مقاله پژوهشی

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و سوم، شماره نه، آذرماه ۱۴۰۰(۲۲۱-۲۰۵)

بررسی فصلی غلظت فلز روی موجود در گردو غبار های اتمسفری شهر تهران و بررسی ریسک سلامت

مریم سامانی [۱*]

maryam.samani@znu.ac.ir

احمد گلچین [۲]

حسینعلی علیخانی [۳]

احمد بایبوردی [٤]

تاریخ دریافت: ۹۹/۸/۱۴ **تاریخ پذیرش: ۹۹/۹/۸**

چکیده

زمینه و هدف: عوامل متعددی در آلودگی هوا نقش دارند که ذرات معلق یکی از مهم‌ترین آن‌هاست. و اثرات سلامت آن به عوامل مختلف از قبیل اندازه، غلظت، ترکیب شیمیایی و سمیت آن‌ها بستگی دارد. ذرات گردوغبار به‌عنوان یکی از مضرترین اجزای محیط زیست شناخته شده‌اند. تحقیق حاضر با هدف تعیین غلظت فلز روی در گردوغبارهای اتمسفری و ارزیابی ریسک سلامت آن، طی زمستان ۱۳۹۷ تا پاییز ۱۳۹۸در مناطق ۹، ۱۰، ۱۱ و ۱۲ شهرداری تهران انجام گرفته است..

روش بررسی: برای این منظور دو نقطه در غرب و شرق منطقه ۹ و یک نقطه در شرق مناطق ۱۱،۱۰ و ۱۲ (نقاط غرب مناطق ۱۰، ۱۱ و ۱۲ هم مرز با شرق منطقه مجاور بود) تعیین و گردوغبارهای اتمسفری به‌صورت ماهانه در طی یک سال جمع‌آوری شدند. یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل مکان نمونه‌برداری و زمان(فصول) نمونه‌برداری بود. غلظت روی بعد از عصاره‌گیری با اسیدکلریدریک و اسید نیتریک غلیظ (با نسبت ۳:۱) تعیین شد.

یافته ها: نتایج نشان داد کمترین غلظت فلز روی در فصل زمستان و در نقطه9W (تهرانسر) و ۵۵۸/۲۳ و بیشترین غلظت فلز روی در فصل پاییز و در نقطه 11E (خیابان وحدت اسلامی) ۱۸۳۵/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. غلظت روی و مقدار گردوغبارهای اتمسفری از غرب به شرق و با عبور از زمستان به سمت پاییز افزایش یافت. ارزیابی ریسک سلامت بر پایه روش توسعه یافته آژانس حفاظت محیط-زیست EPA ایالات متحده آمریکا صورت گرفت.

۱- دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران. [*](مسوول مکاتبات)

۲- استاد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.

۳- استاد، گروه علوم خاک، دانشکده علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، تهران، ایران.

۴- استادیار، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات کشاورزی، استان آذربایجان شرقی،سازمان تحقیقات آموزش وترویج کشاورزی خسروشهر، ایران.

بحث و نتیجه گیری: نتایج نشان داد بلعیدن گردوغبارهای اتمسفری اصلی‌ترین راه قرار گرفتن در معرض روی بوده است و بیش از ۹۰ درصد از شاخص‌خطر بیماری‌های غیرسرطانی فلز روی، مربوط به HQ[1](معادله خطر) بلع بوده است. در فصل زمستان مقدار HQ و HI[2] (شاخص تجمعی خطر بیماری‌های غیرسرطانی) برای روی و برای افراد بالغ و کودکان کمتر از حد مجاز بود و خطری سلامت افراد را تهدید نمی‌کرد.

واژه های کلیدی: گردوغبار اتمسفری، فلزات سنگین، ارزیابی ریسک سلامت[3]، تهران.

1- Hazard Quitient
2- Hazard Index
3- Health Risk Assessment

J. Env. Sci. Tech., Vol 23, No. 9, December, 2021

Seasonal comparison of Zinc health risk in atmospheric dust in Tehran, Iran

Maryan Samani[1*]
maryam.samani@znu.ac.ir
Ahmad Golchin[2]
Hosseinali Alikhani[3]
Ahmad Baybordi[4]

Admission Date: November 28, 2020 Date Received: November 4, 2020

Abstract

Background and objective: The aim of this study was to determine the concentration of zinc metal in atmospheric dust and to assess its health risk during the winter of 1397 to the fall of 1398 in areas 9, 10, 11 and 12 of Tehran Municipality.

Material and Methodology: For this purpose, two points in the west and east of region 9 and one point in the east of regions 11, 10 and 12 (the western parts of regions 10, 11 and 12 were adjacent to the east of the adjacent region) were determined and atmospheric dust was collected monthly for one year. A factorial experiment was performed in a completely randomized design with three replications. Experimental factors included sampling location and sampling time (seasons). The concentration of zinc was determined after extraction with hydrochloric acid and concentrated nitric acid (3: 1 ratio).

Finding: The results showed that the lowest concentration of zinc metal in winter and at point 9W (Tehransar) and 558.23 and the highest concentration of zinc metal in autumn and at point 11E (Vahdat-e-Islami Street) was 1835.3 mg / kg. The concentration of zinc and the amount of atmospheric dust increased from west to east and with the passage of winter to autumn. The health risk assessment was based on the US Environmental Protection Agency's EPA development method.

Discussion and Conclusion: The results showed that swallowing atmospheric dust was the main route of exposure to zinc, and more than 90% of the risk index for non-cancerous zinc metal diseases was related to HQ (ingestion risk equation). In winter, the amount of HQ and HI (cumulative risk index for non-cancerous diseases) was lower than safe level for zinc and for adults and children, and did not pose a health risk.

Keywords: Atmospheric dust fall, Heavy metals, Health risk assessment, Tehran

1- PHD Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Zanjan, Iran. *(*Corresponding Author*)
2- Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Zanjan, Iran.
3- Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tehran, Tehran, Iran.
4-Assistant Prof., soil and water Research Department, East Azerbaijan Agriculture and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Tabriz, Iran.

