌بندی کیفی برآورد خطر سرطان‌زایی (Cancer Risk Estimates) ترکیبات PCB نیز مقادیر $CRE \leq 10^{-6}$ معرف خطر سرطان‌زایی خیلی کم، $10^{-6} < CRE \leq 10^{-4}$ معرف خطر سرطان‌زایی کم، $10^{-4} < CRE \leq 10^{-3}$ معرف خطر سرطان‌زایی متوسط، $10^{-3} \leq CRE < 10^{-1}$ معرف خطر سرطان‌زایی زیاد و $CRE \geq 10^{-1}$ نیز معرف خطر سرطان‌زایی خیلی زیاد در نظر گرفته شد[19].

منشاءیابی ترکیبات *PCB* و پردازش آماری داده‌ها

برای پردازش آماری داده‌ها از نسخه ۱۹ نرم‌افزار SPSS استفاده شد. بدین صورت‌که، نرمال بودن توزیع داده‌ها توسط آزمون کولموگروف–اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov Test) بررسی شد. به منظور مقایسه میانگین غلظت PCBs در نمونه‌های مورد بررسی با مقادیر استاندارد از آزمون تی تک‌نمونه‌ای (One Sample t-Test) و برای بررسی همبستگی بین مقادیر PCBs با مقادیر pH، EC و TOC خاک از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient: PCC) استفاده شد. از طرفی، برای بررسی الگوی توزیع

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

آلاینده‌ها در خاک از نسخه ۲۰۰۷ نرم‌افزار Excel استفاده شد. همچنین، برای شناسایی منابع بالقوه PCBها در نمونه‌های خاک از روش تحلیل مولفه‌های اصلی (Principal Component Analysis: PCA) به‌عنوان روش آماری چند متغیره (Multivariate Statistical Technique) استفاده شد.

یافته‌ها

آماره‌های توصیفی مربوط به غلظت ترکیبات شناسایی‌شده PCB در نمونه‌های خاک سطحی مناطق مورد مطالعه از شهر تهران در جدول ۲ آورده شده است. نتایج نشان داد که ۱۳ همولوگ PCB شامل PCB۱۸ PCB۲۸، PCB۲۹ و PCB۳۱ همگی واجد سه اتم کلر در ساختار مولکولی (Tri-CBs)؛ PCB٤٤ و PCB۵۲ هر دو واجد چهار اتم کلر در ساختار مولکولی (Tetra-CBs)؛ PCB۱۰۱ واجد پنج اتم کلر در ساختار مولکولی (Penta-CBs)؛ PCB۱۳۸، PCB۱٤۱، PCB۱٤۹ و PCB۱۵۳ همگی واجد ٦ اتم کلر در ساختار مولکولی (Hexa-CBs)؛ PCB۱۸۹ واجد هفت اتم کلر در ساختار مولکولی (Hepta-CBs) و PCB۱۹٤ واجد هشت اتم کلر در ساختار مولکولی (Octa-CBs) به‌ترتیب با میانگین مقادیر ۱/۵۳، ۰/۳٤۷، ۰/۰۰۵، ۰/۳٤٤، ۱/٤٤، ۰/۰۲۳، ۰/۸۰۰، ۰/۷۸۹، ۱/۳۰، ۰/۰۸۷، ۰/۰۸٤، ۰/۰۱۰ و ۰/۰۰٤ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه‌های خاک شناسایی شده است.

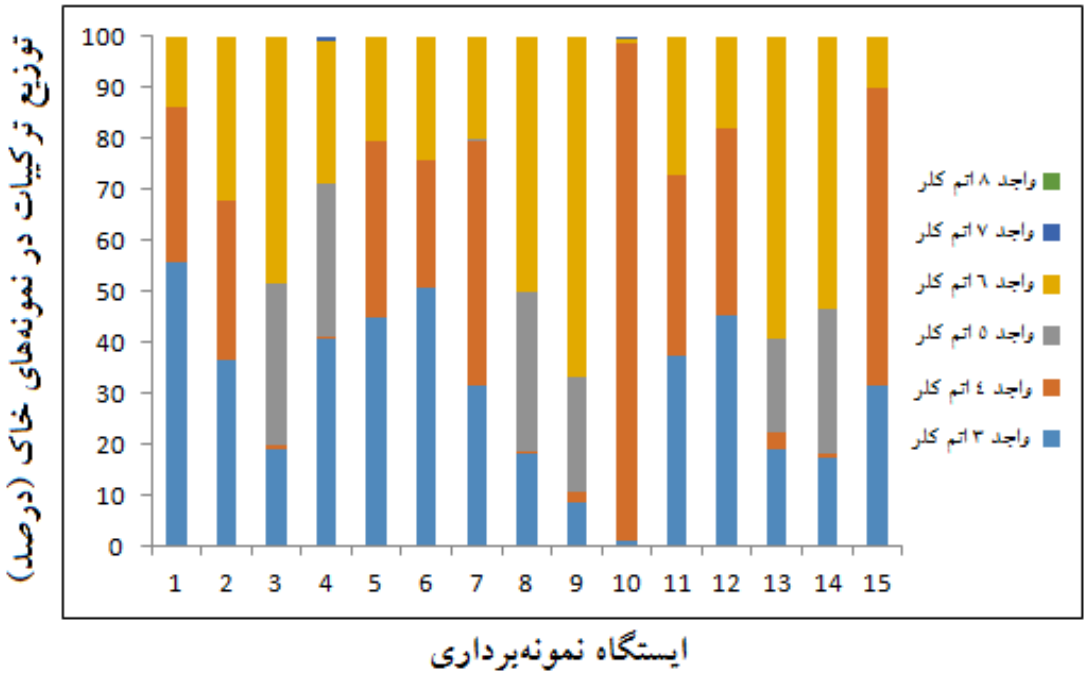
نتایج آزمون کولموگروف–اسمیرنوف نشان داد که با توجه به سطح معنی‌داری (p-value) بزرگ‌تر از ۰/۰۵۰ و مقادیر آماره آزمون (Z) برابر با ۰/٦٦۸، ۱/۲۹، ۰/٦٤۹، ۱/۲۳، ۰/۹۱۲، ۱/۱٦، ۱/٤۱، ۰/٦۸۸، ۰/٦٤٦، ۱/٤۷، ۱/٤٤، ۱/۷۱ و ۰/۸٦۵ به‌ترتیب برای همولوگ‌های ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ٤٤، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱٤۱، ۱٤۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹٤، مقادیر همه ترکیبات از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند. از طرفی، نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای نشان داد که در سطح معنی‌داری کوچک‌تر از ۰/۰۱۰، بین میانگین مقادیر همه ترکیبات PCB شناسایی شده با بیشینه رواداری USEPA برابر با ۲۰ میکروگرم در کیلوگرم[۳۸]، اختلاف معنی‌دار آماری وجود داشته است. به‌طوری‌که، میانگین غلظت همه این PCBها در نمونه‌های خاک سطحی از حد مجاز کم‌تر بود.

نتایج آزمون همبستگی پیرسون به منظور بررسی همبستگی بین میانگین غلظت ترکیبات PCB با هم و با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک سطحی در جدول ۳ آورده شده است. به‌عنوان مثال، بین ترکیبات PCB۱۸ و PCB۱۳۸ با ضریب (r) برابر با ۰/٦۲۲ و یا بین ترکیبات PCB۲۸ و PCB۱۰۱ با ضریب برابر با ۰/۸۱۱ در سطح معنی‌داری به‌ترتیب برابر با ۰/۰۵۰ و ۰/۰۱۰، همبستگی مثبت وجود داشت. همین‌طور، بین میانگین مقادیر پارامتر TOC خاک و همولوگ‌های ۳۱ و ۱۳۸ به‌ترتیب با ضرایب برابر با ۰/۷۹٤ و ۰/٦٦۹ (p-value = ۰/۰۱۰) و یا بین میانگین مقادیر پارامتر TOC خاک و همولوگ ٤٤ با ضریب برابر با ۰/۵۳۱ (p-value = ۰/۰۵۰) همبستگی مثبت وجود داشت.

