

ارزیابی خطر اکولوژیکی و بهداشتی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای شهر اهواز

نوید قنوازی: استادیار، گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران - نویسنده رابط: Ghanavati.navid2014@gmail.com

احمد نظرپور: استادیار، گروه زمین شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

تیمور بابایی‌نژاد: استادیار، گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۰/۱۷ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۹/۱۸

چکیده

زمینه و هدف: فلزات سنگین موجود در خاکهای سطحی شهرها ناشی از منابع مختلف (مانند ترافیک، انتشارات صنعتی و فرسایش ناشی از ساختمان‌ها) می‌تواند از طریق تنفس، بلع و جذب پوستی در بدن انسان تجمع یافته و برای سلامتی خطرناک باشد. هدف از این پژوهش ارزیابی خطر اکولوژیکی و بهداشتی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای تقاطع‌های شهر اهواز (مدرس، چهارشیر، زرگان، بهبهانی، گلستان، آبادان، خرمشهر، سوسنگرد و اندیمشک) می‌باشد.

روش کار: در این مطالعه غلظت فلزات سنگین در خاکهای سطحی کنار جاده‌ای تقاطع‌های شهر اهواز در اوایل تابستان سال ۱۳۹۵ مورد بررسی گرفت. در این مطالعه، نمونه‌برداری در هر تقاطع در فواصل مشخص ۱، ۱۰ و ۳۰ متری در دو طرف جاده اصلی (هر تقاطع ۶ نمونه) از خاک سطحی (عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری) انجام شد که در مجموع ۵۴ نمونه از تمام مناطق برداشت شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه در آن در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. پس از هضم شدن با مخلوط اسیدی، غلظت فلزات سنگین روی، سرب، نیکل، مس، کروم، کادمیوم و آرسنیک به روش طیف‌سنجی جرمی پلاسمایی جفت شده القایی (ICP-MS) اندازه‌گیری شد. سطح آلودگی بر اساس خطر اکولوژیکی و بهداشتی فلزات سنگین برآورد شد.

نتایج: میانگین غلظت فلزات روی، سرب، نیکل، مس، کروم، کادمیوم و آرسنیک به ترتیب $۱۱۶/۶۱ \pm ۴۹/۴۲$ ، $۲۸۴/۰۲ \pm ۱۶۶/۹۱$ ، $۲۵۰/۵۳ \pm ۴۶/۴۷$ ، $۲۲۰/۶۳ \pm ۸۷/۷۵$ ، $۱۳۷/۲۱ \pm ۸۴/۸۰$ ، $۳/۴۴ \pm ۳/۲۳$ و $۸/۶۵ \pm ۳/۰۸$ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد. بررسی نسبت‌های ایزوتوپی نشان داد، نشرهای ناشی از ترافیک خودروها و نشرهای صنعتی مهمترین منابع سرب در نمونه‌های مورد مطالعه هستند. مقدار میانگین پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI)، تقاطع‌های اندیمشک، گلستان و سوسنگرد دارای خطر کم، تقاطع‌های مدرس، بهبهانی و زرگان دارای خطر متوسط و تقاطع‌های چهارشیر، آبادان و خرمشهر دارای خطر قابل توجه می‌باشند. خطر سرطان‌زایی (CR) در کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر است. در هر دو گروه سنی، کروم بیشترین خطر سرطان‌زایی را دارد.

نتیجه‌گیری: نتایج بدست آمده نشان داد منبع آلودگی فلزات مورد مطالعه فعالیت‌های انسانی از قبیل ترافیک جاده‌ای و فعالیت‌های صنعتی در منطقه مورد مطالعه است.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، آلودگی، خطر اکولوژیکی، خطر بهداشتی، اهواز

مقدمه

است. مطالعات زیادی بر روی آلودگی ناشی از فلزات سنگین در خاک‌های کنار جاده‌ای در سراسر جهان انجام شده است (Kadi 2009; Nazarpour et al. 2017; Qian et al. 2011). خاک‌های کنار جاده‌ای حاوی سطوح بالایی از فلزات سنگین هستند. فلزات سنگین برای بدن انسان بسیار

جاده‌ها نقش مهمی در پیشرفت اجتماعی و اقتصادی ایفا می‌کنند. شهرنشینی سریع، صنعتی شدن غیرقابل کنترل و افزایش فزاینده حمل و نقل، مشکلات آلودگی ناشی از فلزات سنگین در اطراف جاده‌های شهری را ایجاد کرده

2016). از این رو خاکهای سطحی و خاکروبه‌های کنار خیابانهای شهری شاخص‌های خوبی جهت نشان دادن آلودگی فلزات سنگین هستند (Zhang et al. 2015; Zarasvandi et al. 2011). روش تجزیه و تحلیل آماری چند متغیره و روش ردیابی ایزوتوپی به طور گسترده‌ای برای تعیین منابع آلودگی فلزات در خاک استفاده شده است (Kayhanian 2012; Klaminder et al. 2011; Martínez et al. 2008). همانطور که ارزیابی خطر، پایه اساسی مدیریت خطر است، مهم است که یک رویکرد قابل اعتماد برای ارزیابی کیفی خطرات ناشی از فلزات سنگین برای سلامتی انسان را بررسی نماییم. ارزیابی ریسک سلامت به عنوان ابزاری برای سنجش و ارزیابی پیامدهای سلامتی (پیامدهای سرطانی و غیرسرطانی) حاصل از تماس با عوامل خطر (آلاینده‌های شیمیایی، فلزات سنگین و غیره) و همچنین به عنوان عاملی اساسی برای توسعه استراتژی مدیریت ریسک می‌باشد (Ahmadi et al. 2015). وضعیت خطرناک آلاینده‌های فلزی نگرانی‌های زیست محیطی زیادی را به وجود آورده است. بنابراین، وجود فلزات سنگین در خاک یکی از نگرانیهای مورد توجه کارشناسانی است که در زمینه کاهش اثرات بهداشتی مرتبط با محیط فعالیت می‌کنند. وجود فلزات سنگین در خاک در مطالعات زیادی به عنوان یک شاخص کیفی محیط شهری گزارش شده است (Morton-Bermea et al. 2009). از این رو سنجش و ارزیابی میزان آلودگی خاک به فلزات سنگین در نواحی شهری و مقایسه با استانداردها و غلظت زمینه‌ای یکی از کارهای اساسی است که می‌توان در این زمینه انجام داد. با توجه به افزایش شدت آلودگی هوا و ذرات معلق در سالهای گذشته در شهر اهواز، ورود توده‌های بزرگ گرد و غبار در سالهای اخیر، فعالیت‌های نفتی، احتراق نفت و گاز، صنایع و ترافیک و تاثیر آنان بر سلامت شهروندان، بهداشت و محیط زیست، لزوم بررسی میزان غلظت فلزات سنگین در این کلان شهر احساس می‌شود. هدف از این تحقیق، (۱) تعیین غلظت فلزات سنگین (سرب، نیکل، روی، مس، کادمیوم، کروم و آرسنیک) در خاکهای کنار جاده‌ای

مضر هستند، چون هیچ مکانیسم دفاعی موثری در بدن ندارند (Babaei et al. 2018; Ghosh et al. 2012). قرارگرفتن در معرض خاک سطحی در طولانی مدت به دلیل پتانسیل سمیت فلزات سنگین انباشته شده در آن می‌تواند باعث اثرات مضر برای سلامت انسان شود (Ghanavati 2018; Yuen et al. 2012). مطالعات نشان می‌دهد که فلزات سنگین موجود در خاکروبه‌های حاشیه خیابانها و خاکهای سطحی شهر می‌توانند به طور مستقیم از طریق بلع، مجرای تنفسی و سطح پوست در بدن انسان تجمع پیدا کنند (Doelsch et al. 2006; Ghanavati et al. 2018). کودکان به نسبت بزرگسالان مقدار بیشتری از این فلزات را جذب می‌کنند، که باعث ایجاد اختلال در رفتارهای متابولیکی شده است (Keshavarzi et al. 2015). مصرف بیش اندازه فلزات سنگین باعث مسومیت‌های حاد و مزمن مانند آسیب به سیستم‌های عصبی مرکزی، ترکیب خون، ریه، کلیه‌ها، کبد و حتی مرگ شده‌است (Wei et al. 2015). به طور کلی تأثیر ترافیک بر آلودگی خاک با افزایش عمق خاک و فاصله تا جاده کاهش می‌یابد (Werkenthin et al. 2014). علاوه بر این، مطالعات زیادی به منظور تعیین منابع فلزات سنگین در خاک‌های کنار جاده انجام شده است (De Silva et al. 2016; Nazarpour et al. 2018; Sun et al. 2017). منابع آلاینده فلزات سنگین در محیط زیست عمدتاً از منابع انسانی ایجاد شده است. منشأ فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای به طور کلی با اجزاء ترافیکی (گازهای خروجی از آگزوز خودرو، سایش تایر، سطوح فرسوده خیابانها و پوشش لنت ترمز)، انتشارات صنعتی (به عنوان مثال، نیروگاه‌ها، احتراق زغال سنگ، صنایع متالورژی، کارخانه تعمیر خودرو و کارخانه‌های شیمیایی) و انتشار گازهای گلخانه‌ای، آلودگی سطوح ساختمان و سطوح سرامیکی و ذرات انباشته شده در جو مرتبط است (Kumar et al. 2013; Morton-Bermea et al. 2009). مناطق شهری به شدت پرجمعیت هستند و در نتیجه آلوده خاک شهری اثرات بالقوه بر سلامت انسان و سیستم‌های زیست محیطی دارد (De Silva et al.)

