



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

تعیین سطح آلودگی، ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین غبار ریزشی در نواحی صنعتی (مطالعه موردی: صنایع شهرستان اردکان)

سعید شجاعی بروجئی^{*}، حمیدرضا عظیم زاده، اصغر مصلح آرانی
گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و کویرشناسی، دانشگاه یزد، یزد، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: عدم تجزیه زیستی در طبیعت و ایجاد اثرات بهداشتی نامطلوب در انسان از خصوصیات مهم فلزات سنگین است. هدف اصلی این پژوهش تعیین سطح آلودگی، تخمین ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین غبار ریزشی بر ساکنین اطراف نواحی صنعتی شهرستان اردکان است. هدف دیگر شناسایی منابع احتمالی انتشار فلزات سنگین در محیط است.

۹۸/۰۸/۱۱

تاریخ دریافت:

۹۸/۱۱/۰۲

تاریخ ویرایش:

۹۸/۱۱/۰۸

تاریخ پذیرش:

۹۸/۱۲/۲۸

تاریخ انتشار:

روش بررسی: در این مطالعه تحلیلی مقطعی، غبار ریزشی فصل تابستان در اطراف صنایع کاشی سرامیک، خاک چینی، شن و ماسه و شیشه با نصب ۳۵ تله از نوع فریزی وارونه (Inverted Frisbee) با پوشش چمن مصنوعی جمع‌آوری شد. غلظت Ba, Cd, Cu, Ni, Cr, Mn و V با دستگاه ICP-MS اندازه‌گیری شد. با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) و تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) منابع احتمالی فلزات سنگین غبار مورد ارزیابی قرار گرفت. برای تعیین سطح آلودگی از شاخص‌های ریسک اکولوژیکی و ارزیابی ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین از روابط پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا استفاده شد.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، آلودگی، غبار ریزشی، صنایع، ریسک

یافته‌ها: بیشترین و کمترین میانگین غلظت فلزات سنگین برای Ba و Cd اندازه‌گیری شد. نتایج تحلیل همبستگی پیرسون و آنالیز خوشه‌ای موید سه منشأ انسان‌زاد و همچنین منشأ طبیعی برای فلزات سنگین غبار ریزشی بود. بر طبق شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی، Cd در ۴۵/۱۰ درصد از نمونه‌ها در کلاس آلودگی خیلی زیاد و در ۵۴/۸۸ درصد نمونه‌ها در کلاس زیاد قرار داشت. کلاس آلودگی شاخص ریسک اکولوژیکی کلیه فلزات سنگین، متوسط تا زیاد بود. ریسک سرطان‌زایی Cr و Ba در کودکان و بزرگسالان بزرگتر از 10^{-4} تخمین زده شد. در هر دو گروه سنی، شاخص خطر برای هر فلز کوچکتر از یک و مجموع آن برای کودکان ۱/۲۹ و برای بزرگسالان ۰/۱۶ به‌دست آمد.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
said.shojaee71@gmail.com

نتیجه‌گیری: Cd ریسک اکولوژیکی غبار ریزشی را در منطقه افزایش می‌دهد. نتایج ریسک سرطان‌زایی فلزات سنگین نشان داد غلظت دو فلز Cr و Ba غیرمجاز است. همچنین ریسک غیرسرطان‌زایی در کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر بود.

مقدمه

بررسی ارتباط میان رشد اقتصادی و کیفیت محیط زیست، نقش مهمی در ترسیم چشم انداز توسعه بهینه اقتصادی در کشور ایفا می‌کند. رشد اقتصادی می‌تواند زمینه ارتقاء سلامت را فراهم آورد، اما در صورت عدم اتخاذ سیاست‌های مناسب، آلودگی‌های ناشی از رشد اقتصادی می‌تواند تاثیر منفی بر سلامت داشته باشد (۱). در میان پیامدهای محیط زیستی ناشی از فعالیت‌های انسانی، آثار آلاینده‌های منتشر شده از صنایع غیرفلزی یک عامل محدودکننده مهم برای توسعه پایدار بخصوص در صنایع تولید به شمار می‌رود. گرد و غبار حاصل از فرایندهای تولید محصول از جمله عمده‌ترین آلاینده‌های ناشی از صنایع غیرفلزی است. آنچه که بیش از این نگران کننده است، انتشار و انتقال فلزات سنگین گرد و غبار صنایع غیرفلزی به مراکز جمعیتی حساس است. فلزات سنگین قابل تجزیه زیستی نیستند و می‌توانند طی دوره‌های زمانی طولانی، در خاک و گرد و غبار باقی بمانند و در صورت ورود به بدن انسان، اثرات سمی زیانباری به وجود آورند. حتی با اینکه برخی فلزات سنگین برای انسان ضروری به نظر می‌رسد اما در مقادیر بالا می‌تواند مسمومیت ایجاد کنند (۲). براساس تحقیقات آژانس بین المللی سرطان (International Agency for Research on Cancer (IARC)) فلزات سنگین به لحاظ خاصیت سرطان‌زایی بر انسان به سه گروه طبقه‌بندی شده‌اند. گروه اول آن دسته از فلزات و شبه فلزاتی است که خاصیت سرطان‌زایی آنها ثابت شده است. گروه دوم ترکیبات فلزاتی هستند که احتمالاً باعث ایجاد سرطان در انسان می‌شوند. گروه سوم آن دسته از ترکیباتی هستند که خاصیت سرطان‌زایی بر روی انسان ندارند (۳). در این میان فلزاتی نظیر Ni, Cr, Cd و ترکیبات آن جز گروه اول سرطان‌زاهای انسانی است که در اثر مواجهه گوارشی و استنشاقی با آنها بیماری‌هایی نظیر سرطان ریه، کبد و کلیه ظاهر می‌شود (۴). هرچند میانگین غلظت فلزاتی نظیر Cd, Cu, Ni, Cr, Ba, Mn و V به‌طور متوسط در

پوسته زمین ۰/۱۱، ۵۰، ۱۰۰، ۸۰، ۴۲۵، ۹۵۰ و ۱۶۰ mg/kg است، پراکندگی ژئوشیمیایی آنها در محیط‌زیست به طور طبیعی از طریق فرایندهای هوازدگی اتفاق می‌افتد و توسط فعالیت‌های معدنی افزایش می‌یابد که ممکن است منجر به آلوده کردن خاک و آب در مقیاس محلی و منطقه‌ای شود (۷-۵). در نواحی تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی، غلظت فلزات سنگین مذکور در نواحی شهری و صنعتی به تنهایی مرتبط با فاکتورهای زمین‌شناسی نیست. اگرچه غلظت فلزات مذکور به‌طور طبیعی در دامنه وسیعی از مواد معدنی رخ می‌دهد، توزیع آنها به دلیل استفاده گسترده در رنگدانه‌ها، دباغی چرم، آبکاری، رنگرزی، پوشش لعاب، کنسانتره، کودهای شیمیایی و به علاوه دیگر فعالیت‌های صنعتی و انسانی تحت تاثیر قرار می‌گیرد (۸، ۹). گفتنی است، گام اول در ارزیابی گسترش و شدت آلودگی فلزات سنگین در مناطق مشکوک به آلودگی، تعیین غلظت فلزات سنگین است. در گام دوم می‌توان به ارزیابی و تحلیل وضعیت آلودگی منطقه با بهره‌گیری از شاخص‌هایی مانند: فاکتور آلودگی ((Contamination Factor (CF))، پتانسیل ریسک اکولوژیک (Ecological Risk Potential (ERP))، شاخص تلفیقی ریسک اکولوژیک (Integrating Ecological Risk (IER)) و شاخص ریسک سرطان‌زایی (Carcinogenic Risk Index (CRI)) و شاخص تلفیقی خطر غیرسرطان‌زایی (Hazard Index (HI)) پرداخت. شایان ذکر است این شاخص‌ها قادر هستند وضعیت آلودگی منطقه را از جنبه‌های مختلف ارزیابی نمایند و اطلاعات بسیار مفید و کارآمد ارائه دهند (۱۰). بررسی‌های بسیاری در ارتباط با ارزیابی آلودگی فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های مختلف صنعتی با استفاده از شاخص‌های فوق‌الذکر انجام شده است. Huang و همکاران (۱۱) با استفاده از دو شاخص ERP و IER اقدام به ارزیابی شدت آلودگی فلزات سنگین در خاک اطراف معدن سرب و روی چنزو واقع در استان هنان چین نمودند و نتایج آنها تاییدکننده قرارگیری خاک منطقه در کلاس متوسط آلودگی بود.

Ni, Ba, Mn و V در غبار ریزشی نواحی اطراف صنایع شیشه، خاک چینی، کاشی سرامیک و شن و ماسه اردکان با استفاده از شاخص‌های ERP و IER و ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی آنها در اثر مواجهه پوستی، استنشاقی و گوارشی کودکان و بزرگسالانی که در مراکز مسکونی (در فاصله ۳ کیلومتری) و تفریحگاهی (در فاصله ۷۰۰ متری از صنایع مذکور) به سر می‌برند با استفاده از دو شاخص HI و CRI انجام شد. از اهداف فرعی پژوهش حاضر، استفاده از ضریب همبستگی پیرسون و تحلیل خوشه‌ای برای شناسایی منابع انتشار فلزات سنگین غبار ریزشی است. نتایج این پژوهش می‌تواند امکان ارزیابی مناسب آثار ناشی از ورود فلزات سنگین به محیط زیست را فراهم سازد.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر به صورت توصیفی، تحلیلی و مقطعی در سال ۱۳۹۷ در یک ناحیه صنعتی مشتمل بر صنایع کاشی سرامیک، شیشه، خاک چینی و شن و ماسه در شهرستان اردکان صورت گرفت. صنایع مذکور در بخش شمال غربی شهرستان اردکان در فاصله ۸ کیلومتری از این شهرستان در مختصات جغرافیایی $33^{\circ}53'23''$ تا $33^{\circ}57'04''$ طول شرقی و $50^{\circ}20'32''$ تا $32^{\circ}18'44''$ عرض شمالی واقع شده‌اند. در ناحیه مورد بررسی انواع مختلفی از کاربری‌ها شامل پارک زمین‌های کشاورزی، اراضی مرتعی با پوشش گیاهی بسیار ضعیف و سکونتگاه‌ها وجود دارد. نزدیک‌ترین روستاها به این صنایع شامل دو روستا ترک آباد و شهر آباد بوده که در نواحی شرقی در فاصله ۳ کیلومتری قرار دارند. صنایع همجوار شامل صنایع فولاد که در فاصله ۶ کیلومتری، ۱۸ کیلومتری شمال غرب و صنایع کاشی و یک شرکت صنعتی تولید آهک در فاصله ۱۰ کیلومتری نواحی غربی از صنایع مورد بررسی واقع شده‌اند. برای جمع آوری غبار ریزشی در ناحیه مورد بررسی، از تله‌های فریزی وارونه (Inverted Frisbee) با پوشش