مقدمه

توسعه شهرنشینی و صنعت علاوه بر بهبود و افزایش سطح رفاه زندگی بشری، مشکلات متعددی نیز برای انسان در سطح جهانی و منطقه‌ای بوجود آورده است. آلودگی هوا یکی از مهم-ترین معضلات در اثر پیشرفت شهرنشینی، رشد و توسعه صنایع و حمل و نقل است (۱). عوامل متعددی در آلودگی هوا نقش دارند که ذرات معلق یکی از مهم‌ترین آن‌هاست. و اثرات سلامت آن به عوامل مختلف از قبیل اندازه، غلظت، ترکیب شیمیایی و سمیت آن‌ها بستگی دارد (۲). ذرات گردوغبار به‌عنوان یکی از مضرترین اجزای محیط زیست شناخته شده‌اند (۳و۴). این ذرات توانایی جذب فلزات سنگین و آلاینده‌های دیگر نظیر آفت کش‌ها را دارند (۵). گردوغبار اتمسفری، اصطلاحی است که برای توصیف ذرات اتمسفری به‌کار برده می‌شود که در اثر گرانش به سطح زمین رسوب می‌کنند و نقش مهمی در انتقال آلاینده‌ها در محیط ایفا می‌کنند(۶). فعالیت‌های انسانی که در تشکیل گردوغبارهای اتمسفری نقش دارند شامل: استفاده از سوخت‌های فسیلی، ترافیک و وسایل نقلیه‌موتوری، نیروگاه‌ها، فعالیت‌های معدن‌کاوی، سوزاندن زباله‌ها و فعالیت‌های صنعتی است(۷). سوخت‌های فسیلی که در فعالیت‌های شهری و صنعتی به مقدار زیاد مصرف می‌شوند، حاوی فلزات سنگین مختلف از قبیل سرب، روی، جیوه و آرسنیک هستند (۸). فلزات سنگین از قبیل آرسنیک، آهن، روی، سرب، کادمیوم، کروم، مس، منگنز و نیکل در هوا، از سه طریق تنفس، بلعیدن و تماس پوستی وارد سیستم بدن انسان می‌شوند و منجر به بروز مشکلاتی از قبیل بیماری‌های کلیوی، اختلال در سیستم اعصاب، اختلال در عملکرد غدد درون‌ریز، اختلال در سیستم دفع ادرار و مشکلات رشد کودکان می‌شوند (۹). در واقع فلزات‌سنگین در بدن متابولیزه نمی‌شوند و قابلیت تجمع در بافت‌های چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل را دارند که موجب بروز بیماری‌های متعددی در بدن می‌گردد (۱۰). ارزیابی ریسک سلامت به‌عنوان ابزاری برای سنجش و ارزیابی پیامدهای سلامتی(پیامدهای سرطانی و غیر سرطانی) حاصل از تماس با عوامل خطر(آلایندهای شیمیایی، فلزات سنگین و غیره) و همچنین به عنوان اساسی برای توسعه استراتژی های مدیریت ریسک می‌باشد. تهران پایتخت ایران با مشکلات جدی در کیفیت هوا روبرو است. به‌طور کلی، ۲۰٪ از کل انرژی کشور در تهران مصرف می‌شود. آلاینده‌هایی مانند PM_{10} (ذرات با قطر آئرودینامیکی بیشتر از ۱۰ میکرون) و فلزات‌سنگین عمده‌ترین آلاینده‌های هوا در تهران هستند که حدود ۸۵-۸۰ درصد از آن‌ها توسط منابع آلودگی سیار تولید می‌شود (۱۱). یک تحلیل کوتاه از توپوگرافی تهران نشان می‌دهد که شمال و شرق تهران با کوه مسدود شده‌اند که متأسفانه به‌عنوان موانعی در برابر انتقال آلاینده‌ها عمل می‌کنند. علاوه بر این، از آنجا که منطقه صاف و باز است، آلاینده‌های حومه شهر با کمک وزش باد از غرب وارد شهر می‌شوند (۱۲). تاکنون تحقیقی به منظور ارزیابی مقدار گردوغبارهای فرونشست کرده، و ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین موجود در این گردوغبارها در طی مدت زمان یک سال و مقایسه فصلی این مقادیر در شهر تهران صورت نگرفته است. از این‌رو بررسی میزان آلاینده‌هایی همچون گردوغبارهای اتمسفری و فلزات سنگین مانند روی در هوای تهران و ارزیابی ریسک سلامت این فلزدر مناطق مسکونی و مناطق پرترافیک مانند مرکز شهر ضروری به‌نظر می‌رسد. این تحقیق با هدف تعیین مقدار و غلظت روی و همچنین مقایسه ریسک سلامت گرد و غبارهای اتمسفری در فصل های مختلف در چند منطقه در غرب و مرکز تهران انجام گرفته است.

روش تحقیق

منطقه مورد مطالعه

تهران در قسمت شمالی ایران و عرض جغرافیایی ۳۴° و ۳۶° شمالی و طول جغرافیایی ۵۰° و ۵۳° شرقی واقع شده است. آب و هوا شهر تهران نیمه‌خشک است. به‌منظور ارزیابی ریسک-سلامت فلزات‌سنگین در گردو غبارهای اتمسفری، چهار منطقه۹ ، ۱۰،۱۱ و ۱۲ در تهران واقع در غرب و مرکز شهر انتخاب شد. نقاط نمونه‌برداری شامل دو نقطه در غرب و شرق منطقه ۹ و یک نقطه در قسمت شرقی هر کدام از مناطق ۱۰، ۱۱ و ۱۲ بود. غرب منطقه ۱۰ دقیقا نقطه شرقی منطقه ۹، غرب منطقه ۱۱ همان نقطه شرقی منطقه ۱۰ و غرب منطقه ۱۲ همان نقطه شرقی منطقه ۱۱ بود. لذا در مناطق ۱۰، ۱۱ و

۱۲ به علت هم مرز بودن با منطقه‌مجاور، فقط نتایج قسمت شرقی آن‌ها بیان شد. حرف W مخفف (West) و حرف E مخفف (East) می‌باشد. نمونه‌برداری در طی فصل‌های زمستان ۱۳۹۷ و بهار، تابستان و پاییز ۱۳۹۸ انجام شد. منطقه ۹یکی از مناطق شهری تهران است که در غرب شهر تهران قرار دارد. فرودگاه مهرآباد در این منطقه واقع شده است و از شمال به خیابان آزادی از جنوب به بزرگراه فتح از غرب به مسیل کن و تهرانسر منتهی می‌شود. منطقه ۱۰ در مرکز شهر تهران قرار دارد و از پر جمعیت‌ترین مناطق تهران می‌باشد، از شمال به خیابان آزادی از جنوب به خیابان قزوین از شرق به اتوبان نواب و از غرب به خیابان شهیدان منتهی می‌شود. منطقه ۱۱ شهرداری تهران از شمال به خیابان انقلاب، از شرق به خیابان‌های وحدت اسلامی و حافظ، از جنوب به میدان راه‌آهن و خیابان شوش و از غرب به خیابان شهید نواب صفوی محدود می‌شود. منطقه ۱۲ یکی از مناطق قدیمی شهر تهران محسوب می‌شود که در مرکز این شهر واقع گردیده‌است. منطقه ۱۲ از سمت شمال به خیابان انقلاب‌اسلامی از سمت جنوب به خیابان شوش از سمت شرق به خیابان ۱۷ شهریور و از سمت غرب به خیابان‌های حافظ و وحدت اسلامی محدود می‌باشد. انتخاب نقاط نمونه برداری بر اساس میزان شلوغی و ترافیک مناطق و با توجه به جریان باد غالب در تهران که در اغلب موارد از سمت غرب به شرق می‌باشد، در یک خط از غرب منطقه ۹ تا شرق منطقه ۱۲در مرکز شهر انجام شد. وضعیت ترافیکی و موقعیت جغرافیایی نقاط در جدول ۱ آمده است.