نتایج بررسی توزیع ترکیبات PCB بر اساس تعداد اتم‌های کلر موجود در ساختار مولکولی در نمونه‌های خاک در شکل ۲ آورده شده است. نتایج بیان‌گر آن است که به‌جز در ایستگاه‌های نمونه‌برداری c، d، h، i و m و n که بیشینه مقادیر توزیع ترکیبات PCB (٪) به‌ترتیب با ۸۰/۱، ۵۸/۷، ۸۱/۲، ۸۹/۵، ۷۷/۵ و ۸۲/۰ مربوط به PCBهای سنگین (Heavy PCB Congeners) یعنی ترکیبات با پنج یا بیش‌تر از پنج اتم کلر در ساختار مولکولی بوده است، در ایستگاه‌های a، b، e، f، g، j، k، l و o بیشینه توزیع ترکیبات PCB (٪) در نمونه‌های خاک به‌ترتیب با ۸٦/۲، ٦۷/۵، ۷۹/۵، ۷۵/۸، ۷۹/٦، ۹۸/٦، ۷۲/۸، ۸۲/۰ و ۹۰/۰ مربوط به PCBهای سبک (Light PCB Congeners) یعنی ترکیبات با کم‌تر از پنج اتم کلر در ساختار مولکولی بوده است.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]



شکل ۲: توزیع ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک بر اساس تعداد اتم کلر موجود در ساختار مولکولی به تفکیک ایستگاه نمونه‌برداری

نتایج ماتریس همبستگی پیرسون بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک سطحی (جدول ٤) بیان‌گر وجود همبستگی مثبت قوی بین PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک برداشت شده از ایستگاه‌های تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان با هم و از طرفی، ایستگاه‌های آموزشی و مسکونی نیز با هم بود. به‌عنوان مثال، ایستگاه a با ایستگاه‌های b، e، f، g، k، l و o در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ از حیث ترکیبات PCB همبستگی مثبت قوی داشت. از طرفی، نتایج نشان داد که بین ایستگاه b با ایستگاه‌های e، f، g، k، l و o در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ و با ایستگاه j در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۵۰ از این حیث همبستگی مثبت وجود داشته است. علاوه بر این، مشخص شد که بین ایستگاه c با ایستگاه‌های d، h، i، m و n در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ همبستگی مثبت وجود داشته است که همین تحلیل را می‌توان برای سایر ایستگاه‌ها نیز مد نظر قرار داد.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125] [Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

جدول ۲: آماره‌های توصیفی ترکیبات PCB (میکروگرم در کیلوگرم وزن خشک) و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی در نمونه‌های خاک سطحی

شناسه ایستگاه	ایستگاه	گونه PCB											pH	EC (µmhos/cm)	TOC (%)
		۱۸	۲۸	۲۹	۳۱	۴۴	۵۲	۱۰۱	۱۳۸	۱۴۱	۱۴۹	۱۵۳	۱۸۹	۱۹۴			
a (۱)	تجاری شمال	۲/۸۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۵۲۰	۱/۸۲	۰/۰۰۴	۰/۰۰۲	۰/۶۹۰	۰/۱۱۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۶	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵	۷/۱۰	۶۵۰۰	۰/۸۵۰
b (۲)	فضای سبز شمال	۱/۵۸	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۱/۳۸	۲/۵۲	۰/۰۰۵	۰/۰۰۲	۱/۶۵	۰/۹۷۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۰/۰۰۴	۰/۰۰۹	۶/۸۰	۶۷۰۰	۰/۹۸۰
c (۳)	آموزشی شمال	۰/۸۲۰	۰/۵۷۰	۰/۰۰۶	۰/۰۰۳	۰/۰۱۰	۰/۰۶۰	۲/۳۴	۰/۰۰۹	۳/۱۹	۰/۱۸۰	۰/۱۷۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۳	۷/۰۰	۶۰۹۰	۰/۳۵۵
d (۴)	مسکونی شمال	۱/۴۸	۳/۰۶	۰/۰۰۲	۰/۰۰۹	۰/۰۴۰	۰/۰۴۰	۳/۳۵	۰/۷۹۰	۲/۱۸	۰/۱۰۰	۰/۱۸۰	۰/۰۸۰	۰/۰۰۹	۷/۲۰	۶۱۰۰	۰/۵۷۰
e (۵)	خیابان شمال	۳/۰۶	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹	۰/۷۱۰	۲/۹۲	۰/۰۰۵	۰/۰۰۹	۱/۲۸	۰/۴۴۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۷/۰۰	۶۰۵۰	۰/۴۸۸
f (۶)	تجاری شرق	۵/۰۹	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹	۰/۶۱۰	۲/۸۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۷	۱/۶۱	۱/۰۹	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۷	۰/۰۰۹	۷/۵۰	۶۸۰۰	۰/۷۶۹
g (۷)	فضای سبز شرق	۱/۱۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹	۰/۸۵۰	۳/۰۳	۰/۰۰۴	۰/۰۰۴	۱/۲۶	۰/۰۰۸	۰/۰۰۳	۰/۰۰۷	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲	۷/۳۰	۶۴۰۰	۰/۸۱۲
h (۸)	آموزشی شرق	۰/۵۳۰	۰/۴۳۰	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵	۰/۰۰۲	۰/۰۴۰	۱/۶۷	۰/۳۰۰	۲/۳۸	۰/۰۴۰	۰/۲۶۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۱	۶/۹۰	۶۶۰۰	۰/۴۷۳
i (۹)	مسکونی شرق	۰/۵۵۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۶	۰/۱۰۰	۰/۰۴۰	۱/۵۲	۰/۹۱۰	۲/۳۳	۰/۹۷۰	۰/۲۲۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۷/۶۰	۷۰۰۰	۰/۵۶۵
j (۱۰)	خیابان شرق	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۰/۰۰۹	۲/۸۵	۰/۰۰۲	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۹	۰/۰۰۴	۰/۰۰۸	۰/۰۰۸	۷/۱۰	۶۵۰۰	۰/۴۹۷
k (۱۱)	تجاری غرب	۲/۰۸	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵	۰/۵۴۰	۲/۵۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹	۱/۲۶	۰/۶۴۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۷/۸۰	۵۹۰۰	۰/۶۷۴
l (۱۲)	فضای سبز غرب	۱/۷۳	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۵۱۰	۱/۸۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۸	۰/۵۳۰	۰/۳۳۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹	۰/۰۰۲	۷/۵۰	۶۱۰۰	۰/۷۰۹
m (۱۳)	آموزشی غرب	۱/۰۲	۰/۷۱۰	۰/۰۰۴	۰/۰۰۸	۰/۰۲۰	۰/۰۱۰	۱/۶۵	۰/۹۹۰	۴/۱۰	۰/۰۸۰	۰/۲۱۰	۰/۰۱۰	۰/۰۰۲	۷/۴۰	۶۳۰۰	۰/۶۵۵
n (۱۴)	مسکونی غرب	۰/۴۷۰	۰/۳۸۰	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲	۰/۰۰۸	۰/۰۳۰	۱/۴۱	۰/۸۵۰	۱/۶۴	۰/۰۰۲	۰/۱۷۰	۰/۰۰۳	۰/۰۰۳	۷/۶۰	۶۷۰۰	۰/۴۹۰
o (۱۵)	خیابان غرب	۰/۵۵۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۰/۰۰۳	۱/۰۵	۰/۰۰۸	۰/۰۰۱	۰/۵۰۰	۰/۱۶۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۷/۳۰	۶۲۰۰	۰/۵۱۸
	کمینه	۰/۰۰۹	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۶/۸۰	۵۹۰۰	۰/۳۵۵
	بیشینه	۵/۰۹	۳/۰۶	۰/۰۰۹	۱/۳۸	۳/۰۳	۰/۰۱۰	۳/۳۵	۱/۶۵	۴/۱۰	۰/۹۷۰	۰/۲۶۰	۰/۰۸۰	۰/۰۰۹	۷/۸۰	۷۰۰۰	۰/۹۸۰
	میانگین	۱/۵۳	۰/۳۴۷	۰/۰۰۵	۰/۳۴۴	۱/۴۴	۰/۰۲۳	۰/۸۰۰	۰/۷۸۹	۱/۳۰	۰/۰۸۷	۰/۰۸۴	۰/۰۱۰	۰/۰۰۴	۷/۲۷	۶۳۹۶	۰/۶۲۷
	انحراف معیار	۱/۳۲	۰/۷۸۹	۰/۰۰۳	۰/۴۲۷	۱/۲۷	۰/۰۲۹	۱/۱۰	۰/۵۷۹	۱/۲۸	۰/۲۴۹	۰/۱۰۲	۰/۰۱۹	۰/۰۰۳	۰/۲۹۱	۳۲۳	۰/۱۷۱
	ضریب تغییرات (٪)	۸۶/۱	۲۲۸	۵۳/۰	۱۲۴	۸۸/۳	۱۲۶	۱۳۸	۷۳/۴	۹۷/۹	۲۸۵	۱۲۱	۱۸۹	۷۹/۵	۴/۰۰	۵/۱۰	۲۷/۳
	LOD	۰/۱۲۰	۰/۱۸۰	۰/۱۶۰	۰/۱۴۰	۰/۳۲۰	۰/۲۱۰	۰/۱۴۰	۰/۱۲۰	۰/۱۷۰	۰/۱۶۰	۰/۳۰۰	۰/۳۹۰	۰/۳۲۰			
	LOQ	۰/۴۰۰	۰/۶۰۰	۰/۴۸۰	۰/۴۷۰	۱/۰۷	۰/۷۰۰	۰/۴۷۰	۰/۴۱۰	۰/۵۷۰	۰/۵۳۰	۰/۹۰۰	۱/۳۰	۰/۹۹۰			