نمونه برداری به گونه‌ای انتخاب شدند که بتوانند مهمترین تقاطع‌های شهر اهواز را پوشش دهند که مجموع این نقاط ۵۴ نقطه شد. نمونه‌ها پس از خارج نمودن آلودگی‌های سطحی در کیسه‌های پلاستیکی قرار داده شد و در آن در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردید. در این تحقیق برای اندازه‌گیری مقدار زمینه، تعداد ۵ نمونه از مناطق دور از حاشیه شهر و فاقد آلودگی از عمق ۵۰ سانتیمتری نمونه برداری صورت گرفت سپس غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری و بر اساس روش آماری $Mean \pm 2STDEV$ مقدار زمینه تعیین گردید.

اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین: تمام نمونه‌های خاک با استفاده از هضم مایکروویو با استفاده از $HCl-HNO_3-HF$ انجام گرفت (Wysocka and Vassileva 2016). اندازه‌گیری فلزات سنگین با روش طیف‌سنجی جرمی پلاسمایی جفت شده القایی (ICP-MS) انجام پذیرفت. روش مورد استفاده برای تهیه محلول‌های مخلوط به شرح زیر است: حدود ۰/۱ گرم نمونه خاک، حجم کافی از محلول هضم‌کننده مواد جامد که شامل: ۴ میلی لیتر HNO_3 ، ۰/۱ میلی لیتر HCl و ۱ میلی لیتر HF که به ظروف تفلونی افزوده شد و هضم نمونه‌ها در سیستم مایکروویو انجام شد. پس از هضم نمونه، ظروف تفلون بر روی صفحه گرمایی سرامیکی قرار داده تا خشک شوند. مواد باقی مانده نهایی در HNO_3 ۰/۱۴ مولار حل شدند و سپس به بطری‌های ۵۰ میلی لیتری PE منتقل شدند و در نهایت در دمای ۴ درجه سانتیگراد نگهداری شدند. عنصر Rh (رودیوم) به عنوان استاندارد داخلی مورد استفاده قرار گرفت. غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های محلول و شاهد با استفاده از طیف‌سنجی جرمی پلاسمایی جفت شده القایی (ICP-MS)، ELAN9000, Perkin-Elmer, USA مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند. تضمین کیفیت (QA) و کنترل کیفیت (QC) با استفاده از مواد مرجع استاندارد، GSS-1, GSS-2, GSS-3, GSS-8 و (خاک استاندارد ژئوشیمیایی) انجام شد. مقدار درصد بازیافت داده‌ها برای خاک استاندارد مورد استفاده برای عناصر As, Co, Cr, Cd, Zn, Cu, Pb, Ni و V به

شهر اهواز (۲) ارزیابی آلاینده‌های فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های زیست محیطی از جمله خطر اکولوژیکی و بهداشتی است (۳) تجزیه و تحلیل آماری چند متغیره و تکنیک‌های ردیابی ایزوتوپی سرب برای بررسی منبع آلودگی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای مورد استفاده قرار گرفت.

روش کار

منطقه مورد مطالعه: اهواز یکی از شهرهای بزرگ ایران و مرکز استان خوزستان است. این شهر از نظر جغرافیایی در ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۴۰ دقیقه طول شرقی قرار گرفته است. جلگه خوزستان به ارتفاع ۱۲ متر از سطح دریا واقع می‌باشد. طبق آمار ایستگاه‌های هواشناسی میزان بارندگی سالیانه ۲۱۳ میلی‌متر و میانگین دمای سالیانه ۲۵ درجه سانتی‌گراد است. شهر اهواز با ۳۱۸ کیلومتر مربع مساحت، سومین شهر وسیع ایران پس از تهران و مشهد می‌باشد. جمعیت آن نیز در سرشماری سال ۱۳۹۵، ۱۳۰۲۰۰۰ نفر بوده که اهواز را در جایگاه هفتمین شهر پر جمعیت ایران قرار می‌دهد. در سال‌های اخیر ساکنان، صنایع و خودروهای موجود در این شهر به طرز چشمگیری افزایش یافته است، به طوری که امروزه اهواز یکی از آلوده‌ترین شهرهای کشور شناخته شده است (Statistical) (Center of Iran 2017).

روش نمونه برداری و آنالیز شیمیایی: در این مطالعه به منظور ارزیابی خطر اکولوژیکی و بهداشتی برخی از فلزات سنگین در خاک‌های کنار جاده‌ای، نمونه‌برداری در فصل خشک در خردادماه ۱۳۹۵ از مهمترین تقاطع‌های شهر اهواز (مدرس، چهارشیر، زرگان، بهبهانی، گلستان، آبادان، خرمشهر، سوسنگرد و اندیمشک) برداشت شد. نقشه پراکندگی نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ نمایش داده شده است. نمونه‌برداری در هر تقاطع در فواصل مشخص ۱، ۱۰، ۳۰ متری در دو طرف جاده اصلی (هر تقاطع ۶ نمونه) از خاک سطحی (عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری) و با وزن تقریبی ۳۰۰ گرم انجام شد (Sun et al. 2017). نقاط

ترتیب ۹۷-۱۰۲٪، ۹۵-۱۰۵٪، ۹۲-۱۰۶٪، ۹۶-۱۰۸٪، ۹۵-۱۰۳٪، ۹۵-۱۰۷٪، ۹۴-۱۰۳٪، ۹۷-۱۰۲٪، ۹۴-۱۰۳٪، ۹۶-۱۱۰٪ و ۹۷-۱۰۲٪ بود. در هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه-ها یک نمونه شاهد تهیه شده و همراه سایر نمونه‌ها اندازه-گیری شده است. مقدار حد تشخیص برای فلز سرب، مس و کادمیم (۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم)، روی و نیکل (۰/۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم)، کروم (۰/۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم) و آرسنیک (۰/۶ میلی گرم بر کیلوگرم) بود.

اندازه‌گیری ایزوتوپ‌های سرب: هضم نسبت ایزوتوپ کل Pb: ۰/۱ گرم نمونه خاک در ظرف مخصوص نمونه قرار داده شد و سپس ۱ میلی لیتر HNO_3 و ۲ میلی لیتر HF به آن اضافه گردید. پس از آن ظرف نمونه به مدت ۴ ساعت در دمای حرارت ۱۸۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت تا زمانی که نمونه کاملاً هضم شد و محلول روشنی بدست آمد. سپس محلول موجود در ظرف نمونه پس از خنک شدن، خنثی و سپس تبخیر گردید. ۱ میلی لیتر HCl به نمونه اضافه شد و محلول فوق تا تبخیر کامل، حرارت داده شد. دقیقاً ۱/۵ میلی لیتر از محلول HBr ۰/۵ مولار به ظرف نمونه افزوده شد و سپس به مدت ۱ ساعت حرارت داده شد. پس از آن که نمونه به طور کامل حل شد، سپس محلول نمونه پس از سرد شدن به یک لوله سانتریفیوژ ۱/۵ میلی‌لیتری منتقل شد و سپس به مدت ۵ دقیقه با سرعت ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد.

جداسازی و تصفیه ایزوتوپ‌های سرب: محلول سانتریفیوژ به ستون تبادل یون PTFE با رزین های تبادل یونی Bio-Rad AG1-X1 (۲۰۰ مش) که با محلول ۰/۲۵ مولار HBr شسته شده بود، انتقال داده شد. سپس، ۱/۵ میلی لیتر از محلول ۷/۲ مولار HCl به آرامی به ستون تصفیه، به صورت دستی اضافه شد، و یک از PTFE تمیز برای تصفیه استفاده شد. پس از تصفیه تا زمانی که فقط حدود ۱ قطره محلول در ظرف باقی بماند، حرارت داده شد. قطره به ستون تبادل یون PTFE منتقل شد و دوباره با استفاده از روش‌های مشابهی که پیش‌تر توضیح داده شد ادامه پیدا کرد. در نهایت، یک قطره HNO_3 به عصاره تبخیر شده

اضافه شد. جداسازی و خالص سازی Pb با استفاده از روش تحلیلی GB/T 17672-1999 (تعیین ایزوتوپ‌های سرب، استرانسیم و نئودیمیم در نمونه‌های سنگی) انجام شد. هضم مقدار سرب قابل استخراج در اسید و نسبت ایزوتوپ: ۰/۲ گرم نمونه خاک در ظرف نمونه قرار داده شد. پس از اضافه کردن ۵ میلی لیتر، ۰/۵ مولار HNO_3 ، سپس تکان دادن عصاره برای مدت ۱۶-۲۴ ساعت، در دمای 22 ± 5 درجه سانتیگراد و سانتریفیوژ برای ۱۰ دقیقه با سرعت در ۴۰۰۰ دور در دقیقه. محلول شفاف رویی تفکیک شده توسط سانتریفیوژ به ظرف ۵۰ میلی لیتری منتقل شد و این محلول تصفیه شد و به فلاکسی به حجم ۵۰ میلی لیتری منتقل گردید. مواد باقی مانده ۳ مرتبه توسط HNO_3 ۳٪ شسته و سانتریفیوژ گردید و محلول شفاف رویی به فلاکس منتقل گردید. پس از به حجم ۵۰ میلی لیتر رساندن با محلول HNO_3 ۳٪ مقدار سرب قابل استخراج در اسید توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری گردید. پس از رقیق شدن محلول هضم شده به میزان ۲۵ میکروگرم در لیتر با محلول HNO_3 ۵٪ نسبت ایزوتوپ سرب قابل استخراج در اسید توسط ICP-MS تعیین شد.