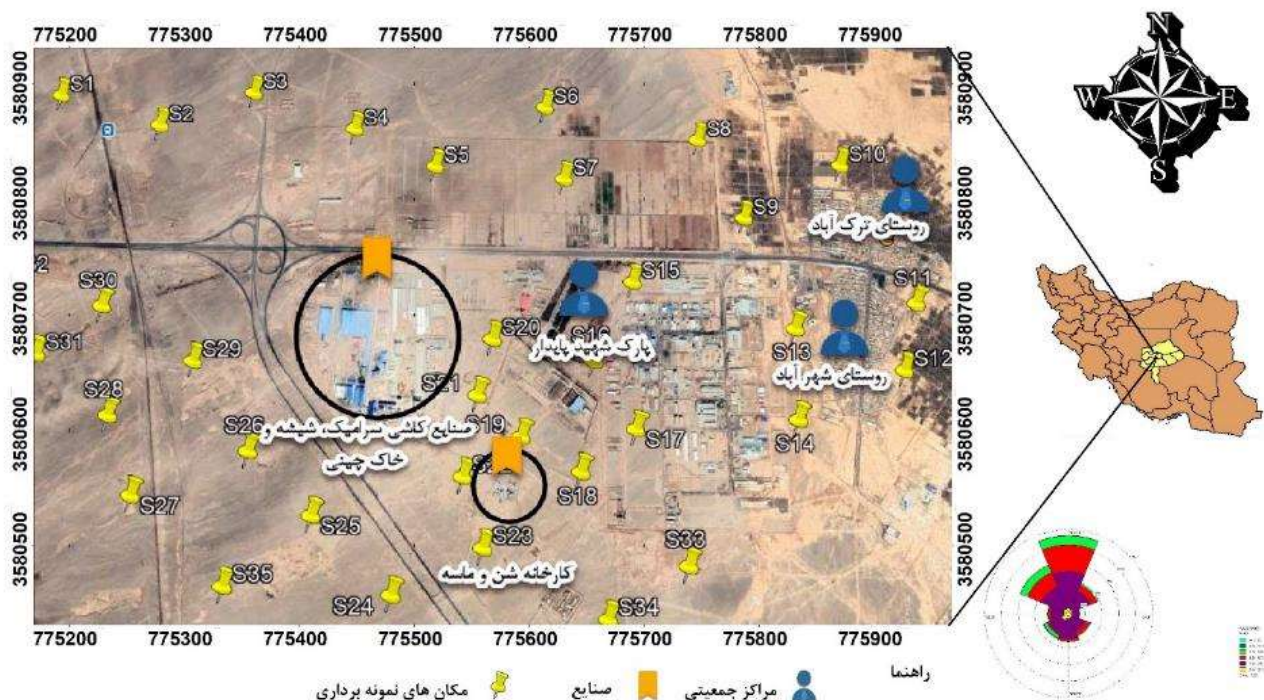
Aluko و همکاران (۱۲) در ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین خاک‌های مجاور معادن آهن ایتاکپ و اگبازا نیجریه نشان داده شد که ریسک‌های سرطان‌زایی کروم و کادمیوم برای هر دو رده سنی کودکان و بزرگسالان بزرگتر از 10^{-4} و ریسک‌های غیرسرطانی مس، کروم و کادمیوم برای جمعیت بزرگسالان کوچکتر از ۱ و برای کودکان بیشتر از ۱ است. Jamal و همکاران (۱۳) ریسک‌های سرطان‌زایی مواجهه کودکان و بزرگسالان با کادمیوم و ریسک‌های غیرسرطان‌زایی مواجهه با کادمیوم، مس و نیکل در خاک پیرامون کارخانه ذوب سرب و روی زنجان بالاتر از حد مجاز به دست آوردند. Xu و همکاران (۱۴) با استفاده از شاخص‌های ERP، IER، HI، CRI شدت آلودگی و ریسک فلزاتی نظیر باریوم، منگنز، وانادیوم، کروم و مس در گرد و غبار خیابانی شهرک صنعتی بائوتو چین مورد بررسی قرار دادند و نتایج آنها نشان داد، ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین مورد بررسی در گرد و غبار در محدوده قابل قبول EPA قرار دارد. براساس شاخص ERP، چهار فلز باریوم، منگنز، وانادیوم و نیکل در کلاس کم و دو عنصر کروم و مس در کلاس کم تا متوسط آلودگی قرار گرفتند. همچنین براساس شاخص IER کلاس آلودگی فلزات مورد بررسی در محدوده متوسط تخمین زده شد.

با توجه به اینکه مطالعه جامعی در رابطه با ارزیابی شدت آلودگی فلزات سنگین غبار ریزشی و پتانسیل ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی آن بر جوامع محلی ساکن در نواحی اطراف و نزدیک به صنایع شیشه، خاک چینی، کاشی سرامیک و شن و ماسه در شهرستان اردکان تاکنون صورت نگرفته است، تحقیق در این زمینه می‌تواند اطلاعات جامع و راهکارهای مناسبی را در اختیار تصمیم‌گیران برای ایجاد سیاست‌های کاهش سطح آلودگی و بهبود شرایط زندگی مردمان ساکن در آن ناحیه قرار دهد تا از گسترش آلودگی به محیط اطراف آن جلوگیری شود. از این‌رو تحقیق حاضر با هدف ارزیابی شدت آلودگی فلزات سنگین Cr, Cu, Cd،

چمن مصنوعی که قابلیت به دام‌اندازی ذرات معلق کمتر از $10 \mu\text{m}$ را دارد، استفاده گردید. بدین منظور از ظروف پلاستیکی با قطر ۲۳، شعاع $11/5$ و عمق 2 cm استفاده شد. برای جلوگیری از نشست پرندگان بر روی تله‌های غبارگیر، خار ضد پرنده بر روی آنها قرار داده شد (۱۵، ۱۶). با بازدیدهای میدانی و بررسی عکس‌های هوایی در نرم افزار گوگل ارث (Google Earth)، توزیع ایستگاه‌های نمونه برداری در منطقه به صورت سیستماتیک تصادفی تعیین شد. به این صورت منطقه مورد مطالعه به شبکه‌های $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ تقسیم بندی و محل تلاقی شبکه‌ها به عنوان موقعیت نقاط نمونه برداری تعیین شد. با حذف تعدادی از نقاط انتخابی که در مکان‌های نامناسب (زمین محل استقرار صنایع، جاده و غیره) قرار گرفته بودند، ۳۵ ایستگاه مشخص گردید و اطلاعات موقعیت مکانی آنها در دستگاه موقعیت یاب جهانی (GPS) برای نصب تله‌ها و شناسایی مجدد آنها در مرحله جمع‌آوری غبار ثبت گردید. در انتخاب ایستگاه‌های نمونه برداری سه فاکتور هواشناسی، توپوگرافی و جمعیت تحت تاثیر لحاظ شد. با توجه به متغیر بودن جهت باد منطقه و عدم وجود توپوگرافی پیچیده، انتشار آلاینده‌ها از دودکش صنایع می‌تواند در تمامی جهات صورت گیرد. جمعیت تحت تاثیر در منطقه شامل ساکنین روستاهای ترک آباد و شهر آباد با موقعیت مکانی $32^{\circ}19'44''$ و $53^{\circ}57'56''$ طول شرقی و $32^{\circ}19'44''$ عرض شمالی در فاصله ۳ کیلومتری از صنایع مورد بررسی واقع شده‌اند و افرادی که در پارک شهید پایدار با موقعیت مکانی $32^{\circ}20'02''$ و $53^{\circ}56'24''$ طول شرقی و $32^{\circ}20'02''$ عرض شمالی که در فاصله ۷۰۰ متری از صنایع اوقات فراغت خود را می‌گذرانند، است. در شکل ۱ موقعیت صنایع مورد بررسی، جمعیت تحت تاثیر و ایستگاه‌های نمونه برداری نشان داده شده است.

تله‌های چمنی در فصل تابستان جمع‌آوری و به آزمایشگاه منتقل شدند. برای استخراج گردوغبار ابتدا تله‌ها با استفاده از آب مقطر به طور کامل شستشو و در ظروف مناسب

انتقال داده شد. سپس نمونه‌های محلول غبار به مدت سه روز در آون و دمای 30°C قرار داده شدند تا کاملاً خشک شوند. برای اندازه‌گیری فلزات سنگین Ni, Cr, Cu, Cd, Ba, Mn و V از دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمایی جفت شده القایی (ICP-MS) استفاده شد. هضم تمام نمونه‌ها با استفاده از مایکروویو و توسط سه اسید HF - HNO_3 - HCl صورت گرفت (۱۷). از آنجایی که اسید HF تنها اسیدی است که شبکه‌های سیلیکاتی را از بین برده و باعث رهاسازی عناصر درگیر در سیلیکات نظیر Ba, Mn, Cr می‌شود، از این اسید برای آنالیز بهتر این عناصر استفاده شد. در این نوع هضم اسیدی Si با HF ترکیب SiF_6 تولید کرده و عنصر Si به صورت بخار سفید از محیط خارج می‌شود. به همین دلیل امکان اندازه‌گیری Si وجود ندارد. برای اجرای آزمایش، حدود 0.1 g نمونه غبار، با حجم کافی از محلول هضم کننده مواد جامد که شامل 4 mL HNO_3 ، 1 mL HCl و 1 mL HF ، به ظروف تفلونی افزوده و در سیستم مایکروویو هضم نمونه‌ها انجام شد. پس از هضم نمونه‌ها، ظروف تفلونی بر روی صفحه گرمایی سرامیکی قرار گرفتند تا خشک شوند. مواد باقیمانده نهایی در 2 mL 0.14 M HNO_3 حل، سپس به بطری‌های 50 mL پلی اتیلن منتقل شدند و در نهایت در دمای 4°C نگهداری شد. تضمین کیفیت (QA) و کنترل کیفیت (QC) با استفاده از مواد مرجع استاندارد، GSS-1، GSS-2، GSS-3 و GSS-8 (خاک استاندارد ژئوشیمیایی) صورت گرفت. مقدار درصد بازیافت داده‌ها برای خاک استاندارد مورد استفاده برای عناصر Cu, Cd, Cr, Ni, V, Ba, Mn به ترتیب $103-95$ ، $106-92$ ، $107-94$ ، $102-97$ ، $102-97$ و $108-93$ و $100-96$ درصد بود. در هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه‌ها یک نمونه شاهد تهیه و همزمان با سایر نمونه‌ها تجزیه شد (۱۸). بر این اساس مقادیر LOD برای فلزات Cd (0.1 mg/kg)، Cu، Ni، Cr و V (1 mg/kg)، Ba و Mn (5 mg/kg) و مقادیر LOQ نیز برای فلزات Cd (0.3 mg/kg)، Cu، Cr، Ni و



شکل ۱- موقعیت گروه صنایع مورد بررسی، ایستگاه‌های نمونه برداری و مراکز جمعیتی تحت تاثیر

درصد خطای نمونه برداری برای هر یک از فلزات سنگین مورد بررسی، محاسبه شد (۱۹).

$$N = \frac{t^2 \times CV\%^2}{E\%^2} \quad (1)$$

در این معادله؛ N: تعداد نمونه‌های لازم، E: درصد خطا، t: از جدول مربوطه براساس درجه آزادی در سطح معنی‌دار مورد نظر، CV: ضریب تغییرات که برابر است با نسبت انحراف معیار داده‌ها به میانگین مقادیر نمونه‌گیری اولیه. در این مطالعه برای t^2 ، مقدار t در سطح معنی‌دار ۵ درصد برابر با ۱/۹۶ با در نظر گرفتن درجه آزادی بی نهایت تعیین گردید.

با توجه به اینکه ضریب تغییرات (CV)، درجه تغییرپذیری غلظت‌های یک فلز را در نمونه‌های غبار ریزشی نشان می‌دهد. تفسیر نتایج حاصل از محاسبه این پارامتر

V (۳ mg/kg)، Ba و Mn (۱۵ mg/kg) تعیین گردید. در نهایت غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های محلول و شاهد با استفاده از طیف‌سنجی جرمی پلاسمایی جفت شده القایی اندازه گیری شد.