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125] [Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

جدول ۳. ماتریس همبستگی پیرسون بین مقادیر ترکیبات PCB و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک

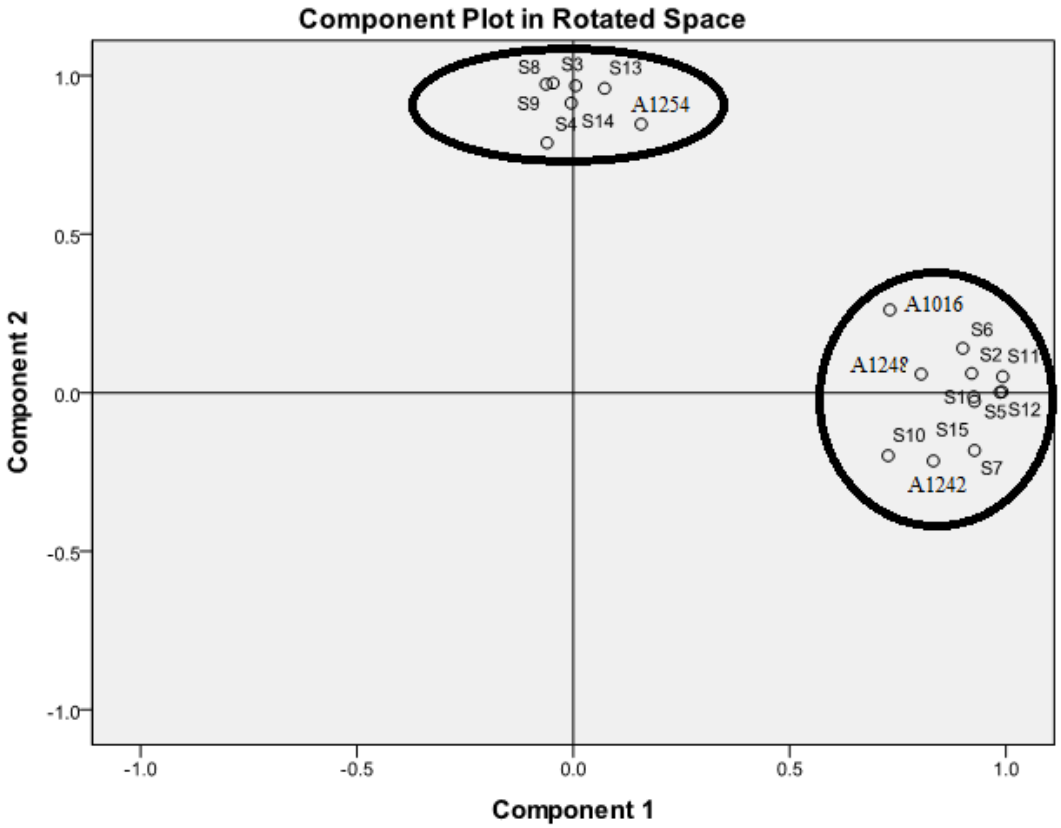
	PCB۱۸	PCB۲۸	PCB۲۹	PCB۳۱	PCB۴۴	PCB۵۲	PCB۱۰۱	PCB۱۳۸	PCB۱۴۱	PCB۱۴۹	PCB۱۵۳	PCB۱۸۹	PCB۱۹۴	pH	EC	TOC
PCB۱۸	۱															
PCB۲۸	−۰/۱۱۹	۱														
PCB۲۹	۰/۳۰٤	−۰/۳۵۷	۱													
PCB۳۱	۰/۵۱٤	−۰/۳٦٦	۰/٤٦۳	۱												
PCB٤٤	۰/۵۰۹	−۰/۵۰۵	۰/٤۷۷	۰/۷۳۹**	۱											
PCB۵۲	−۰/۳۵۹	۰/٤۳۲	−۰/۲۷۲	−۰/۵٦٦*	−۰/۷٦۸**	۱										
PCB۱۰۱	−۰/۳۵۹	۰/۸۱۱**	−۰/٤۰۳	−۰/٦۱٤*	−۰/۸٤۳**	۰/۷۵٦**	۱									
PCB۱۳۸	۰/٦۲۲*	−۰/۰۹۵	۰/٤۳۳	۰/۷۲۱**	۰/٤٦۸	−۰/۲۰٤	−۰/۲۸۳	۱								
PCB۱٤۱	−۰/۲٤۸	۰/٤٤۵	−۰/۲۵۰	−۰/٤۹۲	−۰/۷۷۵**	۰/۹۵۵**	۰/۸۰۰**	−۰/۱۰۹	۱							
PCB۱٤۹	−۰/۲۵۲	−۰/۰۹۹	−۰/۲۳۰	−۰/۲۸٤	−۰/۳۸۰	۰/۲۹۳	۰/۲۷۵	−۰/۰۱۸	۰/۳۵۲	۱						
PCB۱۵۳	−۰/٤٦۸	۰/٤۷۸	−۰/٤۱٦	−۰/٦۵۹**	−۰/۹۰۰**	۰/۸۳۰**	۰/۸٦۲**	−۰/۳۱۰	۰/۸٦۸**	۰/٤۵۷	۱					
PCB۱۸۹	−۰/۰٤۰	۰/۹٦۵**	−۰/۳۵۸	−۰/۲۵۸	−۰/۳۳٤	۰/۲۲۹	۰/٦۷۲**	−۰/۰٦۳	۰/۲٤۷	−۰/۱۲۸	۰/۳۰۱	۱				
PCB۱۹٤	۰/۳٤۸	۰/۳۳۲	۰/۰۳۲	۰/۲۹٦	۰/۳۱۳	−۰/۲۵۱	۰/۰۰۳	۰/۳۰۷	−۰/۱٤٦	−۰/۲۹۷	−۰/۲۸۹	۰/٤۳۸	۱			
pH	۰/۱۰۲	−۰/۱۰۲	−۰/۱۲۱	−۰/۲۱۷	−۰/۰۵۲	−۰/۰۱۳	−۰/۰۷٦	۰/۲٤۱	−۰/۰۰۸	۰/۲۵۵	−۰/۰۰۳	−۰/۱۰۳	−۰/۱۸۵	۱		
EC	−۰/۰۱۳	−۰/۲٦۵	۰/۰۵٦	۰/۰۳۱	−۰/۰۹۸	۰/۰۱۰	−۰/۰۳۷	۰/۱۸۳	۰/۰۹۱	۰/٤۷۵	۰/۲۳٤	−۰/۲۵۲	۰/۱۷۸	−۰/۰۱۰	۱	
TOC	۰/٤٤۸	−۰/۲۲۵	−۰/۱۱٦	۰/۷۹٤**	۰/۵۳۱*	−۰/۳۸۱	−۰/۵۰۳	۰/٦٦۹**	−۰/۳٦۳	−۰/۱۸۳	−۰/۵۰۹	−۰/۱۰۷	۰/٤۰۷	۰/۰۱۰	۰/۲۳۸	۱

* همبستگی در سطح اطمینان ٪۹۵

** همبستگی در سطح اطمینان ٪۹۹

نتایج تحلیل عاملی برای تعیین منشاء ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل سبک و سنگین در نمونه‌ها (جدول ۵) نشان داد که در مولفه PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب نزولی برای همولوگ‌های ۱۵۳ > ۱۰۱ > ۵۲ > ۱۴۱ > ۲۸ وجود داشته است. در حالی‌که، در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب نزولی PCB۱۸۹ > PCB۱۹۴ > PCB۲۸ مشاهده شد. علاوه بر این، در PC3، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای همولوگ ۱۳۸ و بارهای عاملی متوسط به‌ترتیب نزولی PCB۱۴۱ > PCB۲۹ > PCB۱۸ > PCB۵۲ مشاهده شد. به‌بیان دیگر، احتمالاً منشاء تولید همولوگ‌ها با تعداد اتم کلر کم و همولوگ‌ها با تعداد اتم کلر زیاد یکسان بوده است.