جدول۱- مکان نقاط نمونه برداری در شهر تهران

Table 1. Location of sampling points in Tehran

نقطه نمونه برداری	منطقه	توصیف منطقه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
9W	تهرانسر(غرب)	منطقه مسکونی	$35^0 69' 96.2" N$	$51^0 26' 57.1" E$
9E	خیابان جی	ترافیک کم	$35^0 69' 24.06" N$	$51^0 35' 27.06" E$
10E	خ امام خمینی(مرکز)	ترافیک نسبتا زیاد	$35^0 68' 78.2" N$	$51^0 37' 92.9" E$
11E	خ وحدت اسلامی(مرکز)	ترافیک زیاد، بازار تهران	$35^0 68' 56.06" N$	$51^0 41' 07" E$
12E	خ هفده شهریور(شرق)	ترافیک نسبتا زیاد	$35^0 67' 37.3" N$	$51^0 44' 62.4" E$

روش نمونه برداری

به‌منظور جمع‌آوری نمونه‌های گردوغبار اتمسفری در هر نقطه، ۳ تله گرد و غبار(۳ تکرار) قرار داده شد. تله‌های گرد و غبار ظروف با قطر دهانه ۳۷ سانتی‌متر و عمق ۱۵ سانتی‌متر بودند و روی آن یک توری با مش ۲در۲ میلی‌متر برای جلوگیری از ورود فضولات پرندگان و مواد ناخواسته نصب شد. نمونه‌های گردوغبار به‌صورت ماهانه و در طول یکسال(چهار فصل) از محل‌های نمونه‌برداری جمع‌آوری شدند. نمونه‌ها پس از جمع-آوری و انتقال به آزمایشگاه در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد آون به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شده، سپس نمونه‌ها از الک ۰/۵میلی‌متری عبور داده شدند. ۰/۵ گرم نمونه گردوغبار توزین و در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد. سپس ۱۰ میلی‌لیتر اسید کلریدریک غلیظ و اسیدنیتریک (با نسبت ۳:۱) به نمونه‌ها اضافه گردید (۱۳). درب ارلن توسط ورقه آلومینیومی پوشانده شد و به مدت ۲۴ ساعت در دمای اطاق قرار گرفت. سپس ورقه آلومینیومی برداشته شد و درب ارلن با شیشه ساعت پوشانده شد و در دمای ۸۰ درجه به مدت دو ساعت حرارت داده شد. پس از سرد شدن نمونه‌ها و عبور از کاغذ صافی واتمن ۴۲ در بالن ۵۰ میلی‌لیتری ریخته و در نهایت با آب مقطر به حجم رسانده شد(۱۴). غلظت کل فلز روی توسط دستگاه ICP-MS قرائت شد. به‌منظور محاسبه مقدار گردوغبارهای فرونشست کرده و مقدار فلزات در هر فصل، مقادیر به دست آمده در ماه-های یک فصل (۳ماه) بایکدیگر جمع شده و درنهایت مقدار گردوغبار و مقدار فلزات در فصل به دست آمد.

ارزیابی ریسک سلامت

ارزیابی خطرات فلزات سنگین، فرآیندی چند مرحله‌ای است که در دو بخش ارزیابی خطرات سرطان‌زا و غیرسرطان‌زا و بر اساس روش ارزیابی خطر بهداشتی ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA) انجام شد (۱۵و ۱۶). در بررسی هر دو نوع خطرات سرطان‌زا و غیرسرطان‌زا، قرارگیری انسان در معرض فلزات از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب-پوستی مد نظر قرار گرفت و مقادیر جذب روزانه فلزات ADD(Average Daily Dose) در هر یک از مسیرها (معادلات ۱-۳) محاسبه گردید.

$$\mathrm{ADD_{Ing}} = \frac{C \times IngR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (۱)$$

$$\mathrm{ADD_{Inh}} = \frac{C \times InhR \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (۲)$$

$$\mathrm{ADD_{dermal}} = \frac{C \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (۳)$$

که در آن ADD_{Ing}، ADD_{Inh}، ADD_{dermal} به ترتیب مقدار میانگین جذب روزانه فلزات از طریق بلع، تنفس و تماس پوستی ($\mathrm{mg.Kg^{-1}day^{-1}}$) می باشد.

مقدار پارامترهای موجود در فرمول‌ها، توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا محاسبه و عرضه شده‌است. به‌عنوان نمونه در فرمول (۱)، که میزان جذب روزانه فلزات از مسیر بلع می باشد، مقدار IRing یا نرخ بلعیدن برای بزرگسالان ۱۰۰ و برای کودکان ۲۰۰ (میلی‌گرم در روز)، EF یا توالی قرار گرفتن در معرض گردوغبار برای هر دو گروه کودک و بزرگسال ۳۵۰ (روز در سال)، ED یا مدت زمان قرارگیری در معرض فلزات سنگین در گردوغبار برای بزرگسالان ۲۴ (سال) و برای کودکان ۶(سال)، BW یا وزن بدن برای بزرگسالان ۵۵/۹ و برای کودکان ۱۵(کیلوگرم) و AT یا مدت زمان قرارگیری در معرض هر مقدار فلز به طور میانگین، برای بزرگسالان (۲۴×۳۶۵) و برای کودکان (۶× ۳۶۵) روز محاسبه و درنظر گرفته شده‌است. با درنظر گرفتن مقادیر محاسبه شده هر یک از پارامترهای موجود در فرمول‌ها که توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (۱۵ و ۱۶) انجام شده است، برای محاسبه میزان جذب روزانه فلزات از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی کافی است غلظت فلز مورد نظر در گردوغبارهای اتمسفری را در فرمول جاگذاری کرده و میزان جذب را محاسبه نمود. پارامترهای موجود در محاسبه مقدار جذب روزانه فلزات از مسیرهای مختلف شامل:

C: غلظت فلزات در گرد و غبار (mg/Kg)، $\mathrm{IR_{ing}}$: نرخ بلع (mg/day)، $\mathrm{IR_{inh}}$: نرخ تنفس ($m^3 day^{-1}$)، SA: ناحیه‌ای از سطح‌پوست قرارگرفته در معرض فلزات (cm^2)، PEF : فاکتور انتشار فلزات در گردوغبار ($m^3 Kg^{-1}$)، EF: توالی قرارگرفتن در معرض گرد و غبار(day.$year^{-1}$)، ED: مدت-زمان قرارگیری در معرض فلزات سنگین در گرد و غبار(year)، CF: فاکتور تبدیل (Kg.m^{-1})، BW: وزن بدن(Kg)، AT: مدت زمان قرارگیری در معرض هر مقدار از فلزات به‌طور میانگین(day)، SL: فاکتور چسبندگی گردوغبار به پوست ($\mathrm{mg.cm^2}.day^{-1}$) و ABS: فاکتور جذب سطحی پوست (بدون واحد) می‌باشند. جزئیات هر پارامتر و مقادیر به‌کار گرفته‌شده آن‌ها در معادلات ارزیابی خطر(۱۷ و ۱۸) در جدول ۲ آمده است.