از نرم افزار SPSS,20 برای تجزیه و تحلیل آماره‌های نظیر حداقل، حداکثر، میانگین، انحراف معیار، استاندارد خطا، چولگی، کشیدگی، درصد خطای نمونه برداری، درصد ضریب تغییرات، آزمون کلموگروف اسمیرنوف (Kolmogrov – smirnov test) جهت بررسی نرمالیته داده‌ها و آزمون t تک نمونه (On Sample T-Test) برای مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین غبار ریزشی با استانداردهای آلاینده‌های فلزات سنگین در خاک‌های قلیایی برای کاربری‌های حفاظت محیط زیست، جنگل و مرتع، مسکونی، تجاری، پارک تفریحی و کشاورزی استفاده شد. همچنین با استفاده از معادله حد کفایت نمونه (معادله ۱)

$$ERP_i = T_R^i \times C_f^i \quad (3)$$

$$IER = \sum_{i=1}^n ERP_i \quad (4)$$

در این معادله C_f^i فاکتور آلودگی عنصر i ، C_i غلظت عنصر i ، T_R^i فاکتور آلودگی عنصر i در مرجع یا زمینه، ERP_i پتانسیل ریسک اکولوژیک عنصر i ، T_R^i فاکتور پاسخ سمیت عنصر i و C_f^i فاکتور آلودگی عنصر i است. فاکتور پاسخ سمیت برای منگنز، وانادیوم، نیکل، کادمیوم، مس و کروم به ترتیب برابر با ۱، ۲، ۵، ۳۰، ۵ و ۲ ارائه شده است. IER پتانسیل ریسک اکولوژیک مجموع عناصر را نشان می‌دهد. براساس شاخص ERP_i شدت آلودگی در پنج سطح طبقه بندی می‌گردد. پتانسیل ریسک اکولوژیک کم ($ERP_i < 40$)، پتانسیل ریسک اکولوژیک متوسط ($40 \leq ERP_i < 80$)، پتانسیل ریسک اکولوژیک قابل توجه ($80 \leq ERP_i < 160$)، پتانسیل ریسک اکولوژیک زیاد ($160 \leq ERP_i < 320$)، پتانسیل ریسک اکولوژیک خیلی زیاد ($ERP_i \geq 320$) است. همچنین سطح آلودگی براساس شاخص تلفیقی پتانسیل ریسک اکولوژیک در چهار سطح طبقه بندی می‌گردد. این طبقات شامل ریسک کم ($IER < 150$)، ریسک متوسط ($150 \leq IER < 300$)، ریسک قابل توجه ($300 \leq IER < 600$) و ریسک زیاد ($IER \geq 600$) است (۲۲).

برای ارزیابی ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین غبار ریزشی از روش ارزیابی ریسک بهداشتی ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) استفاده شد. از آنجایی که فاصله صنایع تا نزدیک‌ترین سکونتگاه‌ها (روستاها ترک آباد و شهر آباد) و مراکز تفریحی (پارک شهید پایدار) حدود ۳ km است بنابراین افراد مواجهه با فلزات سنگین، کودکان و بزرگسالان ساکن در این مراکز بودند. در بررسی ریسک‌های سرطان‌زایی فلزات سنگین، مواجهه کودکان و بزرگسالان با فلزات از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی مدنظر

براساس تفسیرهای آماری Sistani و همکاران (۲۰) صورت گرفت. به این صورت، اگر $CV \leq 20\%$ باشد، نشان دهنده تغییرپذیری اندک، $20\% < CV \leq 50\%$ تغییرپذیری متوسط و $50\% < CV \leq 100\%$ و $CV > 100\%$ نشان دهنده تغییرپذیری بالا است. درحالی که ضرایب تغییر بالاتر از ۱۰۰٪ نشان دهنده تغییرپذیری بی نهایت بالاست.

برای شناسایی منابع احتمالی آلودگی فلزات سنگین در منطقه از روش ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) و تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) در نرم افزار PC-ORD استفاده شد. ضریب همبستگی پیرسون روشی آماری برای بررسی شدت و جهت همبستگی بین دو متغیر فاصله‌ای یا نسبی است. با مشخص شدن ارتباط و همبستگی متقابل بین عناصر مختلف، تشخیص منبع عناصر و چگونگی انتقال آنها در محیط میسر می‌شود. به عبارت دیگر، مقادیر بالای همبستگی بین فلزات سنگین بیانگر یکسان بودن منبع انتشار این عناصر است.

تحلیل خوشه‌ای یک روش آماری چند متغیره مبتنی بر داده‌های قابل اندازه گیری و محاسبه است. در حقیقت تحلیل خوشه‌ای یک فرایند طبقه‌بندی غیرکنترلی است که متغیرهای مورد بررسی را برحسب میزان شباهت یا تفاوت آنها، خوشه‌بندی می‌کند (۲۱). در این مطالعه برای انجام تحلیل خوشه‌ای، از الگوریتم Ward برای محاسبه فاصله بین خوشه‌ها و از فواصل اقلیدسی برای محاسبه تشابه بین متغیرها (فلزات سنگین) استفاده شد. خروجی این تجزیه و تحلیل به صورت نمودار درختی (دندروگرام) مورد تفسیر قرار گرفت.

برای ارزیابی شدت آلودگی فلزات سنگین در غبار ریزشی منطقه از دو شاخص ERP و IER استفاده شد. بدین منظور برای به دست آوردن این شاخص از معادلات ۲ تا ۴ استفاده گردید.

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_{Ri}} \quad (2)$$

مسیرها برای کودکان و بزرگسالان از مجموع میزان ADD هر مسیر به مقدار مرجع سمیت آن فلز تعیین شد.

$$HQ = \sum \frac{ADD_i}{RfD_i} \quad (8)$$

در معادله ۸، HQ (Hazard Quotient) ریسک غیرسرطان زایی فلزات سنگین در هر مسیر، RfD (Reference Dose) مقدار جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (mg/kg.day) است. اگر $HQ \leq 1$ باشد، با سلامت انسان ناسازگار نیست و اگر $HQ > 1$ باشد، اثرات نامطلوب و نگران کننده‌ای بر سلامت انسان دارد (۲۳). مقدار شاخص ریسک تجمعی غیرسرطان‌زایی (HI) کل فلزات سنگین برای هر دو گروه بزرگسالان و کودکان طبق معادله ۹ به‌دست می‌آید.

$$HI = \sum HQ_i \quad (9)$$

ارزبایی ریسک سرطان‌زایی هر یک از مسیرهای سه گانه برای این فلزات با استفاده از معادله ۱۰ به‌دست آمد.

$$RI = \sum_{i=1}^n ADD_i \times SF_i \quad (10)$$

در معادله فوق، CRI (Cancer Risk Index) شاخص ریسک سرطان‌زایی، ADD_i مقدار جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (mg/kg.day) و SF_i (Slope Factor) فاکتور احتمال ابتلا به سرطان در هر واحد قرارگیری در معرض فلزات (mg/kg.day) است (۲۴).

یافته‌ها

- بررسی غلظت فلزات سنگین در غبار ریزشی پیرامون صنایع مورد بررسی
خلاصه‌ای از آماره‌های توصیفی غلظت فلزات سنگین در

قرار گرفت. با توجه به اینکه میزان مواجهه با یک دوز روزانه برای هر فلز به صورت جداگانه بیان می‌شود، مقادیر جذب روزانه فلزات (Average Daily Dose (ADD)) در هر یک از مسیرها با استفاده از معادلات ۵ تا ۷ محاسبه شد.

(۵)

$$ADD_{ing} = (C \times IngR \times EF \times ED \times CF) / (BW \times AT)$$

(۶)

$$ADD_{inh} = (C \times InhR \times EF \times ED) / (BW \times AT \times PEF)$$

(۷)

$$ADD_{dermal} = (C \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED \times CF) / (BW \times AT)$$

که در آن: ADD_{ing} ، ADD_{inh} و ADD_{dermal} به ترتیب مقدار میانگین جذب روزانه فلزات (mg/kg.day) از طریق بلع، تنفس و جذب پوستی است. C غلظت فلزات در غبار ریزشی (mg/kg)، BW (Body Weight) وزن متوسط بدن، IngR (Ingestion Rate) نرخ مصرف، InhR (Inhalation Rate) نرخ استنشاق، PEF (Particle Emission Factor) بیانگر فاکتور انتشار ذرات، SA (Exposed Skin Area) ناحیه‌ای از پوست که در تماس با فلزات سنگین است. SL (Skin Adherence Factor) فاکتور چسبندگی گرد و غبار به پوست، EF (Exposure Frequency) بیانگر فراوانی مواجهه (Average Time) AT میانگین مدت زمان قرارگیری در معرض هر مقدار از فلزات سنگین است که مقادیر این پارامتر برای ریسک‌های سرطان‌زایی 365×70 و برای ریسک غیرسرطان‌زایی $365 \times ED$ است، ABS (Dermal Absorption Factor) فاکتور جذب سطحی پوستی، CF (Conversion Factor) فاکتور تبدیل است. جزئیات هر پارامتر و مقادیر به‌کار گرفته شده در روابط ارزیابی خطر در جدول ۱ آورده شده است. پس از محاسبه مقدار جذب روزانه فلزات سنگین برای هر یک از مسیرها، ریسک غیرسرطان‌زایی (HI) کل

جدول ۱- راهنمای ضرایب و پارامترهای روابط ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین در غبار ریزشی

پارامتر	واحد اندازه گیری	بزرگسالان	کودکان	رفرنس
R_{Ing}	mg/day	۱۰۰	۲۰۰	(۲۵)
R_{Inhal}	m^3/day	۲۰	۷/۶	
EF	day/year	۱۸۰	۱۸۰	
PEF	m^3/kg	$۱/۳۶ \times ۱۰^{-۹}$	$۱/۳۶ \times ۱۰^{-۹}$	
ED	h	۲۴	۶	(۲۶)
BW	kg	۷۰	۱۵	
$AT_{non-carcinogens}$	days	ED \times ۳۶۵	ED \times ۳۶۵	
$AT_{carcinogens}$	days	۳۶۵ \times ۷۰	۳۶۵ \times ۷۰	
EF	days	۱۸۰	۱۸۰	(۲۷)
ABS	-	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	(۲۸)
CF	mg/kg	$۱/۰ \times ۱۰^{-۶}$	$۱/۰ \times ۱۰^{-۶}$	
SL	mg/m^3	۰/۰۷	۰/۲	(۲۹)
SA	cm^2	۵۷۰۰	۲۸۰۰	
RfD_{ing}	mg/kg.day	مس ($۴/۰ \times ۱۰^{-۲}$)، کروم ($۳/۰ \times ۱۰^{-۳}$)، کادمیوم ($۱/۰ \times ۱۰^{-۳}$)، نیکل ($۲/۰ \times ۱۰^{-۲}$)، باریوم ($۷/۰ \times ۱۰^{-۲}$)، منگنز ($۴/۶ \times ۱۰^{-۲}$) و وانادیوم ($۵/۰ \times ۱۰^{-۳}$)		
RfD_{inhal}	mg/kg.day	مس ($۴/۰۲ \times ۱۰^{-۲}$)، کروم ($۲/۸۶ \times ۱۰^{-۵}$)، کادمیوم ($۲/۴ \times ۱۰^{-۶}$)، نیکل ($۲/۰۶ \times ۱۰^{-۲}$)، باریوم ($۱/۴۳ \times ۱۰^{-۴}$)، منگنز ($۱/۸۴ \times ۱۰^{-۳}$) و وانادیوم ($۵/۰ \times ۱۰^{-۳}$)		(۳۰-۳۲)
RfD_{dermal}	mg/kg.day	مس ($۱/۲ \times ۱۰^{-۲}$)، کروم ($۶/۰ \times ۱۰^{-۵}$)، کادمیوم ($۱/۰ \times ۱۰^{-۵}$)، نیکل ($۵/۴ \times ۱۰^{-۲}$)، باریوم ($۴/۹ \times ۱۰^{-۴}$)، منگنز ($۱/۴۳ \times ۱۰^{-۵}$) و وانادیوم ($۱/۰ \times ۱۰^{-۵}$)		
SF_{inhal}	mg/kg.day	کادمیوم (۶۳×۱۰^{-۱})، کروم (۴۲×۱۰^{-۱})، نیکل ($۸/۴ \times ۱۰^{-۱}$)، باریوم (۸۴×۱۰^{-۱})		(۳۳-۳۵)
SF_{ing}	mg/kg.day	کادمیوم (۶۳×۱۰^{-۱})، کروم ($۵/۰ \times ۱۰^{-۱}$)، نیکل ($۸/۴ \times ۱۰^{-۱}$)		
SF_{dermal}	mg/kg.day	کروم ($۲/۰ \times ۱۰^{-۱}$)		