نتایج خروجی مدل PCA احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر تجاری (شکل ۳)، بیان‌گر استخراج دو مولفه اصلی PC1 و PC2 با واریانس مقدار ویژه (Eigenvalue) به‌ترتیب برابر با ٪۵۱/۴ و ٪۳۵/۴ بود که در مجموع ٪۸۶/۸ از واریانس کل را تشکیل داده و هر ۱۵ نمونه خاک را شامل می‌شوند. همان‌طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، از مجموع ۱۵ نمونه خاک، مولفه اصلی اول به‌عنوان طبقه غالب، شامل ۹ نمونه خاک است. در PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای ٪۶۰ از نمونه‌های خاک مربوط به مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان به‌ترتیب شامل ایستگاه‌های l ،k ،e ،g ،o ،a ،b ،f و j مشاهده شد. در حالی‌که، در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای نمونه‌های خاک مربوط به مناطق آموزشی و مسکونی به‌ترتیب شامل ایستگاه‌های c، n، h، m، i و d مشاهده شد.



شکل ۳: نمودار تحلیل مولفه‌های اصلی احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125] [Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

جدول ٤: ماتریس همبستگی پیرسون بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک سطحی از حیث ترکیبات PCB

ایستگاه	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o
a	۱														
b	۰/۷۸۲**	۱													
c	-۰/۰۶۵	-۰/۰۱۶	۱												
d	-۰/۰۱۰	-۰/۰۸۶	۰/۷۵۰**	۱											
e	۰/۹۷۲**	۰/۸۸۹**	-۰/۰۵۹	-۰/۰۳۷	۱										
f	۰/۹۷۹**	۰/۷۷۹**	۰/۰۷۱	۰/۰۷۱	۰/۹۵۳**	۱									
g	۰/۷۵۵**	۰/۹۱۹**	-۰/۲۳۲	-۰/۱۹۴	۰/۸۷۵**	۰/۶۹۱**	۱								
h	-۰/۰۸۹	-۰/۰۲۵	۰/۹۹۷**	۰/۷۴۱**	-۰/۰۷۹	۰/۰۴۸	-۰/۲۴۲	۱							
i	-۰/۰۵۶	۰/۰۹۴	۰/۸۷۷**	۰/۵۵۰	۰/۰۱۴	۰/۰۹۹	-۰/۱۴۲	۰/۸۶۶**	۱						
j	۰/۴۶۷	۰/۶۴۶*	-۰/۱۶۳	-۰/۱۹۹	۰/۶۱۶*	۰/۳۸۲	۰/۸۴۹**	-۰/۱۶۴	-۰/۱۶۹	۱					
k	۰/۹۱۷**	۰/۹۳۹**	-۰/۰۱۸	-۰/۰۳۷	۰/۹۸۴**	۰/۹۱۱**	۰/۹۱۶**	-۰/۰۳۴	۰/۰۵۷	۰/۶۸۰*	۱				
l	۰/۹۶۲**	۰/۸۹۰**	-۰/۰۳۵	-۰/۰۴۶	۰/۹۹۳**	۰/۹۳۵**	۰/۸۸۰**	-۰/۰۵۴	-۰/۰۲۲	۰/۶۶۱*	۰/۹۷۷**	۱			
m	۰/۰۱۶	۰/۱۶۹	۰/۹۳۰**	۰/۶۵۱*	۰/۰۵۹	۰/۱۸۸	-۰/۱۰۹	۰/۹۳۵**	۰/۸۹۲**	-۰/۱۳۱	۰/۱۳۲	۰/۰۶۵	۱		
n	-۰/۰۳۰	۰/۱۰۸	۰/۹۰۹**	۰/۷۷۴**	۰/۰۰۸	۰/۱۲۲	-۰/۱۲۴	۰/۹۰۸**	۰/۸۹۶**	-۰/۱۹۷	۰/۰۷۳	-۰/۰۱۲	۰/۹۱۹**	۱	
o	۰/۸۰۳**	۰/۷۶۹**	-۰/۰۱۱	-۰/۰۶۸	۰/۸۷۶**	۰/۷۵۷**	۰/۸۶۹**	-۰/۰۲۳	-۰/۰۴۹	۰/۸۷۴**	۰/۸۸۹**	۰/۹۱۰**	۰/۰۴۱	-۰/۰۷۰	

* همبستگی در سطح اطمینان ٪۹۵

** همبستگی در سطح اطمینان ٪۹۹

جدول ۵: نتایج توصیف واریانس کل PCBهای مورد مطالعه بر مبنای روش‌های PCA و واریماکس

مولفه	مقدار ویژه اولیه (Initial Eigenvalues)			مجموع مجذورات بارهای عاملی (Extraction Sums of Squared Loadings)			مجموع چرخش بارهای عاملی (Rotation Sums of Squared Loadings)		
	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی
۱	۶/۲۷	۴۸/۲	۴۸/۲	۶/۲۷	۴۸/۲	۴۸/۲	۴/۵۶	۳۵/۱	۳۵/۱
۲	۲/۴۳	۱۸/۷	۶۶/۹	۲/۴۳	۱۸/۷	۶۶/۹	۳/۰۲	۲۳/۲	۵۸/۳
۳	۱/۵۶	۱۲/۰	۷۸/۹	۱/۵۶	۱۲/۰	۷۸/۹	۲/۶۸	۲۰/۶	۷۸/۹
۴	۰/۸۵۲	۶/۵۵	۸۵/۵						
۵	۰/۵۵۹	۴/۳۰	۸۹/۸						
۶	۰/۴۶۲	۳/۵۵	۹۳/۳						
۷	۰/۴۲۷	۳/۲۸	۹۶/۶						
۸	۰/۱۸۵	۱/۴۳	۹۸/۰						
۹	۰/۱۳۲	۱/۰۲	۹۹/۱						
۱۰	۰/۰۸۰	۰/۶۱۴	۹۹/۷						
۱۱	۰/۰۲۷	۰/۲۰۸	۹۹/۸						
۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۹۱	۹۹/۹						
۱۳	۰/۰۰۲	۰/۰۱۸	۱۰۰						

همولوگ	ماتریس مولفه (Component Matrix)			ماتریس مولفه چرخیده شده (Rotated Component Matrix)		
	مولفه اصلی اول	مولفه اصلی دوم	مولفه اصلی سوم	مولفه اصلی اول	مولفه اصلی دوم	مولفه اصلی سوم
PCB۱۸	-۰/۵۴۹	۰/۴۲۲	۰/۳۸۰	-۰/۲۴۵	۰/۷۳۷	۰/۱۴۲
PCB۲۸	۰/۶۳۴	۰/۷۲۸	-۰/۱۲۴	۰/۳۷۲	-۰/۱۶۶	۰/۸۸۵
PCB۲۹	-۰/۵۴۶	-۰/۰۳۴	۰/۴۱۲	-۰/۱۸۶	۰/۵۹۳	-۰/۲۸۸
PCB۳۱	-۰/۷۹۱	۰/۲۲۸	۰/۳۱۹	-۰/۴۵۹	۰/۷۴۹	-۰/۰۹۱
PCB۴۴	-۰/۹۳۸	۰/۱۱۲	-۰/۰۴۲	-۰/۷۸۲	۰/۵۱۰	-۰/۱۵۰
PCB۵۲	۰/۸۳۹	-۰/۰۵۴	۰/۳۷۵	۰/۸۹۸	-۰/۱۸۲	۰/۰۹۳
PCB۱۰۱	۰/۹۲۳	۰/۳۰۴	۰/۰۹۸	۰/۷۷۰	-۰/۳۰۷	۰/۵۱۷
PCB۱۳۸	-۰/۴۸۶	۰/۳۸۰	۰/۷۰۳	۰/۰۰۲	۰/۹۳۵	۰/۰۴۰
PCB۱۴۱	۰/۸۲۶	۰/۰۲۵	۰/۴۸۳	۰/۹۴۶	-۰/۰۶۴	۰/۱۳۶
PCB۱۴۹	۰/۳۸۲	-۰/۴۰۸	۰/۳۶۱	۰/۵۵۴	-۰/۰۷۸	-۰/۳۶۱
PCB۱۵۳	۰/۹۲۹	-۰/۰۹۵	۰/۲۳۷	۰/۸۹۰	-۰/۳۵۱	۰/۱۱۵
PCB۱۸۹	۰/۴۸۰	۰/۷۹۷	-۰/۲۳۳	۰/۱۷۷	-۰/۱۴۲	۰/۹۳۲
PCB۱۹۴	-۰/۲۲۳	۰/۷۷۹	-۰/۰۷۳	-۰/۲۸۵	۰/۳۴۹	۰/۶۷۷