جدول ۲- راهنمای پارامترهای معادلات ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین در گردوغبار

Table 2. Guide of the parameters of the equations for assessing the risk of carcinogenicity and non-carcinogenicity of heavy metals in dust

پارامتر	واحد اندازه گیری	توصیف	بزرگسال	کودک
ABS	-	فاکتور جذب سطحی پوست	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱
SL	$mg.cm^2.day^{-1}$	فاکتور چسبندگی گردوغبار به پوست	۰/۷	۰/۲
AT	days	مدت زمان قراگیری در معرض هر مقدار از فلزات به طور میانگین	ED×۳۶۵	ED×۳۶۵
BW	Kg	وزن بدن	۵۵/۹	۱۵
CF	$Kg.m^{-1}$	فاکتور تبدیل	$^{-۶}$۱۰	$^{-۶}$۱۰
ED	year	مدت زمان قرارگیری در معرض فلزات سنگین در گرد و غبار	۲۴	۶
EF	$day.year^{-1}$	توالی قرار گرفتن در معرض گرد و غبار	۳۵۰	۳۵۰
PEF	m^3Kg^{-1}	فاکتور انتشار فلزات در گرد و غبار	۱/۳۶×۱۰^{۹}	۱/۳۶×۱۰^{۹}
SA	cm^2	ناحیه ای از سطح پوست قرار گرفته در معرض فلزات	۴۳۵۰	۱۶۰۰
IRing	$mg.day^{-1}$	نرخ بلع	۱۰۰	۲۰۰
IRinh	m^3day^{-1}	نرخ تنفس	۱۲/۸	۷/۶۳
C	$mg.Kg^{-1}$	غلظت فلزات در گرد و غبار	-	-

پس از محاسبه مقدار جذب روزانه فلزات برای هریک از مسیرها، خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کل مسیرها برای کودکان و بزرگسالان از تقسیم مجموع میزان ADD هر مسیر به مقدار مرجع سمیت آن فلز تعیین می گردد.

$$HQ_{(Hazard\ Quotient)} = \sum \frac{ADDi}{RfDi} \quad (۴)$$

کهHQ: خطر غیرسرطان‌زایی فلزات در هر مسیر

ADDi: مقدار جذب روزانه فلزات از هریک از مسیرهای قرار-گیری در معرض فلزات (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز).

RfDi: مقدار مرجع سمیت هر فلز از هر مسیر (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) (جدول ۲)

اگر $HQ \leq 1$ باشد با سلامت انسان ناسازگار نیست و اگر بزرگتر از یک باشد دارای اثرات نامطلوب بر سلامت انسان است(۱۹).

جدول ۳- مقدار مرجع سمیت فلز روی از مسیرهای بلع، تنفس و تماس پوستی

Table 3. Reference amount of Zinc toxicity from ingestion, inhalation and dermal contact

فلز	RfD_{der}	RfD_{inh}	RfD_{ing}
	$(mg.Kg^{-1}day^{-1})$		
روی	6×10^{-2}	3×10^{-1}	3×10^{-1}

مقدار شاخص خطر تجمعی غیرسرطان‌زایی (HI) کل فلزات برای هر دو گروه بزرگسال و کودک طبق معادله ۵ به‌دست می-آید.

$$HI_{(Hazard\ Index)} = \sum HQ \quad (۵)$$

ارزیابی خطر سرطان‌زایی هر یک از مسیرهای سه گانه برای فلز سرب با استفاده از معادله ۶ انجام می‌شود.

$$RI_{(Risk\ Index)} = \sum ADD_i \times SFi \quad (۶)$$

در معادله فوق، (RI) ریسک خطر سرطان‌زایی، ADDi مقادیر جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات و SFi فاکتور احتمال ابتلا به سرطان در هر واحد قرارگیری در معرض فلزات می باشد. در بیشتر منابع، فلز روی به عنوان فلزات سرطان‌زا شناخته نمی‌شوند (۲۰ و ۲۱). لذا در این تحقیق محاسبه RI صورت نپذیرفت و به محاسبه HI (شاخص خطر تجمعی غیر سرطانزایی) اکتفا شد.

نتیجه و بحث

مقدار گردوغبار اتمسفری، مقدار و غلظت روی

نتایج تجزیه واریانس تاثیر زمان نمونه‌برداری (فصل)، مکان و اثر متقابل زمان* مکان بر مقدار گردوغبارهای اتمسفری (گرم بر مترمربع در فصل)، مقدار فلز روی (میلی‌گرم بر مترمربع در فصل) و غلظت روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) موجود در گردوغبارهای اتمسفری در نقاط مختلف نمونه برداری در جدول ۴ آمده است. نتایج نشان داد که مکان نمونه‌برداری بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی دارای اثر معنی دار در سطح یک درصد بود. به این معنی که مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی در مناطق مختلف نمونه‌برداری دارای تفاوت معنی‌دار در سطح ۱٪ بوده است. همچنین نتایج نشان داد که تاثیر زمان نمونه-برداری (فصل‌های نمونه برداری) بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت فلز روی دارای اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ بوده است. نتایج تجزیه واریانس نشان داد اثر متقابل زمان*مکان نمونه برداری بر مقدار گردوغبار اتمسفری ، مقدار و غلظت فلز روی دارای اختلاف معنی دار در سطح ۱٪ بوده است.

جدول۴- نتایج تجزیه واریانس تاثیر مکان، زمان و اثر متقابل مکان*زمان بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی در گردوغبارهای اتمسفری

Table 4. ANOVA analyses results of the effect of sampling point, sampling time and point. Time on amount of dustfall, and Zn amount and concentration

منابع تغییرات	df	میانگین مربعات		
		مقدار گردوغبار($g/m^2.season$)	مقدار فلز($mg/m^2.season$)	غلظت فلز(mg/kg)
		روی	روی	روی
مکان	۴	۱/۴۸**	۹/۲۵۳ **	۸۰۵۹/۵۲**
زمان	۳	۱۹۸/۳۷**	۳۴۰۵/۰۸**	۴۵۰۴۷۹۷/۴۸**
مکان× زمان	۱۲	۰/۲۴۴**	۰/۵**	۵۲۱/۷۸**
خطا	۴۰	۰/۰۶۸	۰/۱۳	۳/۸۴۹
ضریب تغییرات(٪)	-	۱/۲۱	۱/۴۱	۰/۱۷۳