که در جدول ۲ ارائه شده، به ترتیب میانگین آنها به صورت باریوم < منگنز < وانادیوم < کروم < مس < نیکل < کادمیوم است. غلظت کلیه فلزات سنگین به استثناء Mn چندین برابر بیشتر از غلظت زمینه بود. ضرایب تغییرات غلظت فلزات سنگین مورد بررسی در غبار ریزشی به ترتیب $<Ni$

نمونه‌های غبار ریزشی منطقه مورد مطالعه در جدول ۲ گزارش شده است. براساس نتایج به دست آمده، در بین عناصر مورد مطالعه، بیشینه و کمینه میانگین غلظت فلز سنگین به ترتیب مربوط به باریوم $۵۱۷/۴۰ \text{ mg/kg}$ و کادمیوم $۴/۰۳ \text{ mg/kg}$ بود. ضمن اینکه غلظت سایر فلزاتی

غلظت عناصر موجود در آن نیز نرمال و دامنه تغییرات آن کم باشد. این در حالی است که وجود منشاء انسانی دامنه غلظت را افزایش داده و در نقاطی بیش از حدود نرمال آن را فزونی داده است و عامل غیرنرمال شدن داده‌ها شده است. به همین ترتیب در صورت غیرنرمال بودن داده‌های عناصر سنگین احتمال وجود منشاء انسان ساخت در آن با توجه به دوری یا نزدیکی به منشاء وجود دارد. نتایج آزمون نرمالیت کولموگروف-اسمیرنوف نشان داد فلزات سنگین مورد بررسی دارای توزیع نرمال نیست و لذا وجود آن در غبار ریزشی به احتمال زیاد به فعالیت‌های انسانی (انتشارات صنعتی و تردد خودروها) مرتبط است.

نتایج آزمون t تک نمونه در سطح اطمینان ۹۹ درصد ($p=0/01$) نشان داد، میانگین غلظت کادمیوم، مس، باریوم و نیکل با مقادیر استاندارد حفاظت محیط زیست اختلاف معنی‌دار ندارد (جدول ۳). بدین صورت کروم و وانادیوم برای کلیه استانداردهای مورد بررسی به ترتیب بیشتر و کمتر از حد مجاز، کادمیوم برای استاندارد مسکونی بیش از حد مجاز و برای استانداردهای جنگل و مرتع، مسکونی، تجاری، پارک تفریحی و کشاورزی کمتر از حد مجاز است. فلزات مس، نیکل و باریوم برای استانداردهای جنگل و مرتع، مسکونی، تجاری، پارک تفریحی و کشاورزی کمتر از حد مجاز است.

$Ba < V < Cr < Mn < Cu < Cd$ کاهش یافت. مقادیر بالای ضرایب تغییرات Ni نشان داد که غلظت این فلزات به طور قابل توجهی در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری متفاوت است. همچنین نمایانگر توزیع ناهمگن آنها به دلیل فعالیت‌های انسانی است. ضرایب تغییرات سه عنصر Cd، Cu و Mn، تغییرپذیری متوسطی را نشان می‌دهد که بازتاب کننده توزیع نسبتاً غیرهمگن این سه عنصر در منطقه است. انحراف استاندارد غلظت فلزات سنگین در غبار ریزشی پیرامون صنایع مورد بررسی با روند نزولی $Cd < Cr < V < Ni < Cu < Ba < Mn$ کاهش یافت. مقادیر زیاد انحراف استاندارد نشان‌دهنده تغییرات زیاد غلظت‌های فلزی در غبار ریزشی اطراف صنایع است که این موضوع برای عناصر Ba و Mn در این مطالعه مشاهده شد. میزان چولگی کلیه فلزات سنگین مورد بررسی به استثناء Cu، Ni و Cr، مثبت بود که نمایانگر این است که این فلزات چولگی مثبتی به سمت غلظت‌های پایین‌تر دارند. میزان کشیدگی همه فلزات به جز Ba منفی بود که نشان دهنده شیب کم نمودار توزیع این عناصر نسبت به منحنی توزیع نرمال است. با توجه به یکنواختی رخساره زمین شناختی (دشت‌سر پوشیده) که مجموعه کارخانجات و نقاط نمونه‌برداری در آن قرار دارد، انتظار می‌رود در صورت وجود منشاء طبیعی غبار ریزشی

جدول ۲- آمار توصیفی فلزات سنگین غبار ریزشی

آماره عناصر	حداقل	حداکثر	میانگین	غلظت زمینه (mg/kg)	انحراف استاندارد	استاندارد خطا	چولگی	کشیدگی	کولموگروف-اسمیرنوف	ضریب تغییرات (درصد)	خطای نمونه برداری (درصد)
Cd	۲/۴۰	۶/۷۰	۴/۰۳	۰/۳۲	۱/۴۳	۰/۲۴	۰/۵۳	-۱/۰۷	۰/۰۰	۳۵/۴۸	۱۱/۹۹
Cu	۳۱	۹۲	۶۶	۲۳	۱۹/۱۱	۳/۲۳	-۰/۱۱	-۱/۵۳	۰/۰۰	۲۸/۹۵	۹/۷۸
Ba	۴۲۰	۶۴۶	۵۱۷/۴۰	۵۰۰	۵۵/۷۵	۹/۴۲	۰/۵۵	۰/۳۱	۰/۰۳	۱۰/۷۷	۳/۶۴
Ni	۳۲	۷۴	۵۲/۸۸	۲۳	۱۶/۱۴	۲/۷۲	-۰/۰۳	-۱/۷۸	۰/۰۰	۵۲/۳۰	۱۷/۶۸
Cr	۴۶	۹۹	۷۴/۰۶	۲۰	۱۴/۱۸	۲/۳۹	-۰/۳۵	-۰/۷۲	۰/۰۲	۱۹/۱۴	۶/۴۷
V	۶۶	۱۲۲	۹۶/۲۸	۲۴	۱۵/۲۹	۲/۵۸	۰/۴۹	-۰/۸۲	۰/۰۰	۱۵/۸۸	۳/۵۶
Mn	۳۳۳	۶۰۹	۴۵۹/۹۷	۵۵۲	۱۰۴/۳۳	۱۷/۶۱	۰/۰۴	-۱/۶۶	۰/۰۰	۲۲/۶۶	۷/۶۶

جدول ۳- نتایج آزمون t تک نمونه برای مقایسه غلظت فلزات سنگین غبار ریزشی با استاندارد آلاینده‌گی فلزات سنگین در خاک‌های قلیایی (۳۶)

p	t	میانگین غلظت (mg/kg)	مقادیر استاندارد	کاربری	فلزات سنگین
۰/۵۹ ^{ns}	۰/۵۴		۳/۹	حفاظت محیط زیست	Cd
۰/۰۰ ^a	-۱۶/۴۱		۸	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	۸/۴۰	۴/۰۳	۲	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	-۱۶/۴۱		۸	تجاری	
۰/۰۰ ^a	-۱۶/۴۱		۸	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	-۴/۰۰		۵	کشاورزی	
۰/۳۶ ^{ns}	۰/۹۲		۶۳	حفاظت محیط زیست	Cu
۰/۰۰ ^a	-۱۳۴/۳۱		۵۰۰	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	-۱۰۳/۳۶	۶۶	۴۰۰	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	-۳۲/۰۱		۱۱۰۰	تجاری	
۰/۰۰ ^a	-۱۳۴/۳۱		۵۰۰	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	-۴۱/۴۷		۲۰۰	کشاورزی	
۰/۰۷ ^{ns}	۱/۸۴		۵۰۰	حفاظت محیط زیست	Ba
۰/۰۰ ^a	-۸/۷۶		۶۰۰	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	۱/۸۴	۵۱۷/۴۰	۸۰۰	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	-۵۱/۲۰		۱۰۰۰	تجاری	
۰/۰۰ ^a	۱/۸۴		۸۰۰	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	-۸/۷۶		۶۰۰	کشاورزی	
۰/۲۹ ^{ns}	۱/۰۵		۵۰	حفاظت محیط زیست	Ni
۰/۰۰ ^a	-۱۷۴/۸۴		۵۳۰	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	-۳۷/۴۲	۵۲/۸۸	۱۵۵	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	-۲۰۰/۴۹		۶۰۰	تجاری	
۰/۰۰ ^a	-۱۷۴/۸۴		۵۳۰	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	-۲۰/۹۳		۱۱۰	کشاورزی	
۰/۰۰ ^a	۳۰/۷۲		۰/۴	حفاظت محیط زیست	Cr
۰/۰۰ ^a	۲۴/۳۶		۱۵	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	۲۸/۸۰	۷۴/۰۶	۵	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	۲۴/۳۶		۱۵	تجاری	
۰/۰۰ ^a	۲۴/۳۶		۱۵	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	۳۰/۰۶		۲	کشاورزی	
۰/۰۰ ^a	-۱۳/۰۴		۱۳۰	حفاظت محیط زیست	V
۰/۰۰ ^a	-۴۰/۱۱		۲۰۰	جنگل و مرتع	
۰/۰۰ ^a	-۴۰/۱۱	۹۶/۲۸	۲۰۰	مسکونی	
۰/۰۰ ^a	-۱۵۶/۱۶		۵۰۰	تجاری	
۰/۰۰ ^a	-۴۰/۱۱		۲۰۰	پارک تفریحی	
۰/۰۰ ^a	-۴۰/۱۱		۲۰۰	کشاورزی	

a: وجود اختلاف معنی‌دار
 ns: عدم وجود اختلاف معنی‌دار

برای شناسایی منشاء احتمالی فلزات سنگین غبار ریزشی بهتر است همبستگی میانگین غلظت این عناصر با فاصله از صنایع مشخص گردد. بدین منظور، نتایج حاصل از همبستگی بین غلظت کروم با فاصله از گروه صنایع کاشی سرامیک، شیشه، خاک چینی با ضریب همبستگی برابر با ۰/۵۶ و کارخانه فرآوری شن و ماسه با ضریب همبستگی برابر با ۰/۴۷ در سطح معنی دار ۰/۰۱ مثبت (مستقیم) به دست آمد. بین غلظت وانادیوم با ضریب همبستگی مثبت برابر با ۰/۴۴ و کادمیوم با ضریب همبستگی منفی (معکوس) برابر با ۰/۶۰ با فاصله از کارخانه فرآوری شن و ماسه رابطه معنی داری وجود داشت (۰/۰۱ < p). همچنین بین دو فلز مذکور به ترتیب با ضریب همبستگی مثبت برابر با ۰/۳۵ و منفی برابر با ۰/۳۶ در سطح معنی دار ۰/۰۵ با فاصله از گروه صنایع کاشی سرامیک، شیشه، خاک چینی رابطه معنی داری وجود داشت. برای فلزاتی نظیر مس، باریوم، نیکل و منگنز همبستگی معنی داری بین غلظت و فاصله از صنایع مورد بررسی مشاهده نگردید.