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

جدول ۶: آمار توصیفی مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی (CRs) ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک

شاخص خطر سلامت	کمینه	بیشینه	میانگین	میانه	توصیف کیفی
بلع مستقیم	$۱/۳۳ \times ۱۰^{-۵}$	$۹/۹۰ \times ۱۰^{-۳}$	$۲/۹۰ \times ۱۰^{-۳}$	$۲/۲۲ \times ۱۰^{-۳}$	خطر سرطان‌زایی زیاد
تنفس	$۳/۱۷ \times ۱۰^{-۸}$	$۲/۳۶ \times ۱۰^{-۵}$	$۶/۹۳ \times ۱۰^{-۶}$	$۵/۲۹ \times ۱۰^{-۶}$	خطر سرطان‌زایی کم
تماس پوستی	$۶/۶۴ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۴/۹۵ \times ۱۰^{-۷}$	$۱/۴۵ \times ۱۰^{-۷}$	$۱/۱۱ \times ۱۰^{-۷}$	خطر سرطان‌زایی خیلی کم
شاخص خطر سلامت کل PCB۱۸۹	$۳/۰۰ \times ۱۰^{-۸}$	$۲/۴۰ \times ۱۰^{-۶}$	$۳/۰۰ \times ۱۰^{-۷}$	$۱/۸۰ \times ۱۰^{-۷}$	خطر سرطان‌زایی خیلی کم

نتایج محاسبه فاکتور سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB از طریق بلع مستقیم، تنفس ذرات خاک آلوده و یا تماس پوستی با خاک آلوده و همچنین، مقادیر فاکتور سرطان‌زایی کل در جدول ٦ نشان داده شده است. با توجه به آن‌که از بین ترکیبات PCB شناسایی شده در خاک منطقه مورد مطالعه، عامل هم ارزی سمیت فقط برای همولوگ ۱۸۹ گزارش شده است، لذا، شاخص خطر سلامت کل ناشی از قرار گرفتن در معرض خاک آلوده به PCBها در محدوده $۱۰^{-۸} \times ۳/۰۰$ تا $۱۰^{-۶} \times ۲/۴۰$ با میانگین $۱۰^{-۷} \times ۳/۰۰$ متغیر بود.

بحث

نتایج مربوط به تعیین محتوی ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک سطحی کاربری‌های تجاری، فضای سبز، آموزشی، مسکونی و از طرفی، حاشیه خیابان مناطق شمال، شرق و غرب شهر تهران بیان‌گر شناسایی ۱۳ همولوگ ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ٤٤، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱٤۱، ۱٤۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹٤ از PCBها در نمونه‌های خاک با دامنه مقادیر (میکروگرم در کیلوگرم) به‌ترتیب برابر با ۵/۰۹–۰/۰۰۹، ۰/۰۰۱–۳/۰۶، ۰/۰۰۹–۰/۰۰۱، ۰/۰۰۲–۱/۳۸، ۰/۰۰۲–۳/۰۳، ۰/۰۱۰–۰/۰۰۱، ۳/۳۵–۰/۰۰۱، ۰/۰۰۱–۱/۶۵، ۰/۰۰۶–٤/۱۰، ۰/۹۷۰–۰/۰۰۱، ۰/۲۶۰–۰/۰۰۳، ۰/۰۸۰–۰/۰۰۱ و ۰/۰۰۹–۰/۰۰۱ بود. همچنین، دامنه مقادیر مجموع ۱۳ ترکیب شناسایی شده هم، از ۰/۰۶۰ تا ۲۲/۹ میکروگرم در کیلوگرم متغیر بود (جدول ۲). در پژوهش‌های مشابه، Zakeri و همکاران (۲۰۲۱) دامنه مقادیر PCBها در خاک اطراف ترانس‌های برق در منطقه طالقان کرج را ۳۰۰۰–۲۰/۰ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند[۱۵]. این در حالی است که Kim و همکاران (۲۰۱۷) دامنه مقادیر PCBs در خاک سطحی شهر اولسان کره جنوبی را ۱/۸۲–۰/۲۷٤ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند[۲۵]. Cetin (۲۰۱۶) نیز دامنه مقادیر PCBs در خاک سطحی شهر دیلواسی ترکیه را ٤/۶۸–۰/۰۰۱ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کرد[۲۳]. در پژوهشی دیگر، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهر چتیسگر هند ۲۵/۲–۳/۲۵ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد[۲۱]. همین‌طور، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهرهای آپسالا سوئد، آویرو پرتغال، تورینو ایتالیا، گلاسکو اسکاتلند و لیوبلیانا اسلوونی به‌ترتیب برابر با ۷۷/۰–۲/۳۰، ۰/۶۲۰–۷۳/۰، ۱۷۲–۱/۸۰، ۷۸/۰–٤/۵۰ و ۴۸/۰–۲/۸۰ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد[۳۹]. این در حالی است که، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهرهای پنجاب پاکستان[٤۰]، اوران الجزایر[۲۸]، دالیان چین[٤۱]، مسکو روسیه[٤۲] و مادرید اسپانیا[٤۳] نیز به‌ترتیب برابر با ٤۵/۰–۷/۰۰، ۰/۰۰٤–۰/۰۰۱، ٤/۷۷–۱/۳٤، ٤۲/۰–۳/۱۰ و ۶۶/۰–۹/۰۰ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد.

نتایج مقایسه مقادیر ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک با بیشینه رواداری EPA، نشان داد که میانگین غلظت همه گونه‌های شناسایی شده PCB کوچک‌تر از حد مجاز بوده است (p-value < ۰/۰۱۰). در پژوهش‌های مشابه، میانگین مقادیر همولوگ‌های ۲۸، ٤٤، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸ و ۱۵۳ در نمونه‌های خاک سطحی چهار منطقه شهری نپال به‌ترتیب برابر با ۱/۰۷،

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

۰/۲۲۰، ۰/۳۱۲، ۰/۱۸۳، ۰/۱۱۰ و ۰/۸۴۳ میکروگرم در کیلوگرم و برای همه ترکیبات کوچک‌تر از بیشینه رواداری EPA گزارش شد[۲۴]. از طرفی، میانگین غلظت مجموع هومولوگ‌های ۱۸، ۲۸، ٤٤، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱۵۳ و ۱۸۹ در خاک مناطق با کاربری‌های مختلف شهر پکن چین برابر با ٤/٦۹ میکروگرم در کیلوگرم و کوچک‌تر از بیشینه رواداری گزارش شد[۱۸]. Kim و همکاران (۲۰۱۷) نیز میانگین غلظت مجموع هومولوگ‌های ۲۸، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸ و ۱۵۳ در خاک شهر صنعتی گوانگ یانگ کره جنوبی را برابر با ۰/۰۳۷ میکروگرم در کیلوگرم و کوچک‌تر از بیشینه رواداری گزارش کردند[۲۵].

نتایج بررسی توزیع PCBها در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه (شکل ۲) نشان داد که سهم PCB-های سبک با ٪۵٤/۵ بیش‌تر از PCBهای سنگین (٪٤۵/۵) بوده است. در سایر پژوهش‌ها، Cetin (۲۰۱٦) نیز نرخ توزیع PCBهای سبک در خاک مناطق صنعتی شهر قوجاایلی ترکیه را با ٪۷۸/٦، بیش‌تر از هومولوگ‌های سنگین (٪۲۱/٤) گزارش کردند[۲۳]. در حالی‌که، بررسی توزیع ترکیبات PCB در خاک مناطق کشاورزی شهر صنعتی اولسان کره جنوبی نشان داد که هومولوگ‌های سبک با ٪۱۲/٤ سهم اندکی از کل ترکیبات PCB خاک را به‌خود اختصاص داده بودند[۲۵]. از طرفی، بررسی ترکیبات PCB در خاک‌های آلوده شهر برایتون انگلستان نشان داد که هومولوگ‌های واجد ٦ اتم کلر در ساختار مولکولی (PCBهای سنگین) ٪۵۳/۲ تا ٪٦۱/٦ از ترخ توزیع PCBs در نمونه‌های خاک را به‌خود اختصاص داده بودند[۲۰]. نتایج پژوهشی دیگر نیز نشان داد که در نمونه‌های خاک سطحی شهر پکن سهم PCBهای سبک با ٪۷۱/۰ بسیار بیش‌تر از هومولوگ‌های سنگین (٪۲۹/۰) بوده است[۱۸].