کنترل کیفیت تجربی: آماده سازی نمونه‌های نسبت اشباع سرب در آزمایشگاه مرکز تحقیقات و فرآوری مواد معدنی و با استفاده از طیف سنجی جرم یونیزاسیون حرارتی VG354 تعیین شده است و محلول از مواد مرجع (NBS981 for Pb isotope and NBS987 for USA) به عنوان استانداردهای کالیبراسیون و کنترل کیفیت تعیین شد.

آنالیز آماری: جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون آماری کولموگروف-اسمیرنوف (K-S) استفاده گردید. تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از بسته نرم افزار اس پی اس اس (SPSS 20) و محاسبات شاخص‌ها با استفاده از نرم افزار اکسل (Excel) انجام شده است.

پتانسیل خطر اکولوژیک (Potential ecological risk): روش تعیین پتانسیل خطر اکولوژیک فلزات سنگین که توسط Hakanson ارائه شده است (Hakanson 1980) و

شد (Qing et al. 2015). در بررسی هر دو نوع خطرات سرطانزا و غیرسرطانزا، قرارگیری انسان در معرض فلزات از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی مدنظر قرار گرفت و مقادیر جذب روزانه فلزات (ADD) در هریک از مسیرها (با استفاده از معادله ۵، ۶ و ۷) محاسبه گردید (Assessment 2001; Du et al. 2013; Kurtz et al. 2001).

$$ADD_{ing} = \frac{C \times IngR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (6)$$

$$ADD_{derm} = \frac{C \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (7)$$

که در آن ADD_{dermal} ، ADD_{inh} ، ADD_{ing} به ترتیب مقدار میانگین جذب روزانه فلزات (بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم در روز) از طریق بلع، تنفس و جذب پوستی است، C غلظت فلزات در گرد و غبار (میلی گرم بر کیلوگرم)، $IngR$ و $InhR$ به ترتیب نرخ بلع و نرخ تنفس گرد و غبار (میلی گرم در روز و مترمکعب در روز)، CF فاکتور تبدیل (کیلوگرم در میلی گرم)، EF فراوانی قرار گرفتن در معرض فلزات (روز در سال)، ED مدت زمان قرار گرفتن در معرض فلزات (روز)، PEF فاکتور انتشار ذرات (مترمکعب بر کیلوگرم)، BW میانگین وزن بدن (کیلوگرم)، AT مدت زمان قرارگیری در معرض هر مقدار از فلزات به طور میانگین (روز)، SA ناحیه‌ای از پوست که با گرد و غبار در تماس است (سانتیمتر مربع)، SL ضریب پایداری پوست برای گرد و غبار (میلی گرم بر سانتی مترمربع)، ABS فاکتور جذب سطحی پوست (بدون واحد). جزئیات هر پارامتر و مقادیر بکارگرفته شده آن در جدول ۱ ارائه شده است.

پس از اینکه میانگین جذب روزانه فلزات (ADD) از سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی محاسبه شد، خطر غیرسرطانزایی (HQ) بر اساس تقسیم جذب روزانه به یک جذب مرجع خاص (RDF) با استفاده از معادله (۸) محاسبه شده است.

جهت ارزیابی خطرات بالقوه زیست محیطی فلزات سنگین در خاک توسط محققان بسیاری مورد استفاده قرار گرفته است (Soltani et al. 2015; Sun et al. 2010). در مطالعه حاضر برای به دست آوردن خطر اکولوژیکی فلزات سنگین از روابط زیر استفاده شده است.

$$C_j^i = C^i / C_j^i \quad (2)$$

$$E_j^i = T_n^i \times C_j^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_i^n E_j^i \quad (4)$$

در این رابطه:

C^i محتوای فلزی اندازه گیری شده در نمونه خاک مورد مطالعه، C_j^i مرجع ارزش پس زمینه آن عنصر و T_n^i شاخص سمی بودن فلزات سنگین نام دارد که به ترتیب برای کادمیوم، نیکل، مس، سرب، کروم و روی اعداد ۵، ۵، ۵، ۲ و ۱ ارائه شده است (Lu et al. 2012). E_j^i فاکتور خطر اکولوژیکی هر عنصر مورد بررسی و RI پتانسیل خطر اکولوژیکی مجموع عناصر را نشان می‌دهد. سطح آلودگی بر اساس خطر اکولوژیک در پنج سطح طبقه‌بندی می‌گردد. فاکتور خطر اکولوژیکی کم ($E_r < 40$)، فاکتور خطر اکولوژیکی متوسط ($40 \leq E_r < 80$)، فاکتور خطر اکولوژیکی قابل توجه ($80 \leq E_r < 160$)، فاکتور خطر اکولوژیکی زیاد ($160 \leq E_r < 320$)، فاکتور خطر اکولوژیکی خیلی زیاد ($E_r \geq 320$). همچنین سطح آلودگی بر اساس پتانسیل خطر اکولوژیکی در پنج سطح طبقه بندی می‌گردد. خطر کم ($RI < 150$)، خطر متوسط ($150 \leq RI < 300$)، خطر قابل توجه ($300 \leq RI < 600$) و خطر زیاد ($RI \geq 600$).

شاخص خطر سلامت (Health Risk Index)

ارزیابی خطر سرطانزایی و غیر سرطانزایی: ارزیابی خطرات فلزات سنگین، فرآیندهای چند مرحله‌ای است که در دو بخش ارزیابی خطرات سرطانزا و غیرسرطانزا و بر اساس روش ارزیابی خطر بهداشتی ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) انجام

هر یک از مسیرهای سه گانه برای این فلزات با استفاده از معادله زیر انجام شد.

$$\text{Carcinogenic risk (CR)} = \quad (10)$$

در معادله فوق، (CR) خطر خطر سرطان‌زایی، ADD_i مقادیر جذب روزانه فلزات در هریک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (میلی گرم بر کیلوگرم روزانه) و SF_i فاکتور احتمال ابتلا به سرطان در هر واحد قرارگیری در معرض فلزات (میلی گرم بر کیلوگرم در روز) است.

نتیجه

خلاصه‌ای از پارامترهای آماری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های مورد مطالعه در شهر اهواز در جدول ۲ ارائه شده است. فلزات سنگین مورد مطالعه دامنه وسیعی از غلظت را نشان می‌دهد. میانگین غلظت فلزات روی، سرب، نیکل، مس، کروم، کادمیوم و آرسنیک به ترتیب در محدوده ای بین: $۱۱۶/۶۱ \pm ۴۹/۴۲$ ، $۲۲۰/۶۳ \pm ۸۷/۷۵$ ، $۲۵/۵۳ \pm ۴/۴۷$ ، $۲۸۴/۰۲ \pm ۱۶۶/۹۱$ ، $۱۳۷/۲۱ \pm ۸۴/۸۰$ ، $۳/۴۴ \pm ۳/۲۳$ و $۸/۶۵ \pm ۳/۰۸$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. میانگین غلظت تمام فلزات سنگین در نمونه‌های خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های مورد مطالعه در شهر اهواز چندین برابر بیشتر از مقدار زمینه (غلظت در خاک طبیعی) بود که نشان دهنده آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی می‌باشد (Kabata-Pendias 2010; Kabata-Pendias and Mukherjee 2007). جهت باد غالب در اهواز شمال‌شرقی به ویژه در زمستان و بهار می‌باشد (شکل ۲). به منظور تحلیل اثر باد بر روی توزیع فلزات سنگین، غلظت فلزات سنگین در خاک‌های طرف جهت مسیر باد و خاک‌های طرف خلاف مسیر باد مقایسه شدند. در تقاطع مدرس و تقاطع زرگان جهت باد از سمت شمال شرقی به غرب و جنوب غربی می‌باشند، غلظت فلزات کادمیم، مس، سرب و روی در سمت خلاف جهت باد غالب دارای غلظت بیشتری نسبت به طرف دیگر می‌باشند، که در واقع نشان دهنده این موضوع است که باد بر توزیع و پراکنش فلزات سنگین تأثیر بسیار زیادی دارد. به عنوان مثال در تقاطع