- تحلیل همبستگی پیرسون و تحلیل خوشه‌ای به روش ward

نتایج آزمون آماری ضریب همبستگی پیرسون در جدول ۴ ارائه شده است. مطابق نتایج، همبستگی بین میانگین غلظت نیکل - منگنز و مس - منگنز با ضریب همبستگی برابر با ۰/۸۶، نیکل - وانادیوم با ضریب همبستگی برابر با ۰/۷۷ است. ضرایب همبستگی مس - نیکل و مس - وانادیوم برابر با ۰/۷۵، کروم - وانادیوم و وانادیوم - منگنز مساوی با ۰/۷۲، کروم - منگنز برابر با ۰/۵۲، نیکل - کروم برابر با ۰/۵۰، مس - کروم برابر با ۰/۴۷ به دست آمد. ضرایب همبستگی اشاره شده در قبل، در سطح معنی دار ۰/۰۱ مثبت است که در واقع نشانی از منشاء یکسان آزادسازی در محیط زیست دارد. دو فلز باریوم و کادمیوم همبستگی ضعیفی با دیگر عناصر داشتند که حاکی از وجود منشاء متفاوت برای عناصر مذکور است. همان طور که نتایج ضریب همبستگی نشان می‌دهد با استفاده از این ضریب، فقط وجود و عدم وجود منبع تولید مشترک فلزات در غبار ریزشی مشخص می‌شود.

جدول ۴- نتایج ضرایب همبستگی پیرسون بین فلزات سنگین و فاصله از صنایع مورد بررسی

Mn	V	Cr	Ni	Ba	Cu	Cd	آماره عناصر
						۱	Cd
					۱	-۰/۴۸**	Cu
				۱	-۰/۱۴	-۰/۲۲	Ba
			۱	-۰/۲۱	۰/۷۵**	۰/۲۲	Ni
		۱	۰/۵۰**	۰/۱۲	۰/۴۷**	-۰/۲۷	Cr
	۱	۰/۷۲**	۰/۷۷**	-۰/۰۴	۰/۷۵**	-۰/۰۴	V
۱	۰/۷۲**	۰/۵۲**	۰/۸۶**	-۰/۱۸	۰/۸۶**	۰/۲۹	Mn
۰/۰۴	۰/۳۵*	۰/۵۶**	۰/۰۱	۰/۱۶	۰/۰۸	-۰/۳۶*	فاصله از کارخانه شیشه، کاشی، خاک چینی
۰/۰۶	۰/۴۴**	۰/۴۷**	۰/۰۷	۰/۰۱	۰/۰۸	-۰/۶۰**	فاصله از کارخانه شن و ماسه

** همبستگی در سطح معنی دار ۱ درصد

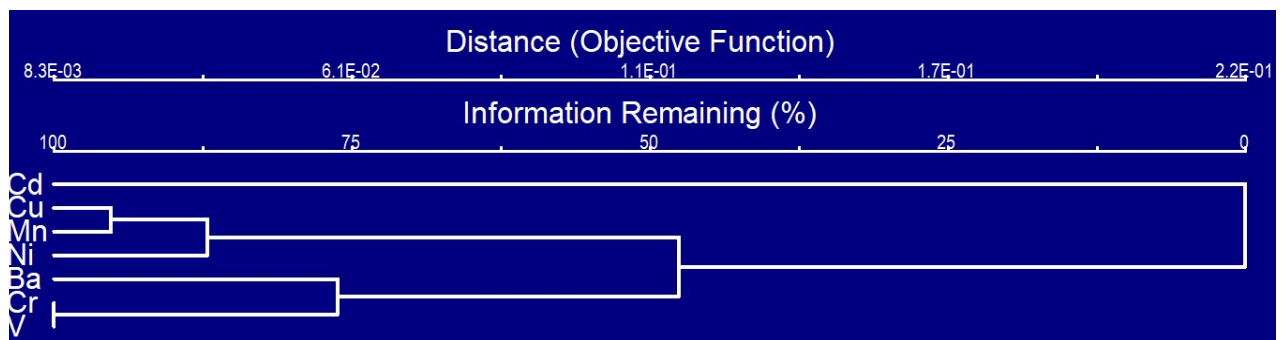
* همبستگی در سطح معنی دار ۵ درصد

- شاخص‌های ریسک اکولوژیکی

نتایج حاصل از محاسبات پتانسیل ریسک اکولوژیکی (ERP) فلزات سنگین در جدول ۵ ارائه شده است. مطابق نتایج حداکثر مقدار این شاخص مربوط به عنصر Cd (۶۲۸/۱۲) و حداقل مقدار مربوط به فلز Mn است. رتبه بندی عناصر از نظر میانگین این شاخص به صورت $Cd < (377/94) Cu < (7/40) Mn < (11/49) Ni < (14/34) V < (8/02) Cr < (7/40) Mn < (0/83)$ است. ضمن اینکه کلیه فلزات سنگین مورد بررسی به استثناء Cd (که در ۵۴/۸۹ درصد نمونه‌ها در کلاس زیاد و ۴۵/۱۰ درصد نمونه‌ها در کلاس خیلی زیاد قرار داشت) از نظر این شاخص در کلاس آلودگی کم قرار گرفتند.

نتایج حاصل از شاخص تلفیقی پتانسیل ریسک اکولوژیک (IER) فلزات سنگین غبار ریزشی نشان داد، مقادیر این شاخص در کلیه نمونه‌ها از حداقل ۲۵۳/۷۹ تا حداکثر ۶۶۹/۴۲ متغیر است. براساس مقدار میانگین شاخص تلفیقی پتانسیل ریسک اکولوژیکی (۴۲۰/۰۵)، نمونه‌ها دارای ریسک قابل توجه ($300 \leq IER < 600$) هستند. همچنین نتایج به‌دست آمده نشان داد که تعداد ۹ نمونه (۲۵/۷۱ درصد) دارای ریسک متوسط، تعداد ۱۹ نمونه (۵۴/۲۸ درصد) دارای ریسک قابل توجه و تعداد ۷ نمونه (۲۰ درصد) دارای ریسک زیاد است (جدول ۶).

برای شناسایی دقیق‌تر منابع مشترک فلزات سنگین از روش تحلیل خوشه‌ای استفاده گردید. نتایج حاصل از دندروگرام، فلزات سنگین مورد بررسی در غبار ریزشی را مطابق شکل ۲ در سه خوشه شامل: (۱) Cd، (۲) Cu - Ni - Mn، (۳) Ba - V - Cr قرار داد. فاصله خوشه‌ای نشان دهنده درجه شباهت توزیع و واریانس میان فلزات است. هر چه این میزان کاهش یابد میزان ارتباط معنی‌دار خوشه‌ها افزایش می‌یابد. در تحلیل خوشه‌ای حاضر، فاصله خوشه‌ای ۵۰ به منظور گروه‌بندی عناصر انتخاب شد. مطابق شکل فلز Cd به‌طور مجزا از دیگر عناصر، تشکیل خوشه‌ای تک عضوی داده است. سپس دو فلز Cu و Mn با همبستگی بالا تشکیل یک زیرخوشه را داده‌اند که با کمی فاصله بیشتر نسبت به نیکل، تشکیل خوشه دوم را می‌دهد. در خوشه سوم دو زیر خوشه وجود دارد. ابتدا V و Cr با همبستگی متوسط تشکیل یک زیر خوشه را می‌دهد. سپس با فاصله دورتر نسبت به Ba خوشه سوم قرار دارد. نتایج تحلیل خوشه‌ای همانند ضریب همبستگی پیرسون بر تاثیر فعالیت‌های انسانی همراه با منابع زمین‌شناختی در تغییرات غلظت فلزات سنگین Ni، Mn و Cu تاکید دارد. فلزات Cd، Ba، Cr و V احتمالاً ناشی از فعالیت‌های صنایع است.



شکل ۲- نتیجه خوشه بندی فلزات سنگین به روش ward

جدول ۵- آمار توصیفی پتانسیل ریسک اکولوژیکی (ERP) فلزات سنگین در غبار ریزشی

عناصر	Cu	Cr	Cd	Ni	Mn	V
مقادیر	۶/۷۳	۴/۶	۲۲۵	۶/۹۵	۰/۵۸	۵/۵
حداقل	۲۰	۹/۹	۶۲۸/۱۲	۱۶/۰۸	۱/۱	۱۰/۱۶
حداکثر	۱۴/۳۴	۷/۴۰	۳۷۷/۹۴	۱۱/۴۹	۰/۸۳	۸/۰۲
میانگین	۴/۰۹	۱/۳۹	۱۳۲/۱۴	۳/۴۵	۰/۱۸	۱/۲۵
انحراف معیار						

جدول ۶- آمار توصیفی شاخص تلفیقی پتانسیل ریسک اکولوژیکی (IER) فلزات سنگین در غبار ریزشی

شاخص	مقادیر	
IER	حداقل	۲۵۳/۷۹
	حداکثر	۶۶۹/۴۲
	میانگین	۴۲۰/۰۵
	انحراف معیار	۱۳۴/۸۲

ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی

ارزیابی ریسک سلامت مواجهه با فلزات سنگین غبار ریزشی پیرامون صنایع از سه مسیر اصلی بلع، تماس پوستی و استنشاقی برای کودکان و بزرگسالان در جدول ۷ ارائه شده است. مطابق نتایج میانگین HQ در گروه سنی کودکان برای فلزات سنگین Cr، Cd، Ni و Ba به ترتیب مسیر بلع < جذب پوستی < تنفس و برای دو فلز سنگین V و Mn به ترتیب جذب پوستی < بلع < تنفس و برای مس؛ بلع < تنفس < جذب پوستی بوده است. در گروه سنی بزرگسالان بیشترین و کمترین HQ برای فلزات سنگین Cu، Cr، Cd و Ni به ترتیب بلع < جذب پوستی < تنفس، برای دو فلز سنگین منگنز و وانادیوم؛ جذب پوستی < بلع < تنفس و برای فلز باریوم، بلع < تنفس < جذب پوستی است. همچنین میزان HQ در مسیرهای جذب پوستی، تنفس و بلع برای کودکان بیشتر از بزرگسالان بوده است. برای هر

دو گروه سنی بیشترین میزان HQ مربوط به فلز Mn و از طریق جذب پوستی بود. بررسی HQ فلزات سنگین در هر سه مسیر بلع، جذب پوستی و تنفس کمتر از ۱ تخمین زده است، لذا عواقب مضر بر سلامت انسان نخواهند داشت. مطابق جدول ۷، مقادیر شاخص خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کل مسیرهای جذب در گروه سنی کودکان بیشتر از بزرگسالان است. همچنین HI کلیه فلزات سنگین در غبار ریزشی برای کودکان ۱/۲۹ و برای بزرگسالان ۰/۱۶ به دست آمد که این امر نشان دهنده مواجهه بیشتر کودکان نسبت به بزرگسالان در برابر فلزات سنگین است. HI کل مسیرهای جذب در گروه سنی کودکان به ترتیب: $Mn < V < Cr < Ba < Cd < Ni$ و برای گروه سنی بزرگسالان به ترتیب: $Mn < V < Cr < Ba < Cd < Ni < Cu$ است.

نتایج ارزیابی خطر سرطان‌زایی (CRI) فلزات سنگین به

زده شد؛ به طوری که احتمال ابتلا ۱ نفر در هر ۱۰۰۰ نفر (۱۰^{-۳}) به انواع بیماری‌های سرطانی وجود دارد. بیشترین مقادیر شاخص ریسک سرطان‌زایی Cr و Ba در نواحی نزدیک به روستای ترک آباد پیش بینی شد. مقادیر CRI برای کلیه فلزات سنگین در هر سه مسیر جذب برای کودکان ۳/۵ × ۱۰^{-۳} و برای بزرگسالان ۲/۱ × ۱۰^{-۳} به دست آمد که نمایانگر خطرپذیری بیشتر کودکان نسبت به بزرگسالان برای ابتلا به سرطان است.