از آن‌جا که، عمده هومولوگ‌های PCB تولید و مصرف شده در ایران در زمره ترکیبات با وزن مولکولی کم به‌ویژه PCBهای واجد سه و چهار اتم کلر در ساختار مولکولی هستند که در سیالات هیدرولیک، روان‌کننده‌ها، روغن ترانسفورماتورها، خارن‌ها و عوامل ضد رسوب استفاده می‌شوند، و از طرفی، ترکیبات PCB سنگین از جمله ترکیبات واجد پنج اتم کلر در ساختار مولکولی به‌عنوان افزودنی در رنگ‌ها و یا پوشش کابل‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند، لذا، قرار گرفتن آروکلرهای تجاری با کلر اندک یعنی ترکیبات ۱۰۱٦، ۱۲٤۲ و ۱۲٤۸ در PC1 (شکل ۳) به‌عنوان طبقه نمونه‌های غالب مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان که بیش‌تر دربر گیرنده PCBهای با وزن مولکولی کم بودند، را می‌توان توجیه کرد. به‌علاوه، قرار گرفتن ترکیب تجاری آروکلر ۱۲۵٤ در طبقه نمونه‌های واجد PCBهای سنگین نیز با خروجی تحلیل عاملی مطابقت دارد. در این خصوص، هر چند نتایج پژوهش‌ها حاکی از آن است که منشاءیابی PCBها با استناد به نتایج تحلیل PCA چندان خالی از ابهام نیست، ولی، یافته‌های برخی پژوهش‌های مشابه از جمله Wu و همکاران (۲۰۱۱)[۱۸] و Anh و همکاران (۲۰۱۹)[٤٤] با نتایج پژوهش حاضر مطابقت داشت. این در حالی است که، Halfadji و همکاران (۲۰۱۹)[۲۸] ترکیبات تجاری آروکلر ۱۲۵٤ و ۱۲٦۰ و Kim و همکاران (۲۰۱۷)[۲۵] نیز آروکلر ۱۲۵٤ را به‌عنوان منابع ترکیبات PCB به‌ترتیب در خاک مناطق مسکونی و صنعتی شهر اوران الجزایر و همچنین، خاک مناطق کشاورزی شهرهای گوانگ یانگ و اولسان کره جنوبی معرفی کردند.

مشخص شده است که طی فرآیند احتراق مواد حاوی کلر، PCBهای سبک، بیش‌تر از PCBهای سنگین متصاعد می‌شوند[۲۲]، لذا، از آن‌جا که ٪۵٤/۵ از کل محتوی ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک مورد ارزیابی به هومولوگ‌های سبک (۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ٤٤ و ۵۲) اختصاص داشت، وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را احتمالاً می‌توان با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. از طرفی، بر طبق نتایج تحلیل عاملی برای تعیین منشاء ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل سبک و سنگین در نمونه‌ها، در مولفه PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب نزولی PCB۱۵۳ > PCB۱۰۱ > PCB۵۲ > PCB۱٤۱ > PCB۲۸ و در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

نزولی PCB۱۸۹ > PCB۱۹٤ > PCB۲۸ مشاهده شد. علاوه بر آن، در PC3، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای PCB۱۳۸ و بارهای عاملی متوسط به‌ترتیب نزولی PCB۱٤۱ > PCB۲۹ > PCB۱۸ > PCB۵۲ مشاهده شد. به‌بیان دیگر، احتمالاً منشاء تولید هومولوگ‌ها با تعداد اتم کلر کم و هومولوگ‌ها با تعداد اتم زیاد یکسان بوده است. از این‌رو، همان‌طور که قبلاً فرآیند احتراق به‌عنوان منبع احتمالی تولید PCBهای واجد تعداد کم اتم کلر در ساختار مولکولی معرفی شد، می‌توان منبع تولید سایرPCBها را نیز با این فرآیند مرتبط دانست. همچنین، از آن‌جا که ثابت شده است PCBها از قابلیت جذب توسط ذرات گردوغبار و به‌تبع آن جابجایی توسط این ذرات برخوردار هستند[٤٥]، به‌طوری‌که، ممکن است در محلی بسیار دورتر از منطقه مورد مطالعه تولید شده و به‌واسطه وزش بادهای غالب توسط ذرات گردوغبار به سایر مناطق منتقل شده باشند[٢٢]، لذا، این موضوع نباید در تعیین منابع PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک نادیده گرفته شود.

نتایج خروجی مدل PCA احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر تجاری (شکل ۳) بیان‌گر استخراج دو مولفه اصلی PC1 و PC2 با واریانس مقدار ویژه به‌ترتیب برابر با ٪۵۱/٤ و ٪۳۵/٤ بود که در مجموع ٪۸٦/۸ از واریانس کل را تشکیل داده و هر ۱۵ نمونه خاک را شامل می‌شدند. همان‌طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، از مجموع ۱۵ نمونه خاک، مولفه اصلی اول به‌عنوان طبقه غالب، شامل ۹ نمونه خاک است. در PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای ٪٦۰ از نمونه‌های خاک مربوط به مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان محل‌های نمونه‌برداری به‌ترتیب شامل ایستگاه‌های l (۰/۹۸۷)، k (۰/۹۸۵)، e (۰/۹۸۳)، g (۰/۹۳۹)، o (۰/۹۲٦)، a (۰/۹۲۳)، b (۰/۹۱۲)، f (۰/۸۸٦) و j (۰/۷٤۱) مشاهده شد. در حالی‌که، در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای نمونه‌های خاک مربوط به مناطق آموزشی و مسکونی محل‌های نمونه‌برداری به‌ترتیب شامل ایستگاه‌های c (۰/۹٦۹)، n (۰/۹٦۵)، h (۰/۹٦٤)، m (۰/۹٦۲)، i (۰/۹۱۰) و d (۰/۷۸۰) مشاهده شد که تا حد زیادی با نتایج ماتریس همبستگی پیرسون (جدول ٤) که به‌عنوان مثال بیان‌گر وجود همبستگی مثبت قوی بین PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک ایستگاه a با ایستگاه‌های b ($r = ۰/۷۸۲$)، e ($r = ۰/۹۷۲$)، f ($r = ۰/۹۷۹$)، g ($r = ۰/۷۵۵$)، k ($r = ۰/۹۱۷$)، l ($r = ۰/۹٦۲$) و o ($r = ۰/۸۰۳$)، همگی با p-value < ۰/۰۱۰ بود، همخوانی داشت. لذا، می‌توان اذعان داشت که ٪٦۰ از PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک احتمالاً از یک منبع عمومی مشترک نشات گرفته‌اند. این در حالی است که، نتایج ماتریس همبستگی پیرسون بین میانگین مقادیر PCBها (جدول ۳) نیز بیان‌گر وجود همبستگی مثبت بین میانگین مقادیر هومولوگ ۱۸ با هومولوگ ۱۳۸ با ۰/۰۵۰ > p-value، بین میانگین مقادیر هومولوگ ۲۸ با هومولوگ‌های ۱۰۱ و ۱۸۹، بین میانگین مقادیر هومولوگ ۳۱ با هومولوگ‌های ٤٤ و ۱۳۸، بین میانگین مقادیر هومولوگ ۵۲ با هومولوگ‌های ۱۰۱، ۱٤۱ و ۱۵۳، بین میانگین مقادیر هومولوگ ۱۰۱ با هومولوگ‌های ۱٤۱ و ۱۵۳، ۱۸۹ و بین میانگین مقادیر هومولوگ ۱٤۱ با هومولوگ ۱۵۳ همگی با ۰/۰۱۰ > p-value و منشاء یکسان تولید آن‌ها بود که با نتایج تحلیل عاملی ترکیبات PCB (جدول ۵) که نشان داد در PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب برای هومولوگ‌های ۱۵۳، ۱۰۱، ۵۲، ۱٤۱ و ۲۸ وجود داشته است، مطابقت دارد. سایر پژوهشگران نیز وجود همبستگی مثبت معنی‌دار بین میانگین مقادیر آلاینده‌های معدنی و آلی خاک را با منشاء یکسان تولید آن‌ها مرتبط دانسته‌اند[٤٦،٤٧].