** و ns به ترتیب معنی داری در سطح یک درصد و از لحاظ آماری بی معنی است.

نتایج مقایسه میانگین اثر مستقل مکان و اثر مستقل زمان بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی در جدول ۵ آمده است. از نظر مکان نتایج مقایسه میانگین نشان داد بیشترین مقدار گردوغبار اتمسفری ۲۱/۸۴ ($g/m^2.season$) و بیشترین مقدار روی به ۲۶/۵۴ ($mg/m^2.season$) در نقطه 11E و کمترین میزان گردوغبار ۲۱/۰۳ (گرم بر مترمربع در فصل) و کمترین مقدار روی ۲۴/۳۱ (میلی گرم بر متر مربع در فصل) در نقطه 9W (واقع در تهرانسر) بود. همچنین نتایج نشان داد بیشترین غلظت روی در منطقه ۱۱ و ۱۱۶۱/۸۷ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین غلظت روی ۱۰۹۳/۸۹ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در نقطه 9W بود. از نظر زمان، مقایسه میانگین نشان داد بیشترین مقدار گردوغبار به میزان ۲۴/۰۸ (گرم بر متر مربع در فصل)، بیشترین مقدار روی ۴۱/۴۳ (میلی‌گرم بر مترمربع در فصل) و بیشترین غلظت روی ۱۸۰۲/۹۴ (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

در فصل پاییز بود و ترتیب کاهش مقدار گردوغبار و مقدار غلظت روی به ترتیب پاییز> تابستان> بهار> زمستان بود. کمترین مقدار گردوغبار فرونشست کرده در فصل زمستان و به میزان ۱۶/۲۵ ($g/m^2.season$)، کمترین مقدار روی در زمستان ۹/۴۶ ($mg/m^2.season$) و کمترین غلظت روی در فصل زمستان ۵۸۱/۹۷ (mg/kg) بود.

جدول ۵- مقایسه میانگین اثر مستقل مکان و اثر مستقل زمان بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی.

Table 5. Comparison of the mean independent effect of location and the independent effect of time on the amount of dust, amount and concentration of zinc.

		مقدار گردوغبار ($g/m^2.season$)	مقدار فلز ($mg/m^2.season$)	غلظت فلز (mg/kg)
			روی	روی
مکان	9W	^{c} ۲۱/۰۳	^{e}۲۴/۳۱	^{e}۱۰۹۳/۸۹
	9E	^{b} ۲۱/۲۸	^{d}۲۴/۹۶	^{d}۱۱۱۳/۸۲
	10E	^{b} ۲۱/۴۳	^{c}۲۵/۶۵	^{c}۱۱۳۵/۴۱
	11E	^{a} ۲۱/۸۴	^{a}۲۶/۵۴	^{a}۱۱۶۱/۸۷
	12E	^{a} ۲۱/۸۳	^{b}۲۶/۰۳	^{b}۱۱۳۹/۱
زمان	زمستان	^{d} ۱۶/۲۵	^{d}۹/۴۶	^{d}۵۸۱/۹۷
	بهار	^{c} ۲۱/۷۸	^{c}۱۷/۴۵	^{c}۸۰۱/۱۹
	تابستان	^{b} ۲۳/۸۲	^{b}۳۱/۶۷	^{b}۱۳۲۹/۱
	پاییز	^{a} ۲۴/۰۸	^{a}۴۳/۴۱	^{a}۱۸۰۲/۹۴

نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل مکان در زمان بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی در جدول ۶ آمده است. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که بیشترین مقدار گردوغبار اتمسفری در فصل پاییز و در نقاط 10E، 11E و 12E به میزان ۲۴/۲۳ (گرم بر مترمربع در فصل) و در فصل تابستان در نقاط 11E و 12E به ترتیب ۲۴/۱ (گرم بر مترمربع در فصل) و کمترین مقدار گردوغبار در فصل زمستان و در نقطه 9W به میزان ۱۵/۳۳ (گرم بر مترمربع در فصل) مشاهده شد. نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل مکان در زمان نشان داد بیشترین مقدار فلز روی در فصل پاییز و در نقاط 10E، 11E و 12E و به میزان ۴۴/۳۵ (میلی‌گرم بر مترمربع در فصل) و کمترین مقدار آن در فصل زمستان و در نقطه 9W به میزان ۸/۵۵ (میلی‌گرم بر مترمربع در فصل) مشاهده شد. بیشترین غلظت روی در پاییز در نقطه 11E ۱۸۳۵/۳ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین غلظت روی در فصل زمستان و در 9W ۵۵۸/۲۳ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. بیشترین میزان گرد و غبار و فلزات-سنگین در مرکز شهر مشاهده شد. نتایج نشان داد میانگین مقدار فرونشست‌های اتمسفری و مقدار فلزات در فصل زمستان کمتر از تابستان و پاییز بود که می‌توان علت آن را بارندگی‌های مداوم در زمستان دانست. علت بالا بودن غلظت روی در گردوغبارهای اتمسفری مربوط به استفاده گسترده از مواد پوشش‌دهنده سقف‌ها و اجزای گالوانیزه استفاده‌شده در ساختمان‌ها، استفاده از افزودنی‌های حاوی روی به روغن موتور وسایل نقلیه، استهلاک و خوردگی تایر اتومبیل‌ها می باشد (۲۲و۲۳). به‌طور کلی مقدار فلزات سنگین در نقاط غربی‌تر در تمام فصول کمتر از نقاط شرقی‌تر بود. از نظر پراکندگی صنایع در سطح استان‌های کشور، حدود ۴۰ درصد از این صنایع در استان تهران واقع شده‌اند. بیش از ۷۰۰۰ واحد صنعتی در تهران وجود دارد که۳۰٪ از آن‌ها در غرب، ۵۴٪ در جنوب و ۱۶درصد آن در شرق تهران تاسیس شده است (صفوی و

علیجانی، ۱۳۸۵). از آنجایی که مراکز صنعتی و کارخانجات بزرگ شهر در غرب تهران مستقرند، جریان‌های غربی، آلاینده‌ها را به سمت مرکز شهر هدایت می‌کند. به‌علت غربی بودن جریان بادغالب و استقرار بخش مهمی از صنایع استان تهران، در غرب شهر تهران، غالب آلودگی‌های ناشی از صنایع مستقر در غرب تهران به‌سمت مرکز شهر رانده می‌شود. کوه‌های شمال و شمال شرق تهران مانع خروج آلودگی‌ها از طریق جریان باد می‌شوند، در نتیجه هوای نواحی مرکزی شهر به‌خاطر انباشته شدن آلودگی‌های ناشی از خودروها، انواع دودکش‌ها و آلودگی‌های منتقل شده از حومه شهر، آلوده‌تر می‌شوند. سایش لاستیک خودروها مقدار زیادی عنصر روی وارد محیط می‌کند. Sun و همکاران (۲۰۱۴) در بررسی غلظت فلزات‌سنگین در چین بیان کردند که غلظت فلز روی در زمستان، ۴۷۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در تابستان، ۴۳۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود (۲۴). Wu و همکاران (۲۰۰۷) بیان کردند که از سال ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۵ ترتیب غلظت فلزات‌سنگین موجود در گردوغبارهای اتمسفری در آسیا به ترتیب Zn> Pb> Cu> Mn> Cr بوده است (۲۵).