تفکیک کودکان و بزرگسالان در جدول ۷ ارائه شده است. مقادیر CRI در کودکان بیشتر از بزرگسالان تخمین زده شد. فلزات CRI Ni و Cd در هر دو گروه سنی در هر سه مسیر جذب در محدوده ۱۰^{-۴} تا ۱۰^{-۶} قرار گرفت (۱۰^{-۵}) که بیانگر احتمال ابتلا ۱ نفر در هر ۱۰۰ هزار نفر بوده و به عبارتی خطرپذیری، تحت شرایط کنترل و نظارت است. برای فلزات Cr و Ba به علت بزرگ‌تر بودن مقادیر CRI از عدد ۱۰^{-۴} در هر دو گروه سنی غیرقابل قبول تخمین

جدول ۷- ریسک‌های سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین موجود در غبار ریزشی در هر سه مسیر ورود به بدن انسان به تفکیک بزرگسالان و کودکان

فلز (mg/kg)							پارامتر	رده سنی
Ba	V	Mn	Ni	Cd	Cr	Cu		
۵۱۷/۴۰	۹۶/۲۸	۴۵۹/۹۷	۵۲/۸۸	۴/۰۳	۷۴/۰۶	۶۶	C (۹۵ % UCL)	
۱۰ ^{-۲} ۴/۸	۱/۲ × ۱۰ ^{-۱}	۶/۵ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۷ × ۱۰ ^{-۲}	۲/۶ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۶ × ۱۰ ^{-۱}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۲}	HQing	
۶/۶ × ۱۰ ^{-۴}	۳/۵ × ۱۰ ^{-۶}	۱۰ ^{-۵} ۴/۵	۴/۷ × ۱۰ ^{-۷}	۳/۰ × ۱۰ ^{-۴}	۴/۷ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۰ × ۱۰ ^{-۲}	HQinh	
۱۰ ^{-۳} ۱/۹	۱/۷ × ۱۰ ^{-۱}	۱۰ ^{-۱} ۵/۹	۱/۰ × ۱۰ ^{-۴}	۷/۴ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۰ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۰ × ۱۰ ^{-۴}	HQderm	کودکان
۱۰ ^{-۲} ۵/۱	۳/۵ × ۱۰ ^{-۱}	۶/۵ × ۱۰ ^{-۱}	۱/۷ × ۱۰ ^{-۲}	۳/۴ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۸ × ۱۰ ^{-۱}	۱/۰ × ۱۰ ^{-۲}	HI=∑ HQ _i	
۱۰ ^{-۳} ۲/۴	-	-	۵ × ۱۰ ^{-۵}	۲/۸ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۳}	-	RI	
۱۰ ^{-۳} ۵/۲	۱/۳ × ۱۰ ^{-۲}	۱۰ ^{-۳} ۷/۰	۱/۸ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۸ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۷ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۳}	HQing	
۱۰ ^{-۴} ۳/۷	۲/۰ × ۱۰ ^{-۶}	۱۰ ^{-۵} ۲/۵	۲/۶ × ۱۰ ^{-۷}	۱/۷ × ۱۰ ^{-۴}	۲/۶ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۷ × ۱۰ ^{-۷}	HQinh	
۱۰ ^{-۴} ۲/۹	۲/۷ × ۱۰ ^{-۲}	۱۰ ^{-۲} ۹/۰	۲/۷ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۳}	۳/۴ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۵ × ۱۰ ^{-۵}	HQderm	بزرگسالان
۱۰ ^{-۳} ۵/۸	۴/۰ × ۱۰ ^{-۲}	۱۰ ^{-۲} ۹/۰	۱/۸ × ۱۰ ^{-۳}	۴/۱ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۱ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۳}	HI=∑ HQ _i	
۱۰ ^{-۳} ۱/۰	-	-	۲/۱ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۲ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۱ × ۱۰ ^{-۳}	-	RI	

بحث

از غلظت مرجع اندازه گیری نمودند. Tusher و همکاران (۳۹) میانگین غلظت فلزات سنگین کادمیوم، نیکل، مس و کروم در سه مقطع طولی (Transect) اطراف صنایع شیشه تانگیل بنگلادش به ترتیب ۱/۵۳، ۵۲/۵۶، ۳۵/۹۳ و mg/kg ۳۸ اندازه گیری نمودند. Kalamati و همکاران (۴۰) میانگین غلظت Ni در دو مقطع طولی خاک اطراف سنگ شکن های بوکسیت کارخانه آلومینای جاجرم ۳۹/۶ و mg/kg ۵۳/۱ اندازه گیری نمودند.

در مطالعه حاضر اختلاف معنی داری بین غلظت فلزات سنگین Cd، Cu، Ba و Ni اندازه گیری شده در غبار ریزشی با مقادیر مرجع استاندارد آلاینده های خاک برای حفاظت محیط زیست وجود نداشت در حالی که برای سایر کاربری ها مقادیر دارای اختلاف معنی دار بودند.

همبستگی بالای عناصر موجود در غبار ریزشی را می توان ناشی از چند عامل دانست که عبارت اند از: جذب سطحی در کانی های رسی و مواد آلی، حضور عناصر در ساختار کانی ها به ویژه رس ها، جذب عناصر توسط اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز (۴۱).

در مطالعه حاضر تحلیل همبستگی پیرسون و تحلیل خوشه ای سه منشأ احتمالی از نوع انسان زاد و همچنین منشأ طبیعی برای حضور فلزات سنگین مورد بررسی در غبار ریزشی برآورد نمود. همبستگی بالای نیکل، کروم، وانادیوم، مس و منگنز مطابق مطالعات Hu و همکاران (۴۲) و Siyahati Ardakani و همکاران (۴۳) بیانگر تاثیر انتشارات نزدیک ترین صنایع فولاد (در فاصله ۶ کیلومتری از صنایع مورد مطالعه) در مسیر باد غالب منطقه در افزایش غلظت این عناصر در غبار ریزشی است. از طرف دیگر کادمیوم همبستگی معنی دار مثبت با سایر عناصر نداشت که احتمالاً ناشی از انتشارات صنایع کاشی سرامیک، شن و ماسه، شیشه و خاک چینی است. تاییدکننده مطالب فوق الذکر، همبستگی بین فلزات کادمیوم، وانادیوم و کروم با فاصله از صنایع کاشی سرامیک، شن و ماسه، شیشه و خاک چینی است. به طوری که با فاصله از این صنایع غلظت

بررسی غلظت فلزات سنگین در نمونه های غبار ریزشی نشان داد که بیشترین و کمترین غلظت به ترتیب مربوط به فلزات Ba و Cd است. قرار گرفتن فلز باریوم در بالاترین غلظت در منطقه نشان دهنده گستردگی استفاده از این فلز در مواد اولیه صنایع کاشی سرامیک، شیشه، و خاک چینی است. در این مطالعه از غلظت زمینه برای مقایسه غلظت فلزات سنگین غبار ریزشی با مقادیر مرجع استاندارد استفاده گردید. با توجه به اینکه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی سنگ مادری در هر منطقه متفاوت بوده، بهتر است از خاک عمقی همان منطقه که تحت تاثیر آلودگی نبوده به عنوان غلظت زمینه استفاده کرد. در این مطالعه غلظت تمام فلزات سنگین به جز Mn بیشتر از غلظت زمینه بود. غلظت بالای این عناصر منعکس کننده فعالیت های صنعتی در منطقه به ویژه صنایع کاشی سرامیک، شیشه، خاک چینی، شن و ماسه و فولاد و حتی انتشارات ناشی از تردد خودروها در دو جاده میبد اردکان و اردکان نائین است. همچنین نقش احتمالی خطوط ریلی انتقال کنسانتره آهن از صنایع فولاد و گندله سازی به سایر مناطق در انتشار فلزات سنگین چشمگیر است. تحقیقات صورت گرفته توسط محققین نیز نمایانگر تاثیر فعالیت های صنعتی در افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک و غبار است. در این مورد، Ravankhah و همکاران (۳۷) غلظت فلزات سنگین Cu، Cd، Ni در خاک های سطحی اطراف صنایع آجرپزی آران و بیدگل را بیشتر از غلظت زمینه اندازه گیری نمودند و غلظت بالای این عناصر را فعالیت زیاد کوره های آجرپزی نسبت دادند. در مطالعه مذکور میانگین غلظت Cu، Cd، Ni به ترتیب ۱۴/۲۹، ۰/۷۹ و ۲۹/۵۰ mg/kg اندازه گیری شده بود که پایین تر از مقادیر میانگین غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در مطالعه حاضر است. Egbe و همکاران (۳۸) غلظت میانگین فلزات Cr و Cu در خاک سطحی پیرامون صنایع سیمان واقع در جنوب نیجریه بالاتر و Mn و Cd پایین تر

کادمیوم کاهش و غلظت دو فلز کروم و وانادیوم افزایش یافت.

در منطقه صنعتی ذوب آهن اصفهان، Naeimi Marand و همکاران (۴۴) با استفاده از تحلیل خوشه‌ای فلزات سنگین Ni، Cu، Cr در یک خوشه مجزا طبقه‌بندی نمودند. نتایج نهایی آنها نشان داد فعالیت‌های انسانی و طبیعی و زمین‌شناختی سبب تغییر در فلزات سنگین شده است. Cujic و همکاران (۴۵) با اندازه‌گیری فلزات سنگین خاک اطراف نیروگاه زغال سنگ توانستند با استفاده از تحلیل خوشه‌ای، پنج فلز منگنز، نیکل، مس، کادمیوم و کروم را در یک خوشه با منشا انتشار یکسان تحلیل نمایند. نتایج آنها نشان داد، افزایش غلظت این عناصر در خاک منطقه احتمالاً به واسطه فعالیت نیروگاه بوده است.