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

HQ_i خطر غیر سرطان‌زایی در هر مسیر، ADD_i مقادیر جذب روزانه فلزات از طریق هر یک از سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) و RfD_i دوز مرجع که برآورد حداکثر خطر پذیری در جمعیت انسانی از طریق قرار گرفتن در معرض روزانه فلزات سنگین با توجه به گروه‌های حساس (بزرگسال و کودکان) در طول عمر است (Man et al. 2010; Thompson et al. 1992). مقادیر RfD_i فلزات مورد مطالعه از جمع آوری سیستم اطلاعات ارزیابی خطر وزارت انرژی ایالت متحده گرفته شده است (RAIS) (Ferreira-Baptista and De Miguel 2005). اگر میانگین جذب روزانه (ADD_i) کمتر از جذب مرجع باشد هیچ اثر نامطلوبی بر سلامتی نخواهد داشت، در غیر اینصورت اگر مقدار جذب روزانه (ADD_i) بالاتر از RfD_i باشد احتمال دارد که باعث اثر نامطلوب بر روی سلامت انسان شود (Qing et al. 2015). اگر $HQ \leq 1$ باشد، با سلامت انسان ناسازگار نیست و اگر $HQ > 1$ باشد، اثرات نامطلوب و نگران کننده‌ای بر سلامت انسان دارد (Chabukdhara and Nema 2013). مقدار شاخص خطر تجمعی غیر سرطان‌زایی (HI) کل مسیرها برای هر دو گروه بزرگسال و کودکان طبق معادله زیر بدست می‌آید.

$$HI = \sum HQ_i$$

شاخص خطر تجمعی غیر سرطان‌زایی (HI) نشان دهنده شدت اثرات نامطلوب از کل مسیرهای در معرض قرار گرفتن انسان است که برای کل عناصر محاسبه می‌شود (Staff 2001). اگر مقدار $HI \leq 1$ باشد اعتقاد بر این است که هیچ خطر مهمی برای اثرات خطر تجمعی غیر سرطان‌زایی وجود ندارد و اگر $HI > 1$ باشد به این معنی است که شانس زیادی برای اثرات خطر تجمعی غیر سرطان‌زایی و احتمال افزایش با افزایش مقدار HI وجود دارد (Assessment 2001). ارزیابی خطر سرطان‌زایی

اکولوژیکی، کلیه فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های گلستان و سوسنگرد دارای فاکتور خطر اکولوژیکی کم هستند. همچنین فاکتور خطر اکولوژیکی در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های چهارشیر و سوسنگرد از نظر فلز کادمیوم در سطح آلودگی زیاد، برای فلزات مس و سرب در سطح آلودگی متوسط قرار دارند. بر اساس فاکتور خطر اکولوژیکی مس و سرب در خاک کنار جاده‌ای تقاطع مدرس در سطح آلودگی قابل توجه و در تقاطع زرگان در سطح آلودگی متوسط قرار دارند. در تقاطع اندیمشک همه فلزات سنگین به جز مس در سطح آلودگی کم قرار دارند. همچنین بر اساس این شاخص در خاک کنار جاده‌ای تقاطع آبادان، کادمیوم در سطح آلودگی زیاد، مس در سطح آلودگی متوسط و سایر فلزات در سطح آلودگی کم قرار داشتند. در خاک کنار جاده‌ای تقاطع بهبهانی کادمیوم در سطح آلودگی قابل توجه، مس و سرب در سطح آلودگی متوسط قرار گرفت. در کلیه تقاطع‌ها فلزات سنگین روی، نیکل، کروم و آرسنیک در سطح آلودگی کم قرار گرفتند.

نتایج بدست آمده نشان داد که بر اساس مقدار میانگین پتانسیل خطر اکولوژیکی برای فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های مورد مطالعه به ترتیب به صورت چهارشیر < آبادان < خرمشهر < مدرس < بهبهانی < زرگان < اندیمشک < سوسنگرد < گلستان کاهش می‌یابد. همچنین مقدار میانگین پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI) در تمام ایستگاه‌ها از حداقل (۸۲/۶۶) تا حداکثر (۴۳۴/۷۰) متغیر هستند. بر اساس مقدار میانگین پتانسیل خطر اکولوژیکی، تقاطع‌های اندیمشک، گلستان و سوسنگرد دارای خطر کم ($RI < 150$)، تقاطع‌های مدرس، بهبهانی و زرگان دارای خطر متوسط ($150 \leq RI < 300$)، و تقاطع‌های چهارشیر، آبادان و خرمشهر دارای خطر قابل توجه ($300 \leq RI < 600$) می‌باشند.

نتایج ارزیابی خطر سرطان‌زایی فلزات سنگین به تفکیک کودکان و بزرگسالان در جدول ۶ آمده است. مقایسه خطر سرطان‌زایی بین دو گروه سنی نشان داد که خطر سرطان‌زایی در کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر است. در هر دو گروه

مدرس مقدار میانگین غلظت کادمیم، مس، سرب و روی در سمت مسیر جهت باد $1/03$ ، $430/33$ ، $582/66$ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در سمت خلاف جهت مسیر باد به ترتیب برای کادمیم، مس، سرب و روی $0/89$ ، 422 ، $485/8$ و $219/03$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد.

مقادیر نسبت‌های ایزوتوپی در نمونه خاک‌های کنار جاده‌ای در جدول ۳ ارائه شده است. که مقدار نسبت $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ، $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ، $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ به ترتیب $18/27-19/76$ ، $14/21-16/26$ و $38/81-44/71$ می‌باشد. مقدار بالاتر از مقدار واحد نسبت $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ نشان دهنده نقش احتراق سوخت‌های فسیلی در خاک‌های کنار جاده‌ای در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد (Bi et al. 2018; Sun et al. 2017). ترسیم نمودار $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ در مقابل $1/\text{Pb}$ می‌تواند به عنوان شاخصی در تعیین منشأ سرب مورد استفاده قرار بگیرد (Álvarez-Iglesias et al. 2012; PENG (BO et al. 2011; Yu et al. 2016). عدم وجود همبستگی خطی بین $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ در مقابل $1/\text{Pb}$ ($R^2=0/0025$) شکل ۳ در نمونه‌های مورد مطالعه نشان دهنده بیش از یک منبع انسان زاد در کنار منابع زمین‌زاد می‌باشد. از طرفی عدم وجود همبستگی بین $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ و $^{208}\text{Pb}/^{206+207}\text{Pb}$ در خاک‌های کنار جاده‌ای برداشته شده نشان‌دهنده ترکیبی از دو یا چند منبع انسان‌زاد با ترکیبات ایزوتوپی مختلف در نمونه‌های برداشته شده می‌باشد (Zarasvandi et al.)

(2011). همانطور که در شکل ۴ قابل مشاهده است نسبت‌های ایزوتوپی نشان دهنده نزدیک بودن نمونه‌های مناطق صنعتی و نمونه‌های زمینه و ترافیکی می‌باشند که حاکی از این است که، نشرهای ناشی از ترافیک خودروها و نشرهای صنعتی مهمترین منابع سرب در نمونه‌های مورد مطالعه هستند.

نتایج حاصل از بررسی فاکتور خطر اکولوژیکی (Er) و پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI) در جداول ۵ و ۶ ارائه شده است. نتایج نشان داد که بر اساس میانگین فاکتور خطر

منشاء انسانی آن در شهر محرز است. بالاترین غلظت روی، سرب، نیکل، مس و آرسنیک به طور همزمان در نمونه‌های تقاطع مدرس وجود دارند، به دلیل اینکه تقاطع مذکور محل ورودی شهر اهواز از مسیر بندر ماهشهر یکی از بنادر جنوب کشور (اکثراً وسائل نقلیه باری سنگین)، امیدیه، بهبهان و رامهرمز، به شهر اهواز می‌باشد، لذا همه روزه دارای بار ترافیکی سنگین و در نتیجه سطح آلودگی بالا در منطقه می‌باشد. البته حضور منابع آلاینده دیگری از جمله فعالیت‌های حفاری در نزدیکی این منطقه می‌تواند خود به عنوان پتانسیلی از آلودگی در این منطقه به حساب آید. بنابراین ما می‌توانیم غلظت بالای روی، سرب، نیکل، مس و آرسنیک در نمونه‌های موجود در تقاطع غیر هم سطح مدرس را به ترافیک بالا و حجم تردد بالا اختصاص داد. بالاترین غلظت کروم در نمونه‌های تقاطع زرگان و بالاترین غلظت کادمیوم مربوط به نمونه‌های تقاطع آبادان می‌باشد.