جدول ۶- اثر متقابل زمان در مکان بر مقدار گردوغبار، مقدار و غلظت روی

Table 6. Interaction of time in place on dust content, amount and concentration of Zinc

زمان*مکان		مقدار گردوغبار($g/m^2.season$)	مقدار فلز($mg/m^2.season$)	غلظت فلز (mg/kg)
			روی	روی
زمستان	9W	^{g}۱۵/۳۳	^{l} ۸/۵۵	^{r}۵۵۸/۲۳
	9E	^{f} ۱۵/۸۷	^{kl} ۹/۰۹	^{q} ۵۷۳/۱۶
	10E	^{f} ۱۶	^{k}۹/۳۷	^{p} ۵۸۵/۷۳
	11E	^{e} ۱۷	^{j}۱۰/۲۳	^{o} ۶۰۲/۱۴
	12E	^{e} ۱۷/۰۶	^{j}۱۰/۰۷	^{n}۵۹۰/۶
بهار	9W	^{d} ۲۱/۴۳	^{i}۱۶/۷	^{m}۷۷۹/۴
	9E	^{cd} ۲۱/۷	^{hi}۱۷/۱۸	^{l}۷۹۱/۹۶
	10E	^{cd} ۲۱/۷	^{gh}۱۷/۴۹	^{k} ۸۰۶/۳۶
	11E	^{c} ۲۲/۰۶	^{g} ۱۸/۰۸	^{j}۸۱۹/۵۶
	12E	^{c}۲۲	^{gh}۱۷/۷۹	^{k}۸۰۸/۶۶
تابستان	9W	^{b} ۲۳/۵۶	^{f}۳۰/۱۱	^{i} ۱۲۷۷/۶۶
	9E	^{b} ۲۳/۵۶	^{f}۳۰/۶۸	^{h}۱۳۰۲/۰۶
	10E	^{ab} ۲۳/۸	^{e} ۳۱/۷۷	^{g}۱۳۳۵/۲۶
	11E	^{a} ۲۴/۱	^{d}۳۳/۵	^{e} ۱۳۹۰/۴۶
	12E	^{a} ۲۴/۱	^{e}۳۲/۳	^{f} ۱۳۴۰/۴۳
پاییز	9W	^{ab} ۲۳/۸	^{c} ۴۱/۸۹	^{d}۱۷۶۰/۲۶
	9E	^{a} ۲۴	^{b} ۴۲/۹۱	^{c} ۱۷۸۸/۱
	10E	^{a} ۲۴/۱۶	^{a} ۴۳/۹۶	^{b}۱۸۱۴/۳
	11E	^{a} ۲۴/۲۳	^{a}۴۴/۳۵	^{a} ۱۸۳۵/۳
	12E	^{a} ۲۴/۲	^{a}۴۳/۹۶	^{b}۱۸۱۶/۷

ارزیابی ریسک سلامت

نتایج تجزیه واریانس تاثیر مکان نمونه‌برداری، زمان نمونه‌برداری و اثر متقابل مکان در زمان نمونه برداری بر HQ بلع، HQ - تنفس، HQ جذب پوستی و HI برای هر دو گروه بزرگسال و کودک در جدول ۷ نشان داده شده است. نتایج تجزیه واریانس برای فلز روی نشان داد که، اثر مکان نمونه برداری بر HQ بلع، HI برای هر دو گروه بزرگسال و کودک و بر HQ جذب پوستی هر دو گروه دارای اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ بود در حالی‌که مکان نمونه برداری برای HQ تنفس در کودک و بزرگسال از لحاظ آماری اختلاف معنی‌دار نداشت. اثر زمان نمونه برداری فلز روی، بجز HQ تنفس در بقیه پارامترهای HQ بلع، جذب پوستی و HI دارای اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ بود که نشان می‌دهد HQ بلع، جذب پوستی و HI در کودکان و بزرگسالان در فصل‌های مختلف نمونه برداری دارای اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ بودند. اثر متقابل مکان در زمان برای فلز روی در پارامتر HQ بلع، جذب پوستی و HI دارای اختلاف معنی دار در سطح ۱٪ بود اما برای HQ تنفس ، اثر متقابل زمان در مکان از لحاظ آماری اختلاف معنی داری نداشت.

جدول ۷- نتایج تجزیه واریانس اثر مکان، زمان و اثر متقابل مکان در زمان بر ریسک سلامت روی.

Table 7. ANOVA results of place, time and place-time interaction on health risk.

درجه آزادی	منابع تغییرات	مکان	زمان	مکان * زمان	خطا	ضریب تغییرات٪
		۴	۳	۱۲	۴۰	
HQ_{ing}	بالغ	E-7** ۲/۶۳	0**	E-8**۱/۷	E-10۱/۲۵	۰/۱۷
	کودک	E-5**۱/۴۶	**۰/۰۰۸	E-7** ۹/۴۷	۶/۹۹ E-09	۰/۱۷۴
HQ_{inh}	بالغ	0 ^{ns}	0 ^{ns}	0 ^{ns}	E-18۱/۱۱	۰/۱۷۲
	کودک	0 ^{ns}	0 ^{ns}	0 ^{ns}	E-18۵/۵	۰/۱۷۴
HQ_{derm}	بالغ	E-9**۶/۱۱	E-6** ۳/۴۲	۳/۹۶ E-10**	E-12۲/۹۲	۰/۱۷۲
	کودک	۹/۳۶ E-10**	E-7** ۵/۲۳	**0	E-13 ۴/۴۷	۰/۱۷۳
HI	بالغ	E-7** ۳/۵	0**	** E-08۲/۲۶	E-10۱/۶۷	۰/۱۷۴
	کودک	E-5**۱/۴۸	**۰/۰۰۸	E-7**۹/۶۳	۷/۱ E-09	۰/۱۷۵

نتایج مقایسه میانگین اثر مکان نمونه برداری بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای فلز روی در جدول ۸ نشان داده شده است. از نظر مکان نمونه برداری، مقایسه میانگین نشان داد بیشترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای فلز روی و برای هر دو گروه کودک و بزرگسال در نقطه 11E بود. بیشترین مقدار HQ بلع، HQ تنفس و HQ جذب پوستی فلز روی در بزرگسالان به ترتیب (E-03 ۶/۶)، (E-07 ۶/۲۵) و (E-03 ۱/۰۱) و بیشترین مقدار HQ بلع، HQ تنفس و HQ جذب پوستی فلز روی در کودکان به ترتیب (E-02 ۴/۹)، (E-06 ۱/۳۸) و (E-04 ۳/۹۶) بود. بیشترین مقدار HI فلز روی در افراد بالغ و کودکان به ترتیب (E-03 ۷/۶۵) و (E-02 ۴/۹) بود. مقایسه میانگین نشان داد کمترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی و برای هر دو گروه کودک و بزرگسال در نقطه 9W بود. در مورد فلز روی کمترین مقدار کمترین مقدار HQ بلع، تنفس و جذب پوستی برای بزرگسالان به ترتیب E-03 ۶/۲، E-07 ۵/۸ و E-04 ۹/۵۳ و کمترین مقدار کمترین مقدار HQ بلع، تنفس و جذب پوستی برای کودکان به ترتیب E-02 ۴/۶، E-06 ۱/۳ و E-04 ۳/۷۲ بود. کمترین مقدار HI روی برای افراد بالغ و کودکان به ترتیب E-03 ۷/۲ و E-02 ۴/۶ بود.