هرچند پارامترهای فیزیکوشیمیایی و به‌ویژه مقادیر TOC نقش مهمی در برقراری پیوند بین ترکیبات آلاینده و ذرات خاک دارند[۲۰]، نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر PCBهای شناسایی شده با پارامترهای pH، EC و TOC خاک سطحی، فقط نشان‌دهنده وجود همبستگی مثبت بین میانگین مقادیر TOC با هومولوگ‌های ۳۱ و ۱۳۸ (۰/۰۱۰ > p-value) و ٤٤ (۰/۰۵۰ > p-value) بود (جدول ۳) که این موضوع را احتمالاً

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

می‌توان با ناهمگنی (Heterogeneity) نمونه‌های خاک مرتبط دانست. در این خصوص، Zhou و همکاران (۱۹۹۹) نیز عدم وجود همبستگی معنی‌دار آماری بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک با میانگین مقادیر آلاینده‌های آلی خاک را با ناهمگنی خاک مرتبط دانستند[۴۸].

با توجه به آن‌که از بین ۱۳ ترکیب PCB شناسایی‌شده در خاک منطقه مورد مطالعه، عامل هم ارزی سمیت فقط برای هموالوگ ۱۸۹ گزارش شده است، لذا، شاخص خطر سلامت کل ناشی از قرار گرفتن در معرض خاک آلوده به این همولوگ با میانگین $۳/۰۰ \times ۱۰^{-۷}$ در محدوده $۳/۰۰ \times ۱۰^{-۸}$ تا $۲/۴۰ \times ۱۰^{-۶}$ متغیر بود (جدول ٦). در سایر پژوهش‌ها، مقدار TEQ مجموع هفت ترکیب کلره شبه-دی اکسین (Dioxin-like PCB) در خاک سطحی شهر پکن برابر با $۳/۵۰ \times ۱۰^{-۴}$ و بزرگ‌تر از محدوده خطر گزارش شد[۱۸]. در حالی‌که، مشابه با نتایج پژوهش حاضر، Ge و همکاران (۲۰۱۳) مقادیر خطر سرطان‌زایی قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB خاک سطحی میدوی اتول از طریق مسیرهای بلع، تنفس و تماس پوستی را کوچک‌تر از محدوده خطر گزارش کردند[۱۹]. نتایج نشان داد که میانگین مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی بلع با $۲/۹۰ \times ۱۰^{-۳}$ بزرگ‌تر از مقادیر شاخص برای تنفس ($٦/٩٣ \times ۱۰^{-٦}$) و تماس پوستی ($۱/٤٥ \times ۱۰^{-۷}$) بوده است و از این‌رو، بلع مسیر اصلی مواجهه با PCBهای خاک شناخته شد. Kumar و همکاران (۲۰۱٤) میانگین مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی ترکیبات PCB در خاک سطحی مناطق صنعتی شهر چتیسگر هند را برابر با $۳/۱۰ \times ۱۰^{-۸}$ و بلع را به‌عنوان مسیر اصلی مواجهه با PCBها گزارش کردند[۲۱]. در حالی‌که، در پژوهشی دیگر، تماس پوستی به‌عنوان مسیر اصلی مواجهه با ترکیبات PCB خاک مناطق مسکونی و بوستان‌های عمومی و شخصی بخارست رومانی گزارش شد[٤۹].

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB در ٤٥ نمونه خاک سطحی مناطق تجاری، آموزشی، مسکونی، فضای سبز و حاشیه خیابان نواحی شمال، شرق و غرب شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام یافت. نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۳ ترکیب PCB در نمونه‌های خاک با میانگین مجموع مقادیر برابر با ٦/٧٦ میکروگرم در کیلوگرم بود. با توجه به نتایج آزمون PCA و همچنین سهم زیاد غلظت هموالوگ‌های سبک از غلظت کل PCBهای شناسایی شده در نمونه‌ها، می‌توان وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. نتایج نشان داد که میانگین غلظت هیچ‌یک از هموالوگ‌های شناسایی شده در نمونه‌های خاک سطحی از بیشینه رواداری بزرگ‌تر نبوده است. مقادیر فاکتور سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB از طریق بلع، تنفس و تماس پوستی با خاک آلوده و همچنین، فاکتور سرطان‌زایی کل PCB۱۸۹ با میانگین $۳/۰۰ \times ۱۰^{-۷}$ نشان داد که مواجهه با این ترکیب خطر سرطان‌زایی "خیلی کم" را به‌دنبال خواهد شد. در پایان، با توجه به مخاطرات سلامتی ناشی از ترکیبات PCB، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و پایش منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط‌های مختلف به‌ویژه آب و خاک از یک‌سو و تلاش برای کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت محیط و شهروندان از دیگر سو، توصیه می‌شود. علاوه بر آن، پیشنهاد می‌شود در مطالعه‌های آتی نسبت به ارزیابی خطر بالقوه بوم‌شناختی PCBها نیز اقدام شود.

تقدیر و تشکر

این مقاله برگرفته از رساله دکتری تخصصی محیط‌زیست مصوب دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان با کد ۱۷۱٤۸٤۰٥۰۷٦۱۷۷۷۱٦۲۲۹٥٦٤۷ است. بدین‌وسیله نویسندگان از حوزه معاونت پژوهش و فن‌آوری دانشگاه برای فراهم کردن امکانات اجرای مطالعه، سپاسگزاری می‌کنند.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

References

1. Mohammadi Roozbahani M, Sobhanardakani S, Karimi H, et al. Natural and anthropogenic source of heavy metals pollution in the soil samples of an industrial complex; a case study. Iran J Toxicol 2015; 9(29): 1336-41.
2. Sobhanardakani S, Ghoochian M, Taghavi L. Assessment of heavy metal contamination in surface sediment of the Darreh-Morad Beyg River. Iran J Health Sci 2016; 4(3): 22-34.
3. Hazratzadeh Sh, Sobhanardakani S. [Assessment of Zn, Pb, Cd, and Cu contamination in surface soils of urban parks in city of Hamedan]. Iran J Soil Res 2018; 32(3): 399-413 (In Persian).
4. Nikravesh M, Karimi A, Esfandyarpur E, et al. [Assessment of surface soil pollution with selected heavy metals in Semnan industrial complex and surrounding areas]. J Nat Environ 2017; 70(1): 211-26 (In Persian).
5. Mohammadi SM, Lorestani B, Sobhanardakani S, et al. [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]. Iran J Soil Res 2021; 34(4): 515-29 (In Persian).
6. Chen Y, Sjodin A, McLachlan MS, et al. Persistent organic pollutants in infants and toddlers: Relationship between concentrations in matched plasma and faecal samples. Environ Int 2017; 107: 82-8.
7. Erdogrul O, Covaci A, Schepens P. Level of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaras, Turkey. Environ Int 2005; 31: 703-11.
8. Li X, Gan Y, Yang X, et al. Human health risk of organochlorine pesticide (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in edible fish from Hauirou Reservoir and Gaobeidian Lake in Beijing, China. Food Chem 2008; 109: 348-54.
9. Roos G. The public health implication of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. Ecotoxicol Environ Saf 2004; 59: 275-91.
10. Shin SK, Kim TS. Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in transformer oils from Korea. J Hazard Mater 2006; 137(3): 1514-22.
11. Caudle WM, Richardson JR, Delea KC, et al. Polychlorinated biphenyl-induced reduction of dopamine transporter expression as a precursor to Parkinson's disease–associated dopamine toxicity. Toxicol Sci 2006; 92(2): 490-9.
12. Lin CH, Lin PH. Induction of ROS formation, poly (ADP-ribose) polymerase-1 activation, and cell death by PCB126 and PCB153 in human T47D and MDA-MB-231 breast cancer cells. Chem-Biol Interact 2006; 162(2): 181-94.
13. Steenland K, Hein MJ, Cassinelli RT, et al. Polychlorinated biphenyls and neurodegenerative disease mortality in an occupational cohort. Epidemiology 2006; 17(1): 8-13.
14. Gioia R, Dachs J, Nizzetto L, et al. Atmospheric transport, cycling and dynamics of Polychlorinated Biphenils (PCBs) from source regions to remote oceanic areas. ACS Symposium Series 2013; 40(6): 199-201.
15. Zakeri A, Akbarian N, Hedayat K. [Measurement of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the soil samples of taleghan region and investigation the presence of biological agents capable of removing PCBs in these soil samples]. Environ Sci 2021; 19(3): 237-52 (In Persian).
16. Heywood E, Wright J, Wienburg CL, et al. Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils. Environ Sci Technol 2006; 40: 7629-35.
17. Salihoglu G, Kamil Salihoglu N, Aksoy E, et al. Spatial and temporal distribution of polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in soils of an industrialized city in Turkey. J Environ Manage 2011; 92: 724-32.
18. Wu S, Xia X, Yang L, et al. Distribution, source and risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban soils of Beijing, China. Chemosphere 2011; 82: 732-8.
19. Ge J, Woodward LA, Li QX, et al. Distribution, sources and risk assessment of polychlorinated biphenyls in soils from the Midway Atoll, North Pacific Ocean. PLoS ONE 2013; 8(8): e71521.
20. Zhou JL, Siddiqui E, Ngo HH, et al. Estimation of uncertainty in the sampling and analysis of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil in Brighton, UK. Sci Total Environ 2014; 497: 163-71.
21. Kumar B, Kumar Verma V, Kumar Singh S, et al. Polychlorinated biphenyls in residential soils and their health risk and hazard in an industrial city in India. J Publ Health Res 2014; 3(2): 252.
22. Melnyk A, Dettlaff A, Kuklińska K, et al. Concentration and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soil near a municipal solid waste (MSW) landfill. Sci Total Environ 2015; 530-531: 18-27.
23. Cetin B. Investigation of PAHs, PCBs and PCNs in soils around a heavily industrialized area in Kocaeli, Turkey: Concentrations, distributions, sources and toxicological effects. Sci Total Environ 2016; 560-561: 160-9.
24. Chandra Yadav I, Linthoingambi Devi N, Li J, et al. Polychlorinated biphenyls in Nepalese surface soils: Spatial distribution, air-soil exchange, and soil-air partitioning. Ecotoxicol Environ Saf 2017; 144: 498-506.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