نتیجه گیری

میانگین غلظت تمام فلزات سنگین در نمونه‌های خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های مورد مطالعه در شهر اهواز چندین برابر بیشتر از مقدار زمینه (غلظت در خاک طبیعی) بود که نشان دهنده آلودگی ناشی فعالیت‌های انسانی نظیر ترافیک و فعالیت‌های صنعتی می‌باشد. نتایج حاصل از ردیابی ایزوتوپی نشان دهنده این موضوع است که مهمترین عامل در افزایش غلظت مقدار سرب نشر حاصل از ترافیک جاده‌ای و صنعتی در شهر اهواز می‌باشد. بر اساس مقدار میانگین پتانسیل خطر اکولوژیکی، تقاطع‌های اندیمشک، گلستان و سوسنگرد دارای خطر کم، تقاطع‌های مدرس، بهبهانی و زرگان دارای خطر متوسط و تقاطع‌های چهارشیر، آبادان و خرمشهر دارای خطر قابل توجه می‌باشند. مقایسه خطر سرطان‌زایی بین دو گروه سنی نشان داد که خطر سرطان‌زایی در کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر است. در هر دو گروه سنی، کروم بیشترین خطر سرطان‌زایی را دارد. در کلیه تقاطع‌ها خطر سرطان‌زایی برای فلزات سرب، کادمیوم، نیکل و آرسنیک برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان را در خاک کنار جاده‌ای در

سنی، کروم بیشترین خطر سرطان‌زایی را دارد. در کلیه تقاطع‌ها خطر سرطان‌زایی برای فلزات سرب، کادمیوم، نیکل و آرسنیک برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان کمتر از (1×10^{-6}) (احتمال سرطان تعداد نفر در یک میلیون نفر) است و این بدین معناست که خطر سرطان‌زایی این فلزات را در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع‌های مورد مطالعه را می‌توان نادیده گرفت. همچنین خطر سرطان‌زایی کروم برای دو گروه کودکان و بزرگسالان بیشتر از (1×10^{-6}) (احتمال سرطان هر فرد یک در میلیون) است که برای کلیه تقاطع‌ها به جز تقاطع زرگان نشان دهنده خطرپذیری، تحت شرایط کنترل و نظارت می‌باشد (Wei et al. 2015). خطر سرطان‌زایی کروم برای گروه کودکان در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع زرگان بیشتر از (1×10^{-4}) (احتمال بروز سرطان در ده هزار نفر) است که نشان‌دهنده غلظت غیر مجاز کروم و برای سلامت انسان مخاطره‌آمیز است (Hu et al. 2012; Ghanavati and Nazarpour 2018).

بحث

مطالعات نشان می‌دهد که اصلی‌ترین منبع انتشار سرب در خاک‌های کنار جاده‌ای، مواد افزودنی به سوخت خودروهاست (Zhang et al. 2012). کروم، مس و روی از فرسایش آلیاژهای استفاده شده در وسایل نقلیه و سایر سطوح و مواد فلزی ناشی می‌شوند. مقدار عنصر روی ناشی از سایش لاستیک خودروها، خوردگی فلزات، سوختن زباله و گازهای صنعتی می‌باشد و حداکثر این عنصر مربوط به مناطقی است که حجم ترافیک بالا بود. کادمیم بیشتر در ساخت باتری، لاستیک و مصالح ساختمانی استفاده می‌شود. در این پژوهش ساختمان‌های مسکونی و مکان‌های خالی از سکنه و فاقد هر گونه واحد صنعتی در محدوده نمونه‌برداری وجود دارد، بنابراین می‌توان منشاء اصلی فلزاتی مانند کادمیم را به منابع آلودگی دیگری از جمله تیر و باتری خودروها در ارتباط دانست. همچنین منشاء احتراق برای کادمیم کم احتمال است اما

تشکر و قدردانی

این مقاله از طرح درون دانشگاهی تحت عنوان "ارزیابی زیست محیطی فلزات سنگین در خاک حاشیه بزرگراه‌های کلان شهر اهواز و ارتباط آن با عوامل ترافیکی" استخراج شده و هزینه آن توسط دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز تامین گردیده است که بدین وسیله قدردانی می‌گردد.

تقاطع‌های مورد مطالعه را می‌توان نادیده گرفت. همچنین خطر سرطان‌زایی کروم برای دو گروه کودکان و بزرگسالان برای کلیه تقاطع‌ها به جز تقاطع زرگان نشان دهنده خطرپذیری، تحت شرایط کنترل و نظارت می‌باشد. خطر سرطان‌زایی کروم برای گروه کودکان در خاک کنار جاده‌ای در تقاطع زرگان نشان‌دهنده غلظت غیر مجاز کروم و برای سلامت انسان مخاطره‌آمیز است.

جدول ۱- راهنمای پارامترهای معادلات ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین در گرد و غبار سطحی

| پارامتر | واحد اندازه گیری | بزرگسال | کودکان |
|--|--------------------------|--|----------------------|
| IngR | Mg/day | ۱۰۰ | ۲۰۰ |
| InhR | m ³ /day | ۱۲/۸ | ۷/۶۳ |
| EF | day/year | ۳۵۰ | ۳۵۰ |
| ED | year | ۲۴ | ۶ |
| BW | Kg | ۵۵/۹ | ۱۵ |
| AT | days | ED×۳۶۵ | ED×۳۶۵ |
| EF | m ³ /kg | ۱/۳۶×۱۰ ^۹ | ۱/۳۶×۱۰ ^۹ |
| SA | cm ² | ۴۳۵۰ | ۱۶۰۰ |
| AF | cm ² mg/cmday | ۰/۷ | ۰/۲ |
| ABF | - | ۰/۰۰۱ | ۰/۱۰۰ |
| SF | Per (mg/kg)/day | سرب(۴/۲×۱۰ ^{-۲})، کادمیوم(۶/۳)، کروم(۴/۲×۱۰ ^{-۱})، آرسنیک(۱/۵۱×۱۰ ^{-۱}) و نیکل(۸/۴×۱۰ ^{-۱}) | |
| R _f D _{ing} (mg/kg day) | mg/kg-day | سرب(۳×۱۰ ^{-۳})، روی(۳×۱۰ ^{-۱})، مس(۴×۱۰ ^{-۲})، کادمیوم(۱×۱۰ ^{-۳})، کروم(۳×۱۰ ^{-۳})، آرسنیک(۳×۱۰ ^{-۴})، نیکل(۲×۱۰ ^{-۲}) | |
| R _f D _{inh} (mg/kg day) | mg/kg-day | سرب(۳/۵۲×۱۰ ^{-۳})، روی(۳×۱۰ ^{-۱})، مس(۴/۰۲×۱۰ ^{-۲})، کادمیوم(۱×۱۰ ^{-۳})، کروم(۲/۸۶×۱۰ ^{-۵})، آرسنیک(۳/۱×۱۰ ^{-۴})، نیکل(۲/۰۶×۱۰ ^{-۲}) | |
| R _f D _{derm} (mg/kg day) | mg/kg-day | سرب(۵/۲۵×۱۰ ^{-۴})، روی(۶×۱۰ ^{-۲})، مس(۱/۲×۱۰ ^{-۲})، کادمیوم(۱×۱۰ ^{-۵})، کروم(۶×۱۰ ^{-۵})، آرسنیک(۱/۲۳×۱۰ ^{-۴})، نیکل(۵/۴×۱۰ ^{-۳}) | |

جدول ۲- مقدار میانگین غلظت فلزات سنگین در هر کدام از تقاطع‌های مورد مطالعه (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

| تقاطع | روی | سرب | نیکل | مس | کروم | کادمیوم | آرسنیک |
|----------------|-------------|---------|-----------|-----------|----------|-----------|------------|
| مدرس | ۲۲۵ | ۵۳۴ | ۳۴/۳ | ۴۲۶ | ۲۲۹ | ۰/۹۶ | ۱۵/۲ |
| اندیمشک | ۷۳ | ۱۳۴ | ۲۸/۵ | ۲۱۰ | ۱۴۰ | ۰/۸۸ | ۸/۷۹ |
| چهار شیر | ۱۲۲ | ۵۱۱ | ۲۹/۳ | ۲۵۸/۷ | ۱۵۵ | ۸/۴۰ | ۱۱/۶ |
| آبادان | ۷۴/۲ | ۱۸۹ | ۲۴/۲ | ۲۶۵ | ۶۵/۷ | ۸/۶۴ | ۶/۳۰ |
| گلستان | ۹۶/۷ | ۱۲۴/۲ | ۲۲/۵ | ۱۰۸ | ۷۴/۶ | ۰/۲۹ | ۹/۸۸ |
| خرمشهر | ۱۶۷ | ۲۸۶ | ۲۱/۴ | ۱۶۳ | ۷۳/۲ | ۶/۳۶ | ۸/۰۳ |
| بهبهانی | ۹۴/۰ | ۳۶۷ | ۲۳/۴ | ۲۱۰ | ۱۶۲ | ۳/۲۸ | ۶/۲۴ |
| سوسنگرد | ۶۴ | ۳۲ | ۱۸/۹۰ | ۱۳۵ | ۲۶ | ۱/۳۰ | ۴/۲۱ |
| زرگان | ۱۳۴ | ۳۸۰ | ۲۷/۴ | ۲۱۱ | ۳۱۰ | ۰/۸۸ | ۷/۶۶ |
| حداکثر- حداقل | ۶۴-۲۲۵ | ۳۲-۵۳۴ | ۱۸/۹-۳۴/۷ | ۱۰۷/۸-۴۲۶ | ۲۶-۳۱۰ | ۰/۲۹-۸/۶۴ | ۴/۲۱-۱۵/۱۸ |
| انحراف معیار ± | ۱۱۶/۶۱±۴۹/۴ | ۲۸۴±۱۶۷ | ۲۵/۵±۴/۴۷ | ۲۲۱±۸۷/۸ | ۱۳۷±۸۴/۸ | ۳/۴۴±۳/۲۳ | ۸/۶۵±۳/۰۸ |
| میانگین | | | | | | | |
| چولگی | ۱/۲۱ | ۱/۳۹ | ۰/۵۳ | ۱/۳۰ | -۰/۵۹ | ۰/۶۷ | ۰/۸۸ |
| زمینه | ۶۴ | ۳۲ | ۲۰ | ۱۸/۵ | ۵۴ | ۱ | ۵/۸ |