براساس یافته‌های مطالعه حاضر، حداکثر و حداقل مقادیر شاخص ERP برای کادمیوم و منگنز به‌دست آمد. همچنین میانگین شاخص ERP فلزات سنگین Cu، Cr، Ni، Mn، V و Ba در کلاس آلودگی کم و Cd کلاس آلودگی خیلی زیاد است. یافته‌های Siyahati Ardakani و همکاران (۴۳) در ارزیابی پتانسیل ریسک اکولوژیکی فلزات Ni، Cr، Cd و V در ۵ مقطع طولی (Transect) از خاک سطحی پیرامون صنایع فولاد، گندله‌سازی، کاشی و سرامیک که در فاصله ۱۸ کیلومتری از صنایع مورد مطالعه در تحقیق حاضر قرار دارند نشان داد، کروم، نیکل، وانادیوم در کلاس کم و کادمیوم در کلاس متوسط آلودگی است. نتایج تحقیقات Raj و همکاران (۴۶) نشان داد، بیشترین کمترین شاخص IER فلزات سنگین Cu، Cd، Mn و Cr در خاک‌های نواحی شرقی معدن زغال‌سنگ چهاربا هند به‌ترتیب برای Cd و Mn است. همچنین نتایج آنها نشان داد، شاخص IER فلزات سنگین در کلاس متوسط آلودگی قرار دارد و غبار ناشی از فعالیت‌های معدنی سبب آلودگی خاک به فلزات سنگین شده است. Spahic و همکاران (۴۷) شاخص‌های ERP و IER فلزات سنگین Cu، Cr، Cd و Ni در خاک اطراف تاسیسات صنعتی در کلاس

آلودگی کم به‌دست آوردند. در مطالعه حاضر، شاخص تجمعی ریسک اکولوژیکی (IER) فلزات سنگین در کلاس آلودگی متوسط تا زیاد قرار گرفت. نتایج به‌دست آمده نشان داد که تعداد ۹ نمونه (۲۵/۷۱ درصد) دارای ریسک متوسط، تعداد ۱۹ نمونه (۵۴/۲۸ درصد) دارای ریسک قابل توجه و تعداد ۷ نمونه (۲۰ درصد) دارای ریسک زیاد است. اکثر ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای مقادیر بالای این شاخص در نزدیکی صنایع کاشی سرامیک، شن ماسه، شیشه و خاک چینی بودند. این مطلب نشان دهنده تاثیر صنایع فوق‌الذکر در انتشار فلزات سنگین به محیط است. Cheng و همکاران (۴۸) شاخص IER فلزات سنگین در زمین‌های بایر اطراف مناطق صنعتی و معدنی یانگسین چین در محدوده کم تا زیاد اندازه‌گیری نمودند. به طوری که ۴۷ درصد نمونه‌ها در کلاس کم، ۳۰/۵ درصد نمونه‌ها در کلاس متوسط و ۴۲ درصد در کلاس آلودگی زیاد این شاخص قرار داشتند. Naeini و همکاران (۴۹) ریسک اکولوژیکی کل فلزات سنگین Cu، Cr، Mn، Ni و Pb غبار ریزشی اطراف کارخانه سیمان نائین برای دو کاربری مرتع و حفاظت محیط زیست در کلاس آلودگی بسیار زیاد اندازه‌گیری نمودند. El-Sherbiny و همکاران (۵۰) شاخص IER فلزات سنگین Cu، Cr، Ni در ۱۱ نمونه (۵۵ درصد) خاک اطراف کارخانه سیمان ربی عربستان سعودی در کلاس آلودگی کم و در ۹ نمونه (۴۵ درصد) در کلاس آلودگی متوسط اندازه‌گیری کردند.

مقادیر HQ و HI در هر سه مسیر جذب پوستی، تنفس و بلع برای ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین در غبار ریزشی، کوچکتر از یک به‌دست آمد. همانند مطالعه Tepanosyan و همکاران (۵۱) و Chen و همکاران (۵۲) جذب پوستی، تنفس و بلع برای کودکان بیشتر از بزرگسالان بود. در مجموع شاخص خطر (HI) کلیه فلزات سنگین در هر سه مسیر جذب برای کودکان بیشتر از ۱ و برای بزرگسالان کوچکتر از ۱ محاسبه شد. این مطلب

توجه به پایین بودن غلظت آن در غبار ریزشی نسبت به مقدار زمینه، طبیعی است. اما احتمالاً فعالیت‌های انسانی منجر به افزایش غلظت فلزات Cr، Cu، Ba، V، Cd و Ni در غبار ریزشی منطقه شده است. نتایج این مطالعه، منعکس کننده نقش احتمالی فعالیت‌های صنایع کاشی سرامیک، شیشه، خاک چینی، شن و ماسه و دیگر صنایع دور دست نظیر صنایع فولاد، تردد خودروها در دو جاده میبید اردکان و اردکان نائین و همچنین خطوط ریلی در انتقال کنسانتره آهن در افزایش غلظت فلزات سنگین غبار ریزشی است. براساس نتایج به دست آمده، فلز کادمیوم عامل افزایش ریسک اکولوژیک غبار ریزشی در منطقه است. از آنجایی که غبار ریزشی نواحی صنعتی به راحتی توسط باد و حرکت وسایل نقلیه به صورت معلق به اتمسفر باز می‌گردد، بنابراین می‌تواند از مسیرهای استنشاق، تماس پوستی و مصرف خوراکی وارد بدن جمعیت انسانی ساکن در حاشیه ناحیه صنعتی مورد بررسی شود. در این مطالعه با تخمین ریسک سرطان‌زایی فلزات سنگین در غبار ریزشی منطقه مشخص گردید، غلظت دو فلز کروم و باریوم در ناحیه مورد مطالعه غیر مجاز و برای سلامت ساکنین مخاطره‌آمیز است. مقایسه نتایج تخمین شاخص خطر اثرات تجمعی کلیه فلزات سنگین غبار ریزشی بیانگر ریسک غیرسرطان‌زایی بیشتر در کودکان نسبت بزرگسالان است. در مجموع آنچه از نتایج تحقیق حاضر بر می‌آید بیانگر نقش موثر صنایع موجود در منطقه در افزایش غلظت فلزات سنگین غبار ریزشی است. برای کاهش سطح آلودگی و در نتیجه کاهش ایجاد ریسک‌های سرطانی و غیرسرطانی در منطقه باید منابع انتشار کادمیوم، باریوم و کروم با استفاده از تکنولوژی‌های کنترل آلاینده‌ها مجهز گردند.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

مشابه نتایج Chonokhuu و همکاران (۵۳) است که نشان دهنده احتمال زیاد وقوع عوارض غیرسرطانی در کودکان نسبت به بزرگسالان بود. Xu و همکاران (۵۴) میزان HQ و HI ریسک‌های غیرسرطانی فلزات سنگین گرد و غبار یک ناحیه صنعتی در شهر چین برای کودکان و بزرگسالان کوچکتر از ۱ و قابل قبول محاسبه نمودند. نتایج ارزیابی شاخص ریسک سرطان‌زایی (CRI) فلزات سنگین به تفکیک کودکان و بزرگسالان نشان داد که دو فلز Cr و Ba بیشترین ریسک سرطان‌زایی را دارند که برخلاف تحقیقات Pragg و همکار (۵۵)، Chabukdhara و همکار (۵۶) و Zheng و همکاران (۵۷) و Amjadian و همکاران (۵۸) در مناطق صنعتی مختلف است. بیشترین مقدار شاخص CRI دو فلز Cr و Ba در نواحی نزدیک به روستای ترک آباد پیش بینی شد که منعکس کننده خطر جدی کودکان و بزرگسالان در اثر مواجهه استنشاقی و گوارشی با این فلزات است. همچنین در این تحقیق مقدار شاخص CRI دو فلز کروم و باریوم در کودکان بیشتر از بزرگسالان تخمین زده شد که مشابه نتایج تحقیقات Liang و همکاران (۵۹)، Li و همکاران (۶۰)، Qing و همکاران (۶۱) و Xiao و همکاران (۶۲) است.

شایان ذکر است که مطالعه حاضر دارای کاستی‌ها و محدودیت‌های است. در این مطالعه سطح آلودگی برخی فلزات سنگین غبار ریزشی در فصل تابستان تعیین شد. پیشنهاد می‌شود در مطالعات آتی علاوه بر تعیین سطح آلودگی Cr، Cu، Cd، Ni، Mn، V و Ba، آلودگی سایر عناصر نظیر Pb و As برای فصول پاییز، زمستان و بهار مورد ارزیابی قرار گیرد. همچنین برای تحلیل دقیق‌تر باید خصوصیات فیزیکی، توزیع اندازه ذرات و کانی‌شناسی غبار ریزشی نیز بررسی شود. اما به دلیل نبود امکانات کافی و هزینه زیاد این پژوهش میسر نبود.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه مشخص گردید، منشا فلز سنگین Mn با

تشریح و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه با عنوان «مواجهات شغلی با گرد و غبار و ارزیابی ریسک بهداشتی آن در بخش‌های اصلی کارخانه و مدلسازی پهنه بندی غبار در

اطراف یکی از صنایع کانی‌های غیرفلزی با استفاده از مدل APERMOD» در مقطع کارشناسی ارشد در سال ۱۳۹۷ با کد ۲۵۴۲۲۸۷ است که با حمایت دانشگاه یزد اجرا شده است.

References

1. Sungur A, Soylak M, Ozcan H. Fractionation, source identification and risk assessments for heavy metals in soils near a small-scale industrial area (Çanakkale-Turkey). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 2019;28(2):213-27.
2. Mazloomi S, Esmaceli-Sari A, Bahramifar N, Moein-naddini M. Assessment of the metals and metalloids level in street dust of the east and west of Tehran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(2):281-92 (in Persian).
3. Suvarapu LN, Baek S-O. Determination of heavy metals in the ambient atmosphere: A review. *Toxicology and Industrial Health*. 2017;33(1):79-96.
4. Pearce N, Blair A, Vineis P, Ahrens W, Andersen A, Anto JM, et al. IARC monographs: 40 years of evaluating carcinogenic hazards to humans. *Environmental Health Perspectives*. 2015;123(6):507-14.
5. Moradi Q, Mirzaei R. Spatial variability analysis of heavy metals in street dusts of Kashan City. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;9(4):443-56 (in Persian).
6. Lide DR. CRC handbook of chemistry and physics: a ready-reference book of chemical and physical data. Boca Raton: CRC Press; 1995.
7. Khaledan S, Taghavi L, Paykanpour Fard P. Investigation of spatial distribution of lead and cadmium using geostatistical techniques and GIS (case study: field's surrounding Mobarakeh steel complex). *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(2):151-64 (in Persian).
8. Mishra S, Bharagava RN, More N, Yadav A, Zainith S, Mani S, et al. Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health. In: Sobti RC, Arora NK, Kothari R., editors. *Environmental biotechnology: for sustainable future*. New York: Springer; 2018.
9. Rai PK, Lee SS, Zhang M, Tsang YF, Kim K-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*. 2019;125:365-85.
10. Liu G, Yu Y, Hou J, Xue W, Liu X, Liu Y, et al. An ecological risk assessment of heavy metal pollution of the agricultural ecosystem near a lead-acid battery factory. *Ecological Indicators*. 2014;47:210-18.
11. Huang S, Yuan C, Li Q, Yang Y, Tang C, Ouyang K, et al. Distribution and risk assessment of heavy metals in soils from a typical Pb-Zn mining area. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2017;26(3):1105-12.
12. Aluko T, Njoku K, Adesuyi A, Akinola M. Health risk assessment of heavy metals in soil from the iron mines of Itakpe and Agbaja, Kogi State, Nigeria. *Pollution*. 2018;4(3):527-38.
13. Jamal A, Delavar MA, Naderi A, Nourieh N, Medi B, Mahvi AH. Distribution and health risk assessment of heavy metals in soil surrounding a lead and zinc smelting plant in Zanjan, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2019;25(4):1018-33.
14. Xu X, Lu X, Han X, Zhao N. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China. *Current Science*. 2015;10:72-79.
15. Kwata MG. Comparison of methods for measurement of dust deposition in South African mining sectors [dissertation]. Pretoria: University of Pretoria; 2014.
16. Hall D, Waters R. An improved, readily available dustfall gauge. *Atmospheric Environment* (1967). 1986;20(1):219-22.
17. Akbari B, Gharanfoli F, Khayyat MH, Khashyarmansh Z, Rezaee R, Karimi G. Determination of heavy metals in different honey brands from Iranian