25. Kim L, Jeon J-W, Son J-Y, et al. Monitoring and risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in agricultural soil from two industrialized areas. Environ Geochem Health 2017; 39: 279-91.

26. Song S, Xue J, Lu Y, et al. Are unintentionally produced polychlorinated biphenyls the main source of polychlorinated biphenyl occurrence in soils?. Environ Pollut 2018; 243: 492-500.

27. Sosa D, Hilber I, Faure R, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban and semi-urban soils of Havana, Cuba. J Soil Sedim 2018; 19(3): 1328-41.

28. Halfadji A, Touabet A, Portet-Koltalo F, et al. Concentrations and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in agricultural, urban/residential, and industrial soils, east of Oran (Northwest Algeria). Polycycl Aromat Comp 2019; 39 (4): 299-310.

29. Yurdakul S, Celik I, Celen M, et al. Levels, temporal/spatial variations and sources of PAHs and PCBs in soil of a highly industrialized area. Atmos Pollutn Res 2019; 10(4): 1227-38.

30. Mohseni-Bandpei A, Motesaddi S, Eslamizadeh M, et al. Water quality assessment of the most important dam (Latyan dam) in Tehran, Iran. Environ Sci Pollut Res 2018; 25(29): 29227-39.

31. Abdi S, Sobhanardakani S, Lorestani B, et al. Analysis and health risk assessment of phthalate esters (PAEs) in indoor dust of preschool and elementary school centers in city of Tehran, Iran. Environ Sci Pollut Res 2021; 28(43): 61151-62.

32. Davodpour R, Sobhanardakani S, Cheraghi M, et al. Honeybees (Apis mellifera L.) as a potential bioindicator for detection of toxic and essential elements in the environment (Case study: Markazi Province, Iran). Arch Environ Contam Toxicol 2019; 77(3): 344-58.

33. Walkley A, Black IA. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci 1934; 37(1): 29-38.

34. Wang D, Wang Y, Singh V, et al. Ecological and health risk assessment of PAHs, OCPs, and PCBs in Taihu Lake basin. Ecol Indicat 2017; 40: 94-103.

35. Sun J, Pan L, Tsang DCW, et al. Polychlorinated biphenyls in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China: Regional contamination characteristics, combined ecological effects and human health risks. Chemosphere 2016; 163: 422-8.

36. Peng C, Chen W, Liao X, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. Environ Pollut 2011; 159(3): 802-08.

37. Wang C, Zhou S, Song J, et al. Human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban soils of Nanjing, China. Sci Total Environ 2018; 612: 750-7.

38. Verbruggen EMJ, Brand E. Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment. Risk-based standards for PCBs in soil, Proposals for Environmental Risk Limits and Maximum Values. 2014; 67 p.

39. Cachada A, Lopes LV, Hursthouse AS, et al. The variability of polychlorinated biphenyls levels in urban soils from five European cities. Environ Pollut 2009; 157: 511-18.

40. Syed JH. Malik RN, Li J, et al. Levels, distribution and air-soil exchange fluxes of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment of Punjab Province, Pakistan. Ecotoxicol Environ Saf 2013; 97: 189-95.

41. Wang DG, Yang M, Jia HL, et al. Levels, distributions and profiles of polychlorinated biphenyls in surface soils of Dalian, China. Chemosphere 2008; 73: 38-42.

42. Wilcke W, Krauss M, Safronov G, et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils of the Moscow region: concentrations and small-scale distribution along an urban-rural transect. Environ Pollut 2006; 141(2): 327-35.

43. Garcia-Alonso S, Perez-Pastor RM. Occurrence of PCBs in ambient air and surface soil in an urban site of Madrid. Water Air Soil Pollut 2003; 146: 283-95.

44. Anh HQ, Watanabe I, Tomioka K, et al. Characterization of 209 polychlorinated biphenyls in street dust from northern Vietnam: Contamination status, potential sources, and risk assessment. Sci Total Environ 2019; 652: 345-55.

45. Galbán-Malagón CJ, Del Vento S, Cabrerizo A, et al. Factors affecting the atmospheric occurrence and deposition of polychlorinated biphenyls in the Southern Ocean. Atmos Chem Phys 2013; 13: 12029-41.

46. Gilbert E, Dodoo DK, Okhai-Sam F, et al. Characterization and source assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Fosu Lagoon, Ghana. J Environ Sci Health A 2006; 41(12): 2747-75.

47. Emoyan OO, Onocha EO, Tesic GO. Concentration assessment and source evaluation of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from selected vehicle-parks in southern Nigeria. Sci Afric 2020; 7: e00296.

48. Zhou JL, Fileman TW, Evans S, et al. The partition of fluoranthene and pyrene between suspended particles and dissolved phase in the Humber Estuary: a study of the controlling factors. Sci Total Environ 1999; 243-244: 305-21.

49. Ivanescu V. Human health risk assessment posed by PCB exposure in Bucharest area. Agric Agric Sci Proc 2015; 6: 453-8.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]

Journal of Environmental Health Engineering, December 2021; Vol. 9, No. 1: 125-144

Analysis, source identification and health risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soils from different land types of northern, eastern and western parts of city of Tehran, Iran

Samira Ranjbaran[1], Soheil Sobhanardakani[2*], Mehrdad Cheraghi[3], Bahareh Lorestani[3], Maryam Kiani Sadr[4]

[1] *PhD. Candidate in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.*

[2] *Ph.D. in Environmental Science, Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.*

[3] *Ph.D. in Environmental Science, Associate Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.*

[4] *Ph.D. in Environmental Science, Assistant Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.*

E-mail: s_sobhan@iauh.ac.ir

Received: 23 August. 2021; Accepted: 22 November. 2021

ABSTRACT

Background & Objective: Polychlorinated biphenyls (PCBs) are a group of persistent organic pollutants that due to their characteristics including bioaccumulation potential and persistence in the environment; can pose adverse effects on human and environmental health. Therefore, this study was performed to analysis, source identification and health risk assessment of PCBs in surface soil samples collected from some land types of northern, eastern and western parts of city of Tehran in 2019.

Materials & Methods: In this descriptive cross-sectional study, a total of 45 surface soil samples were collected from 15 sampling sites including business districts, residential areas, cultural and educational areas, public green space and roadside. After extraction of analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC–MS) method was used to determination of PCBs in the soil specimens. All statistical analyses were performed using the SPSS software.

Results: Based on the results obtained, 13 congeners of PCBs were detected in the analyzed soil samples. Also, the minimum, maximum and mean concentrations of ∑13PCBs (μg/kg) were 0.031, 23.1 and 6.77, respectively. Moreover, the results of principal component analysis (PCA) and significant distribution of low molecular weight homologues of PCBs in the analyzed soil samples indicated that the presence of PCB compounds in the soil samples would be connected with combustion processes in the soil. Besides, since among the detected PCBs, the TEF values only established for PCB189, therefore, exposure to contaminated soil with this congener could be lead to a "very low level of carcinogenic risk".

Conclusion: Given that PCBs have adverse effects on the environment and human health, detection, content determination, source identification and periodic monitoring of these compounds in different mediums especially water and soil for human and environmental health maintenance are recommended.

Keywords: Soil contamination, Polychlorinated biphenyls, Carcinogenic risk, Multivariate analysis, Tehran.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-08]

[DOI: 10.52547/jehe.9.1.125]