جدول ۳- مقادیر نسبت های ایزوتوپی در نمونه خاک‌های کنار جاده‌ای

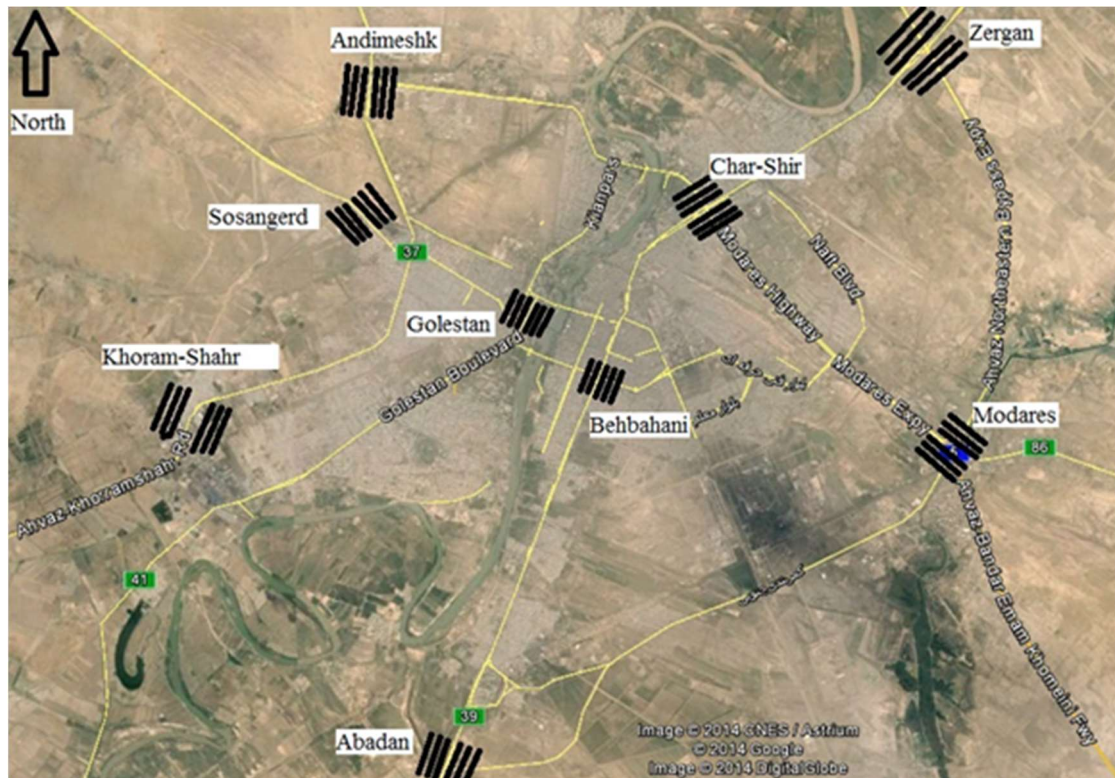
| تقاطع | $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ | $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ | $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ | $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ | $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| مدرس | ۱۸/۲۷ | ۱۴/۹۱ | ۴۴/۷۱ | ۱/۱۳ | ۲/۲۱ |
| اندیمشک | ۱۸/۳۱ | ۱۵/۱۳ | ۴۱/۱۲ | ۱/۱۴ | ۲/۱۳ |
| چهار شیر | ۱۸/۷۱ | ۱۴/۶۲ | ۳۹/۵۴ | ۱/۱۳ | ۲/۱۱ |
| آبادان | ۱۹/۱۶ | ۱۴/۴۳ | ۴۱/۷۶ | ۰/۹۸ | ۲/۱۸ |
| گلستان | ۱۹/۷۶ | ۱۵/۷۲ | ۴۲/۲۴ | ۱/۱۱ | ۲/۱۱ |
| خرمشهر | ۱۸/۶۷ | ۱۵/۸۷ | ۴۱/۶۹ | ۰/۹۱ | ۲/۱۲ |
| بهبهانی | ۱۹/۳۲ | ۱۶/۲۶ | ۴۰/۴۱ | ۰/۹۵ | ۲/۱۰ |
| سوسنگرد | ۱۸/۹۲ | ۱۵/۶۵ | ۳۸/۸۱ | ۱/۱۲ | ۲/۱۱ |
| زرگان | ۱۹/۱۲ | ۱۴/۲۱ | ۴۱/۶۵ | ۱/۱۴ | ۲/۰۸ |

جدول ۴- نتایج آماری پتانسیل خطر اکولوژیکی (ET) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

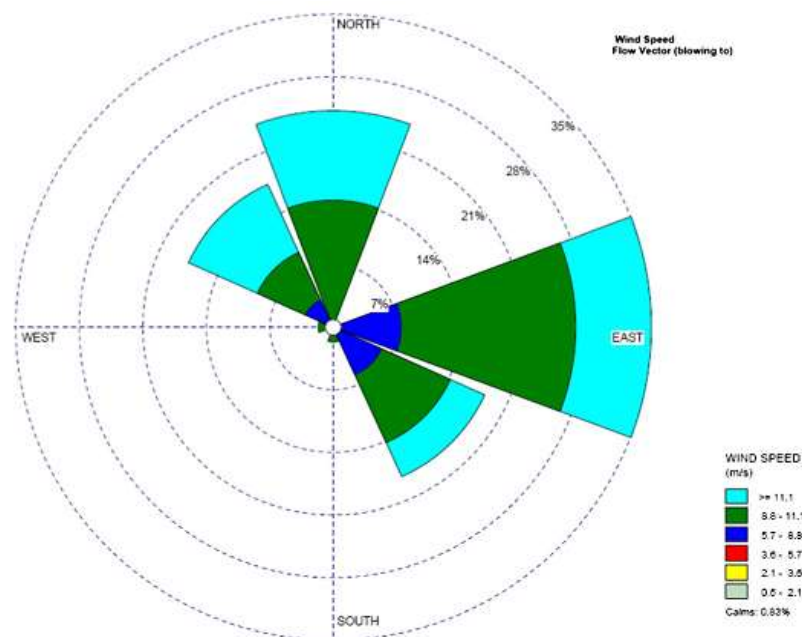
| تقاطع | روی | سرب | نیکل | مس | کروم | کادمیوم | آرسنیک |
|----------------|-----------|-------------|-----------|--------------|------------|--------------|------------|
| مدرس | ۳/۵۲ | ۸۳/۴۴ | ۸/۵۷ | ۱۱۵/۱۴ | ۸/۴۸ | ۲۸/۸۰ | ۲۶/۱۷ |
| اندیمشک | ۱/۱۴ | ۲۰/۸۸ | ۷/۱۲ | ۵۶/۸۰ | ۵/۱۹ | ۲۶/۴۰ | ۱۵/۱۶ |
| چهار شیر | ۱/۹۰ | ۷۹/۷۹ | ۷/۳۳ | ۶۹/۹۱ | ۵/۷۲ | ۲۵۲ | ۱۹/۹۶ |
| آبادان | ۱/۱۶ | ۲۹/۴۸ | ۶/۰۴ | ۷۱/۴۹ | ۲/۴۳ | ۲۵۹/۲۰ | ۱۰/۸۶ |
| گلستان | ۱/۵۱ | ۱۹/۴۰ | ۵/۶۲ | ۲۹/۱۴ | ۲/۷۶ | ۸/۷۰ | ۱۷/۰۳ |
| خرمشهر | ۲/۶۱ | ۴۴/۶۹ | ۵/۳۵ | ۴۳/۹۲ | ۲/۷۱ | ۱۹۰/۸۰ | ۱۳/۸۴ |
| بهبهانی | ۱/۴۷ | ۵۷/۳۴ | ۵/۸۵ | ۵۶/۷۶ | ۶ | ۹۸/۴۰ | ۱۰/۷۶ |
| سوسنگرد | ۱ | ۵ | ۴/۷۳ | ۳۶/۴۹ | ۰/۹۶ | ۳۹ | ۷/۲۶ |
| زرگان | ۲/۰۹ | ۵۹/۳۸ | ۶/۸۵ | ۵۷/۰۳ | ۱۱/۴۸ | ۲۶/۴۰ | ۱۳/۲۱ |
| حداکثر- حداقل | ۱-۳/۵۲ | ۵-۸۳/۴۴ | ۴/۷۳-۸/۵۷ | ۲۹/۱۴-۱۱۵/۱۴ | ۰/۹۶-۱۱/۴۸ | ۸/۷۰-۲۵۹/۲۰ | ۷/۲۶-۲۶/۱۷ |
| انحراف معیار ± | ۱/۸۲±۰/۷۷ | ۴۴/۳۸±۲۶/۰۸ | ۶/۳۸±۱/۱۲ | ۵۹/۶۳±۲۳/۷۲ | ۵/۰۸±۳/۱۴ | ۱۰۳/۳۰±۹۶/۹۳ | ۱۴/۹۲±۵/۳۰ |
| میانگین | | | | | | | |
| چولگی | ۱/۲۱ | ۰/۱۳ | ۰/۵۳ | ۱/۳۰ | ۰/۸۲ | ۰/۷۹ | ۰/۸۸ |