- markets. *Food Additives and Contaminants: Part B*. 2012;5(2):105-11.
18. Wysocka I, Vassileva E. Determination of cadmium, copper, mercury, lead and zinc mass fractions in marine sediment by isotope dilution inductively coupled plasma mass spectrometry applied as a reference method. *Microchemical Journal*. 2016;128:198-207.
 19. Zare Chahooki M, Bihamta M. *Principal of statistics for the natural resources science*. Tehran: Tehran University Press; 2011 (in Persian).
 20. Sistani N, Moeinaddini M, Khorasani N, Hamidian A, Ali-Taleshi M, Azimi Yancheshmeh R. Heavy metal pollution in soils nearby Kerman steel industry: metal richness and degree of contamination assessment. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(1):75-86 (in Persian).
 21. Akbar MJ, Al-Tamimi OS. Ecological Indices of the Heavy Metals in the Soil of Shewasoor Sub-Basin, Kirkuk NE Iraq. *Open Science Journal*. 2018;3(1).
 22. Ghanavati N, Nazarpour A. Environmental investigation of heavy metals concentration in Ahvaz city street dust, by using Geographical Information Systems (GIS). *Journal of Environmental Studies*. 2018;44(3):393-410 (in Persian).
 23. Means B. Risk-assessment guidance for superfund. Volume 1. Human health evaluation manual. Part A. Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, United States Environmental Protection Agency; 1989. Report No.: EPA/540/1-89/002.
 24. USEPA. Exposure factors handbook 2011 edition. Washington DC: United States Environmental Protection Agency; 1989. Report No.: EPA/600/R-09/052F.
 25. USEPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites, Appendix A—Generic SSLs for the residential and commercial/industrial scenarios. Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, United States Environmental Protection Agency; 2002. Report No.: OSWER 9355.4-24.
 26. Huang L, Bai Y-H, Ma R-Y, Zhuo Z-M, Chen L. Winter chemical partitioning of metals bound to atmospheric fine particles in Dongguan, China, and its health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26(13):13664-75.
 27. Beyer LA, Greenberg G, Beck BD. Evaluation of potential exposure to metals in laundered shop towels. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2014;20(1):111-36.
 28. Barkhordari A, Sakhvidi MJZ, Sakhvidi FZ, Halvani G, Firoozichahak A, Shirali G. Cancer risk assessment in welder's under different exposure scenarios. *Iranian Journal of Public Health*. 2014;43(5):666-73.
 29. Ravindra K, Mor S. Distribution and health risk assessment of arsenic and selected heavy metals in Groundwater of Chandigarh, India. *Environmental Pollution*. 2019;250:820-30.
 30. Kohzadi S, Shahmoradi B, Ghaderi E, Loqmani H, Maleki A. Concentration, source, and potential human health risk of heavy metals in the commonly consumed medicinal plants. *Biological Trace Element Research*. 2019;187(1):41-50.
 31. USEPA. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Washington DC: Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, United States Environmental Protection Agency; 2004. Report No.: EPA/540/R/99/005.
 32. Li P-h, Yu J, Bi C-l, Yue J-j, Li Q-q, Wang L, et al. Health risk assessment for highway toll station workers exposed to PM_{2.5}-bound heavy metals. *Atmospheric Pollution Research*. 2019;10(4):1024-30.
 33. Li Y, Wang S, Nan Z, Zang F, Sun H, Zhang Q, et al. Accumulation, fractionation and health risk assessment of fluoride and heavy metals in soil-crop systems in northwest China. *Science of the Total Environment*. 2019;663:307-14.
 34. Zhou L, Liu G, Shen M, Hu R, Sun M, Liu Y. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in indoor dust from different functional areas in Hefei, China. *Environmental Pollution*. 2019;251:839-49.
 35. Ali IH, Siddeeg SM, Idris AM, Brima EI, Ibrahim KA, Ebraheem SA, et al. Contamination and human health risk assessment of heavy metals in soil of a municipal solid waste dumpsite in Khamees-Mus-hait, Saudi Arabia. *Toxin Reviews*. 2019:1-14. DOI:

- 10.1080/15569543.2018.1564144.
36. Nazarpour A, Ghanavati N, Babaenejad T. Evaluation of the level of pollution and potential ecological risk of some heavy metals in surface soils in the Ahvaz oil-field. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(3):391-400 (in Persian).
37. Ravankhah N, Mirzaei R, Masoum S. Determination of heavy metals in surface soils around the brick kilns in an arid region, Iran. *Journal of Geochemical Exploration*. 2017;176:91-99.
38. Egbe ER, Nsonwu-Anyanwu AC, Offor SJ, Opara Usoro CA, Etukudo MH. Heavy metal content of the soil in the vicinity of the united cement factory in Southern Nigeria. *Journal of Advances in Environmental Health Research*. 2019;7(2):122-30.
39. Tusher T, Piash A, Latif M, Kabir M, Rana M. Soil quality and heavy metal concentrations in agricultural lands around dyeing, glass and textile industries in Tangail District of Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*. 2017;10(2):109-16.
40. Kalamati AR, Hosseinalizadeh M, Mohammadian Behbahani A, Rezaei H. Impact of fugitive dust emission from bauxite crushing industry on soil contamination (Case study: Jajarm Alumina Factory). *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*. 2019;11(2):36-44 (in Persian).
41. Ravankhah N, Mirzaei R, Masoum S. Human health risk assessment of heavy metals in surface soil. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2016;26(136):109-20 (in Persian).
42. Hu Y, Liu X, Bai J, Shih K, Zeng EY, Cheng H. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013;20(9):6150-59.
43. Siyahati Ardakani G, Mirsanjari M, Azimzadeh H, Solgi E. Ecological risk assessment of heavy metals in Topsoil around major industries of Ardakan City. *Tolooebehdasht*. 2019;17(6):95-110 (in Persian).
44. Naeimi Marand S, Ayoubi S, Azimzadeh B. Use of multivariate statistics and geostatistics to differentiate the lithologic and anthropogenic sources of some heavy metals in Zobahan Industrial District, Isfahan Province. *Journal of Water and Soil Conservation*. 2013;27(3):56-69 (in Persian).
45. Čujić M, Dragović S, Đorđević M, Dragović R, Gajić B. Environmental assessment of heavy metals around the largest coal fired power plant in Serbia. *Catena*. 2016;139:44-52.
46. Raj D, Chowdhury A, Maiti SK. Ecological risk assessment of mercury and other heavy metals in soils of coal mining area: A case study from the eastern part of a Jharia coal field, India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2017;23(4):767-87.
47. Spahić MP, Sakan S, Cvetković Ž, Tančić P, Trifković J, Nikić Z, et al. Assessment of contamination, environmental risk, and origin of heavy metals in soils surrounding industrial facilities in Vojvodina, Serbia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2018;190(4):208.
48. Cheng H, Huang L, Ma P, Shi Y. Ecological Risk and Restoration Measures Relating to Heavy Metal Pollution in Industrial and Mining Wastelands. *International Journal Of Environmental Research and Public Health*. 2019;16(20):3985.
49. Yadegarnia Naeini F, Azimzadeh H, Mosleh Arani A, Sotoudeh A, Kiani B. Ecological risk assessment of heavy metals from cement factory dust. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2019;6(2):129-37.
50. El-Sherbiny MM, Ismail AI, EL-Hefnawy ME. A preliminary assessment of potential ecological risk and soil contamination by heavy metals around a cement factory, western Saudi Arabia. *Open Chemistry*. 2019;17(1):671-84.
51. Tepanosyan G, Sahakyan L, Pipoyan D, Saghatelian A. Risk assessment of heavy metals pollution in urban environment. In: Svalova V., editor. *Risk assessment*. Zagreb: IntechOpen; 2018.
52. Chen H, An J, Wei S, Gu J. Spatial patterns and risk assessment of heavy metals in soils in a resource-exhausted city, northeast China. *PloS One*. 2015;10(9):e0137694-e94.
53. Chonokhuu S, Batbold C, Chuluunpurev B, Battengel E, Dorjsuren B, Byambaa B. Contamination and health risk assessment of heavy metals in the soil of major cities in mongolia. *International Jour-*

- nal of Environmental Research and Public Health. 2019;16(14):2552.
54. Izhar S, Goel A, Chakraborty A, Gupta T. Annual trends in occurrence of submicron particles in ambient air and health risk posed by particle bound metals. *Chemosphere*. 2016;146:582-90.
55. Pragg C, Mohammed FK. Distribution and health risk assessment of heavy metals in road dust from an industrial estate in Trinidad, West Indies. *International Journal of Environmental Health Research*. 2019;28:1-8.
56. Chabukdhara M, Nema AK. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2013;87:57-64.
57. Zheng N, Yu Y, Hou S, Xu S, Tang L, Ji X. Contamination assessment and health risk of arsenic exposure to stairway dust in the zinc smelting district, Northeast China. *Environmental Geochemistry and Health*. 2019;41(2):729-36.
58. Amjadian K, Pirouei M, Mehr MR, Shakeri A, Rasool SK, Haji DI. Contamination, health risk, mineralogical and morphological status of street dusts-case study: Erbil metropolis, Kurdistan Region-Iraq. *Environmental Pollution*. 2018;243:1568-78.
59. Liang Y, Yi X, Dang Z, Wang Q, Luo H, Tang J. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of a tailing pond in Guangdong, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017;14(12):1557.
60. Li K, Liang T, Wang L, Yang Z. Contamination and health risk assessment of heavy metals in road dust in Bayan Obo Mining Region in Inner Mongolia, North China. *Journal of Geographical Sciences*. 2015;25(12):1439-51.
61. Qing X, Yutong Z, Shenggao L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015;120:377-85.
62. Xiao M, Li F, Zhang J, Lin S, Zhuang Z, Wu Z, editors. Investigation and health risk assessment of heavy metals in soils from partial areas of Daye city, china. *Proceedings of the IOP Conference Se-*

ries: Earth and Environmental Science; 2017. DOI: :10.1088/1755-1315/64/1/012066.



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Determination of pollution level, carcinogenic and non-carcinogenic risks of heavy metals of falling dust in industrial areas (Case study: Ardakan county industries)

S Shojaee Barjoe*, HR Azimzadeh, A Mosleh Arani

Department of Environment, School of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University, Yazd, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 2 November 2019

Revised: 22 January 2020

Accepted: 28 January 2020

Published: 18 March 2020

Keywords: Heavy metals, Pollution, Falling dust, Industries, Risk

***Corresponding Author:**
said.shojaee71@gmail.com

ABSTRACT

Background and Objective: Non-biodegradation in nature and creation of adverse health effects in humans is important features of heavy metals. The main objective of this study was to determine the level of contamination, carcinogenic and non-carcinogenic risks of falling dust containing heavy metals on residents around the industrial areas of Ardakan. Another objective was to identify potential sources of heavy metal release into the environment.

Materials and Methods: In this cross-sectional analytical study, the falling dust was collected in summer around Tile and Ceramic, Khak-e-chini, sand and gravel and glass industries by installing 35 Inverted Frisbee traps with artificial grass cover. The concentration of Cd, Ba, Cu, Ni, Cr, Mn and V were measured by ICP-MS. Probable sources of the heavy metal of the dust were evaluated using Pearson correlation coefficient and cluster analysis. Ecological risk indices for determining the level of contamination and proposed relationships proposed by the US Environmental Protection Agency were used to assess the carcinogenic and non-carcinogenic risks.

Results: The highest and lowest mean concentrations of heavy metals were measured for Cd and Ba, respectively. The results of Pearson correlation analysis and cluster analysis revealed three anthropogenic and also natural sources for heavy metals of the falling dust. According to the Ecological Risk Potential Index, Cd in 45.10% of the samples was in a very high class and in 54.88% of the samples was a high class. Pollution class of the ecological risk index of all the heavy metals was medium to high. The carcinogenic risk of Cr and Ba in children and adults was estimated to be higher than 10^{-4} . In both age groups, the Hazard index for each metal was less than 1 and its sum was measured as 1.29 for children and 0.16 for adults.

Conclusion: Cd increases the ecological risk of the falling dust in the area. Their heavy metal carcinogenic risk results showed that the concentrations of Cr and Ba were higher than standard. Also, the non-carcinogenic risk was higher in children than in adults.

Please cite this article as: Shojaee Barjoe S, Azimzadeh HR, Mosleh Arani A. Determination of pollution level, carcinogenic and non-carcinogenic risks of heavy metals of falling dust in industrial areas (Case study: Ardakan county industries). Iranian Journal of Health and Environment. 2020;12(4):571-92.