جدول ۵- جدول آماری شاخص خطر (RI) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

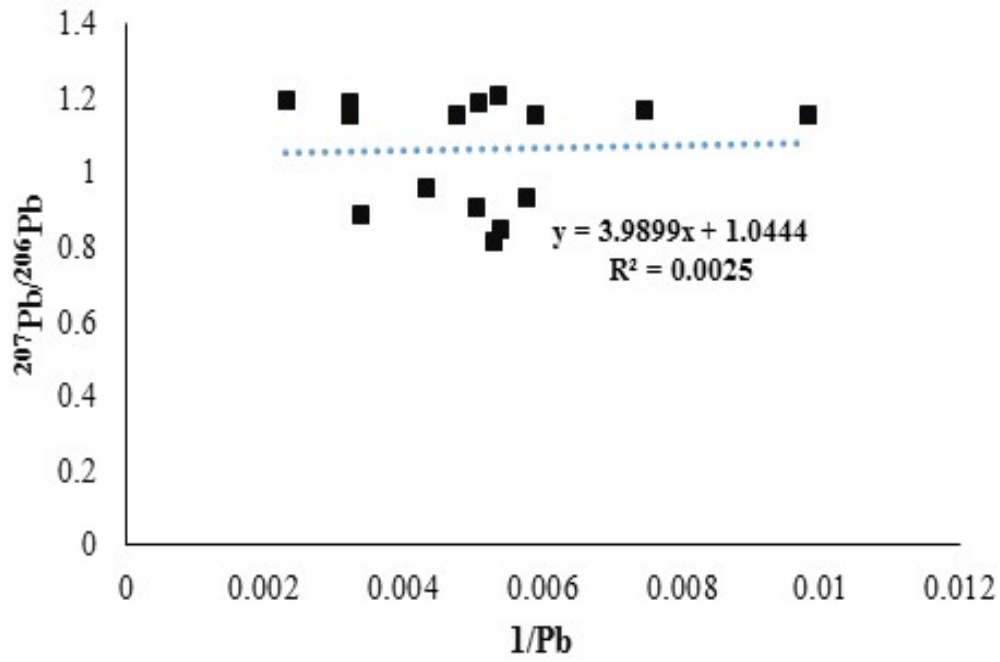
| تقاطع | مدرس | اندیمشک | چهار شیر | آبادان | بلوار گلستان | خرمشهر | بلوار بهبهانی | سوسنگرد | زرگان | RI |
|-------|--------|---------|----------|--------|--------------|--------|---------------|---------|--------|----|
| | ۲۷۰/۵۹ | ۱۳۱/۵۴ | ۴۳۴/۷۰ | ۳۷۹/۵۰ | ۸۲/۶۶ | ۳۰۱/۳۱ | ۲۳۵/۱۱ | ۹۳/۴۳ | ۱۷۴/۳۴ | |



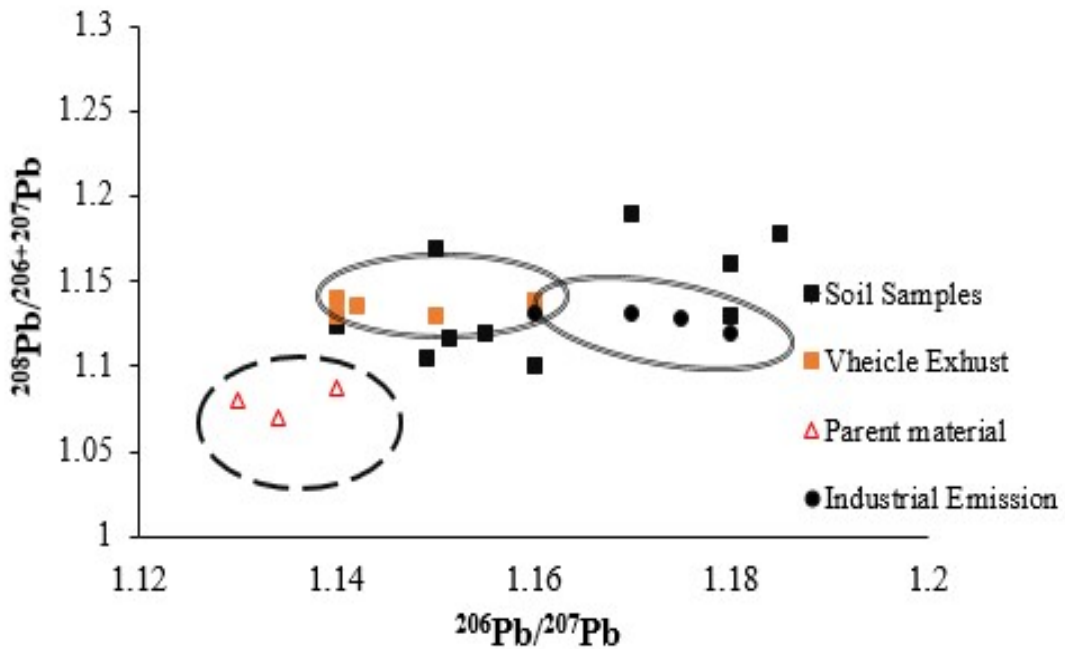
شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری از خاک کنار جاده‌های مهمترین تقاطع‌های شهر اهواز



شکل ۲- گلباد شهر اهواز (سازمان هواشناسی خوزستان)



شکل ۳- رابطه بین نسبت ایزوتوپی سرب رادیواکتیو در مقابل مقدار معکوس کل سرب اندازه‌گیری شده



شکل ۴- نسبت های ایزوتوپی سرب در نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شده نسبت به سایر منابع سرب

References

- Ahmadi, H., Ahmadi, T., Shahmoradi, B., Mohammadi, S. and Kohzadi, S., 2015. The effect of climatic parameters on air pollution in Sanandaj, Iran. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, 3(1).
- Álvarez-Iglesias, P., Rubio, B. and Millos, J., 2012. Isotopic identification of natural vs. anthropogenic lead sources in marine sediments from the inner Ría de Vigo (NW Spain). *Science of the total environment*, 437, pp. 22-35.
- Assessment, P.R., 2001. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III-Part A.
- Babaei, H., GHanavati, N. and Nazarpour, A., 2018. Contamination Level of Mercury in the Street Dust of Ahvaz City and its Spatial Distribution. *JWSS-Isfahan University of Technology*, 22(3), pp. 249-259. [In Persian]
- Bi, C., Zhou, Y., Chen, Z., Jia, J. and Bao, X., 2018. Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China. *Science of The Total Environment*, 619, pp. 1349-1357.
- Chabukdhara, M. and Nema, AK., 2013. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach. *Ecotoxicol Environ Saf*, 87, pp. 57-64.
- De Silva, S., Ball, A.S., Huynh, T. and Reichman, S.M., 2016. Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: Effect of road age, traffic density and vehicular speed. *Environmental Pollution*, 208, pp. 102-109.
- Døelsch, E., Van de Kerchove, V. and Saint Macary, H., 2006. Heavy metal content in soils of Réunion (Indian Ocean). *Geoderma*, 134(1-2), pp. 119-134.
- Du, Y., Gao, B., Zhou, H., Ju, X., Hao, H. and Yin, S., 2013. Health risk assessment of heavy metals in road dusts in urban parks of Beijing, China. *Procedia Environmental Sciences*, 18, pp. 299-309.
- Ferreira-Baptista, L. and De Miguel, E., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39(25), pp. 4501-4512.
- Ghanavati, N., 2018. Human health risk assessment of heavy metals in street dust in Abadan. *Iranian Journal of Health and Environment*, 11(1), pp. 63-74. [In Persian]
- Ghanavati, N., Nazarpour, A. and De Vivo, B., 2018. Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. *Environmental geochemistry and health*, pp. 1-17.
- Ghanavati, N. and Nazarpour A., 2018. Environmental investigation of heavy metals concentration in Ahvaz city street dust, by using Geographical Information Systems (GIS). *Environmental Studies*. 44(3), pp. 393-410. [In Persian]
- Ghosh, A.K., Bhatt, M.A. and Agrawal, H.P., 2012. Effect of long-term application of treated sewage water on heavy metal accumulation in vegetables grown in Northern India. *Environmental monitoring and assessment*, 184(2), pp. 1025-1036.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), pp. 975-1001.
- Hu, X., Zhang, Y., Ding, Z., Wang, T., Lian, H., Sun, Y. and Wu, J., 2012. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing,

- China. *Atmospheric Environment*, 57, pp. 146-152.
- Kabata-Pendias, A., 2010. *Trace elements in soils and plants*. CRC press.
- Kabata-Pendias, A. and Mukherjee, A.B., 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer Science and Business Media.
- Kadi, M.W., 2009. Soil Pollution Hazardous to Environment: A case study on the chemical composition and correlation to automobile traffic of the roadside soil of Jeddah city, Saudi Arabia. *Journal of hazardous materials*, 168(2-3), pp. 1280-1283.
- Kayhanian, M., 2012. Trend and concentrations of legacy lead (Pb) in highway runoff. *Environmental pollution*, 160, pp. 169-177.
- Keshavarzi, B., Tazarvi, Z., Rajabzadeh, M.A. and Najmeddin, A., 2015. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. *Atmospheric Environment*, 119, pp. 1-10.
- Klaminder, J., Farmer, J.G. and MacKenzie, A.B., 2011. The origin of lead in the organic horizon of tundra soils: Atmospheric deposition, plant translocation from the mineral soil or soil mineral mixing?. *Science of the Total Environment*, 409(20), pp. 4344-4350.
- Kumar, M., Furumai, H., Kurisu, F. and Kasuga, I., 2013. Tracing source and distribution of heavy metals in road dust, soil and soakaway sediment through speciation and isotopic fingerprinting. *Geoderma*, 211, pp. 8-17.
- Kurtz, J.C., Jackson, L.E. and Fisher, W.S., 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological indicators*, 1(1), pp. 49-60.
- Lu, A., Wang, J., Qin, X., Wang, K., Han, P. and Zhang, S., 2012. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 425, pp. 66-74.
- Man, Y.B., Sun, X.L., Zhao, Y.G., Lopez, B.N., Chung, S.S., Wu, S.C., Cheung, K.C. and Wong, M.H., 2010. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city. *Environment international*, 36(6), pp. 570-576.
- Martínez, J., Llamas, J.F., De Miguel, E., Rey, J. and Hidalgo, M.C., 2008. Soil contamination from urban and industrial activity: example of the mining district of Linares (southern Spain). *Environmental geology*, 54(4), pp. 669-677.
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero, F., Lozano, R. and Beramendi-Orosco, L.E., 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*, 101(3), pp. 218-224.
- Nazarpour, A., Ghanavati, N. and Babaenejad, T., 2017. 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*, 10(3), pp. 391-400. [In Persian]
- Nazarpour, A., Ghanavati, N. and Watts, M.J., 2018. Spatial distribution and human health risk assessment of mercury in street dust resulting from various land-use in Ahvaz, Iran. *Environmental geochemistry and health*, 40(2), pp. 693-704.
- PENG BO, T.X., Changxun, Y., Changyin, T., Xianglin, T., Qian, L., Kesu, Y., Min, X. and Jingzhe, X., 2011. Heavy metal contamination of inlet sediments of the Xiangjiang River: With Pb isotopic geochemical implications on

- metalsources. *地质学报(英文界)*, 85(2), pp. 282-299.
- Qian, P., Zheng, X., Zhou, L., Jiang, Q. and Zhang, G., 2011. Magnetic properties as indicator of heavy metal contaminations in roadside soil and dust along G312 highways. *Procedia Environmental Sciences*, 10, pp. 1370-1375.
- Qing, X., Yutong, Z. and Shenggao, L., 2015. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 120, pp. 377-385.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanzadeh, A.R., Jaafarzadeh, N. and Kermani, M., 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of the Total Environment*, 505, pp. 712-723.
- Staff, E.P.A., 2001. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, Peer Review Draft. *Washington, DC: US Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER*, pp. 9354-9355.
- Statistical Center of Iran., 2017. General Population and Housing Census 2016 [Online]. [cited 2017]; Available from: URL:<http://www.amar.org.ir/default.aspx/> [In Persian]
- Sun, J., Hu, G., Yu, R., Lin, C., Wang, X. and Huang, Y., 2017. Human health risk assessment and source analysis of metals in soils along the G324 Roadside, China, by Pb and Sr isotopic tracing. *Geoderma*, 305, pp. 293-304.
- Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X. and Liu, R., 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of hazardous materials*, 174(1-3), pp. 455-462.
- Thompson, K.M., Burmaster, D.E. and Crouch, E.A., 1992. Monte Carlo techniques for quantitative uncertainty analysis in public health risk assessments. *Risk Analysis*, 12(1), pp. 53-63.
- Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H. and Lu, J., 2015. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 112, pp. 186-192.
- Werkenthin, M., Kluge, B. and Wessolek, G., 2014. Metals in European roadside soils and soil solution—A review. *Environmental Pollution*, 189, pp. 98-110.
- Wysocka, I. and Vassileva, E., 2016. 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*, 128, pp. 198-207.
- Yu, R., Zhang, W., Hu, G., Lin, C. and Yang, Q., 2016. Heavy metal pollution and Pb isotopic tracing in the intertidal surface sediments of Quanzhou Bay, southeast coast of China. *Marine pollution bulletin*, 105(1), pp. 416-421.
- Yuen, J.Q., Olin, P.H., Lim, H.S., Benner, S.G., Sutherland, R.A. and Ziegler, A.D., 2012. Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. *Journal of environmental management*, 101, pp. 151-163.
- Zarasvandi, A., Moore, F. and Nazarpour, A., 2011. Mineralogy and morphology of dust storms particles in Khuzestan Province: XRD and SEM analysis concerning. *Iranian Journal of Crystallography and Mineralogy*, 19(3), pp. 511-518.
- Zarasvandi, A., Moore, F. and Nazarpour, A., 2011. First report on Pb isotope composition of dust storms particles in Khuzestan

- Province: Concerning on source and geo-environmental characteristics. [In Persian]
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Ding, M. and Li, L., 2015. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai–Tibet highway. *Science of the Total environment*, 521, pp. 160-172.
- Zhang, X., Yang, L., Li, Y., Li, H., Wang, W. and Ye, B., 2012. Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China. *Environmental monitoring and assessment*, 184(4), pp. 2261-2273.

Assessment of the Ecological and Health Risks of Some Heavy Metals in Roadside Soils of Ahvaz, Iran

Ghanavati, N., Ph.D. Assistant Professor, Department of Soil Science, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran - Corresponding Author: ghanavati.navid2014@gmail.com

Nazarpour, A., Ph.D. Assistant Professor, Department of Geology, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

Babaenejad, T., Ph.D. Assistant Professor, Department of Soil Science, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

Received: Jan 7, 2018

Accepted: Dec 9, 2018

ABSTRACT

Background and Aim: Heavy metals in the surface soils of cities from various sources (traffic, industrial emissions, erosion from buildings, etc.) can accumulate through inhalation, ingestion and dermal contact in the human body and imperil health. The purpose of this study was to assess the ecological and human health risks caused by some heavy metals in roadside soil at the intersections of Ahvaz (Modares, Kharchar, Zargan, Behbahani, Golestan, Abadan, Khorramshahr, Susangerd and Andimeshk).

Materials and Methods: In this study, the concentration of heavy metals in roadside surface soils in intersections of Ahvaz in the summer of 2016 was investigated. The sampling at each intersection was carried out at specified intervals of 1, 10 and 30 meters on the sides of the main road (6 samples from each intersection) from the surface soil (depth 0 to 20 cm); the total number of samples was 54. The samples were transferred to the laboratory and dried at 60 ° C in an oven. After digestion of the samples with an acid mixture, concentrations of heavy metals Zn, Pb, Ni, Cu, Cr, Cd and As were measured by inductive coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS). The contamination level was estimated based on potential ecological and human health risks of heavy metals.

Results: The average concentrations of Zn, Pb, Ni, Cu, Cr, Cd and As were 116.61 ± 49.42 , 284.02 ± 166.91 , 25.53 ± 4.47 , 220.63 ± 87.75 , 137.21 ± 84.80 , 3.44 ± 3.23 and 8.65 ± 3.8 mg/kg, respectively. Isotope ratios indicated that emissions from automobiles/traffic and industrial emissions were the most important sources of lead in the samples studied. The average value of potential ecological risk (RI) in Andimeshk, Golestan and Susangerd intersections was low; that in Modarres, Behbahani and Zargan intersections was medium; and that in Chaharsir, Abadan and Khorramshahr intersections was high. Cr poses the highest risk of cancer in both children and adults, although the risk of carcinogenesis in children is higher than in adults.

Conclusion: The results show that the source of contamination with the metals studied is anthropogenic, including road traffic and industrial activities, in the area investigated.

Keywords: Heavy Metals, Contamination, Ecological Risk, Health Risk, Ahvaz, Iran