جدول ۸-اثر مکان بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی

Table 8. Effect of location on HQing, HQinh, HQderm and HI parameters for zinc

	مکان	روی					
		9W	9E	10E	11E	12E
HQ_{ing}	بالغ	E-03^{e} ۶/۲	E-03^{d} ۶/۳	E-03^{c} ۶/۴	E-03^{a}۶/۶	E-03^{b} ۶/۵
	کودک	E-02^{e} ۴/۶	E-02^{e} ۴/۶	E-02^{c} ۴/۸۳	E-02^{a} ۴/۹	E-03^{b} ۶/۵
HQ_{inh}	بالغ	E-07^{e} ۵/۸	E-07^{d} ۵/۹۹	E-07^{c} ۶/۱۱	E-07^{a} ۶/۲۵	E-07^{b} ۶/۱۳
	کودک	E-06^{e} ۱/۳	E-06^{d} ۱/۳۳	E-06^{c} ۱/۳۵	E-06^{a} ۱/۳۸	E-06^{b} ۱/۳۶
HQ_{derm}	بالغ	E-04^{e} ۹/۵۳	E-04^{d} ۹/۷	E-04^{c} ۹/۸۹	E-03^{a} ۱/۰۱	E-04^{b} ۹/۹۲
	کودک	E-04^{e} ۳/۷۲	E-04^{d} ۳/۷۹	E-04^{c} ۳/۸۷	E-04^{a} ۳/۹۶	E-04^{b} ۳/۸۸
HI	بالغ	E-03^{e} ۷/۲	E-03^{d} ۷/۳۳	E-03^{c} ۷/۴۸	E-03^{a} ۷/۶۵	E-03^{b} ۷/۵
	کودک	E-02^{e} ۴/۶	E-02^{d} ۴/۷	E-02^{c} ۴/۸۷	E-02^{a} ۴/۹	E-02^{b} ۴/۸۹

نتایج مقایسه میانگین اثر زمان نمونه برداری بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای فلز روی در جدول ۹ نشان داده شده است. از نظر زمان نمونه برداری، نتایج مقایسه میانگین نشان داد بیشترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی و برای هر دو گروه کودک و بزرگسال در فصل پاییز بوده است. بیشترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh} و HQ_{derm} فلز روی برای افراد بالغ به ترتیب E-02۱، E-06 ۹/۷ و E-03 ۱/۵۷ بود. بیشترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh} و HQ_{derm} فلز روی برای کودکان به ترتیب E-02 ۷/۶، E-06 ۲/۱۵و E-04 ۴/۵۳ و در فصل پاییز بود. بیشترین مقدار HI فلز روی در بزرگسالان و کودکان به ترتیب E-02 ۱/۱۸ و E-02 ۵/۷ بود. کمترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی و برای هر دو گروه کودک و بزرگسال در فصل زمستان سال ۱۳۹۷ بوده است. کمترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh} و HQ_{derm} روی در فصل زمستان و برای افراد بزرگسال به ترتیب E-03 ۳/۳، E-06 ۳/۱۳ و E-04 ۵/۰۷ و برای کودکان به ترتیب E-02 ۲/۴، E-07 ۶/۹۵ و E-04 ۱/۹۸ بود. کمترین میزان شاخص خطر فلز روی در فصل زمستان و برای افراد بالغ و بزرگسال به ترتیب E-03 ۳/۸۳ و E-02 ۲/۵ بود که از حد مجاز فاصله داشت و خطر بیماری افراد را تهدید نمی کرد.

جدول ۹- اثر زمان بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی

Table 9. Effect of Time on HQing, HQinh, HQderm and HI parameters for Zinc

	زمان	روی			
		زمستان	بهار	تابستان	پاییز
HQ_{ing}	بالغ	E-03^{d} ۳/۳	E-03^{c} ۴/۵	E-03^{b} ۷/۶	E-02^{a} ۱
	کودک	E-02^{d} ۲/۴	E-02^{c} ۳/۴	E-02^{b} ۵/۶	E-02^{a} ۷/۶
HQ_{inh}	بالغ	E-06^{d} ۳/۱۳	E-06^{c} ۴/۳۱	E-06^{b} ۷/۱۵	E-06^{a} ۷/۹
	کودک	E-07^{d} ۷/۹۵	E-07^{c} ۹/۵۷	E-06^{b} ۱/۵	E-06^{a} ۲/۱۵
HQ_{derm}	بالغ	E-04^{d} ۵/۰۷	E-04^{c} ۶/۹۸	E-03^{b} ۱/۱۵	E-03^{a} ۱/۵۷
	کودک	E-04^{d} ۱/۹۸	E-04^{c} ۲/۷۳	E-04^{b} ۶/۱۴	E-04^{a} ۴/۵۳
HI	بالغ	E-03^{d} ۳/۸۳	E-03^{c} ۵/۲۷	E-03^{b} ۸/۷۵	E-02^{a} ۱/۱۸
	کودک	E-02^{d} ۲/۵	E-02^{c} ۳/۴	E-02^{b} ۷/۷	E-02^{a} ۵/۷

نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل مکان در زمان بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای فلز روی در جدول ۱۰ نشان داده شده است. نتایج مقایسه میانگین نشان داد بیشترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI روی درفصل پاییز و در نقطه 11E و کمترین مقدار HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI در فصل زمستان و درنقطه 9W بوده است. بیشترین میزان HQ روی، از مسیربلع در افراد بالغ (E-02 ۱/۰۴) و در کودکان (E-02 ۷/۸۲)، بیشترین مقدار HQ روی، از مسیر تنفس برای بزرگسالان(E-07 ۹/۸۷) و برای کودکان (E-07 ۲/۱۹) و بیشترین مقدار HQروی، از طریق جذب پوستی در افراد بالغ (E-04 ۱/۵۹) و در کودکان (E-04 ۲۵/) بود. میزان HI فلز روی، در پاییز در بزرگسالان و کودکان کمتر از حد مجاز بوده و خطر سلامت افراد وجود نداشته است. نتایج مقایسه میانگین نشان داد کمترین مقدار پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای روی در فصل زمستان و در منطقه تهرانسر بود. کمترین مقدار HQ بلع، تنفس و جذب پوستی برای فلز روی در بزرگسالان به ترتیب E-03 ۳/۱۹، E-07 ۳، و E-04 ۴/۸۶ بود. کمترین مقدار HQ بلع، تنفس و جذب پوستی برای فلز روی در کودکان به ترتیب E-02 ۲/۳، E-07 ۶/۶۷ و E-04 ۱/۹ بود. کمترین مقدار HI فلز روی، در فصل زمستان و در منطقه تهرانسر برای بزرگسالان و کودکان به ترتیب E-03 ۳/۶۷ و E-02 ۲/۳ بود. میزان HQ و HI در فصل پاییز برای روی در کودکان و بزرگسالان بیشتر از زمستان، بهار و تابستان بود میزان HQ و HI فلز روی در پاییز، ۱/۲۲ برابر تابستان،۲ برابر بهار و ۳ برابر HQ و HI روی در زمستان بود. میزان HQ از مسیر بلع و تنفس برای روی، در کودکان بیشتر از بزرگسالان بود به طوریکه میزان HQ سرب از مسیر بلع در کودکان ۷/۳ برابر بزرگسالان و از مسیر تنفس، ۲/۲۲ برابر بزرگسالان بود. میزان HQ روی از مسیر بلع در کودکان ۷/۵و از مسیر تنفس، ۲/۲۲ برابر بزرگسالان بود. اما میزان HQ از مسیر جذب پوستی در بزرگسالان بیشتر از کودکان بود و جذب پوستی روی در بزرگسالان۲/۶۶ برابر کودکان بود. میزان شاخص خطر(HI) روی در کودکان ۶/۶ برابر بیشتر از بزرگسالان بود. مقادیر HQ از مسیرهای مختلف جذب روزانه و HI برای روی در نقاط مختلف نمونه برداری در فصل های مختلف نشان می‌دهدکه بیشترین مقدار HQ برای روی، برای هر دو گروه افراد بالغ و کودکان از مسیر بلع بود. ترتیب کاهش میزان HQ برای فلز روی مسیر بلع>مسیر تماس‌پوستی>مسیر تنفس بود. میزان مشارکت مقدار HQ بلع در مقدار HI بالاتر از سایر مسیرها بود وبرای فلز روی ۸۶٪ مقدار HI از مسیر بلع بود. نتایج مشابهی هم در مطالعات گذشته بر روی گردوغبارهای اتمسفری، به‌دست آمده است (۲۲،۲۶ و ۲۷). بنابراین می‌توان نتیجه‌گرفت که در محیط-زیست شهری تهران، مسیر بلع گردوغبار تاثیر زیادی بر سلامت انسان‌ها دارد.

جدول ۱۰- اثر متقابل مکان در زمان بر پارامترهای HQ_{ing}، HQ_{inh}، HQ_{derm} و HI برای فلز روی

Table 10- Effect of location. Time interaction on HQing, HQinh, HQderm and HI parameters for Zinc

روی		HQ_{ing}		HQ_{inh}		HQ_{derm}		HI	
زمان*مکان		بالغ	کودک	بالغ	کودک	بالغ	کودک	بالغ	کودک
زمستان	9W	۳/۱۹E-03^{r}	۲/۳ E-02^{r}	۳ E-07^{r}	۶/۶۷ E-07^{r}	۴/۸۶ E-04^{r}	۱/۹ E-05^{r}	۳/۶۷ E-03^{r}	۳/۳ E-02^{r}
	9E	۳/۲۷E-03^{q}	۲/۴۴ E-02^{q}	۳/۰۸ E-07^{q}	۶/۸۵ E-07^{q}	۴/۹۹ E-04^{q}	۱/۹۵ E-05^{q}	۳/۷۷ E-03^{q}	۲/۴ E-02^{q}
	10E	۳/۳۴E-03^{p}	۲/۴۹ E-02^{p}	۳/۱۵ E-07^{p}	۷ E-07^{p}	۵/۱ E-04^{p}	۱/۹۹ E-05^{p}	۳/۸۵ E-03^{p}	۲/۵۱ E-02^{p}
	11E	۳/۴۴ E-03^{n}	۲/۵۶ E-02^{n}	۳/۲۴ E-07^{n}	۷/۱۹ E-07^{n}	۵/۲۴ E-04^{n}	۲/۰۵ E-05^{n}	۳/۹۶ E-03^{n}	۲/۵۸ E-02^{n}
	12E	۳/۳۷ E-03^{o}	۲/۵۱ E-02^{o}	۳/۱۷ E-07^{o}	۷/۰۶E-07^{o}	۵/۱۴ E-04^{o}	۲/۰۱ E-05^{o}	۳/۸۹ E-03^{o}	۲/۵۳ E-02^{o}
بهار	9W	۴/۴۵ E-03^{m}	۳/۳۲ E-02^{m}	۴/۱۹ E-07^{m}	۹/۳۱ E-07^{m}	۶/۷۹ E-04^{m}	۲/۶۵ E-04^{m}	۵/۱۳ E-03^{m}	۳/۳ E-02^{m}
	9E	۴/۵۲ E-03^{l}	۳/۳۷ E-02^{l}	۴/۲۶ E-07^{l}	۹/۴۶ E-07^{l}	۶/۹ E-04^{l}	۲/۷ E-04^{l}	۵/۲۱ E-03^{l}	۳/۴ E-02^{l}
	10E	۴/۶۱ E-03^{k}	۳/۴۳ E-02^{k}	۴/۳۴ E-07^{k}	۹/۶۴ E-07^{k}	۷ E-04^{k}	۲/۷۴ E-04^{k}	۵/۳۱ E-03^{k}	۳/۴۶ E-02^{k}
	11E	۴/۶۸ E-03^{j}	۳/۴۹ E-02^{j}	۴/۴۱ E-07^{j}	۹/۷۹ E-07^{j}	۷/۱۴ E-04^{j}	۲/۷۹ E-04^{j}	۵/۴ E-03^{j}	۳/۵ E-02^{j}
	12E	۴/۶۲ E-03^{k}	۳/۴۴ E-02^{k}	۴/۳۴ E-07^{k}	۹/۶۶ E-07^{k}	۷ E-04^{k}	۲/۷۵ E-04^{k}	۵/۳۲ E-03^{k}	۳/۴۷ E-02^{k}
تابستان	9W	۷/۳ E-03^{i}	۵/۴۴ E-02^{i}	۶/۸۷ E-07^{i}	۱/۵۲ E-06^{i}	۱/۱۱ E-03^{i}	۴/۳۵ E-04^{i}	۸/۴۱ E-03^{i}	۵/۴۸ E-02^{i}
	9E	۷/۴ E-03^{h}	۵/۵۴ E-02^{h}	۷ E-07^{h}	۱/۵۵ E-06^{h}	۱/۱۳ E-03^{h}	۴/۴۳ E-04^{h}	۸/۵۸E-03^{h}	۵/۵۹E-02^{h}
	10E	۷/۶۳ E-03^{g}	۵/۶۹ E-02^{g}	۷/۱۸ E-07^{g}	۱/۵۹ E-06^{g}	۱/۱۶ E-03^{g}	۴/۵۵ E-04^{g}	۸/۷۹E-03^{g}	۵/۷۳ E-02^{g}
	11E	۷/۹۵ E-03^{e}	۵/۹۲ E-02^{e}	۷/۴۸ E-07^{e}	۱/۶۶ E-06^{e}	۱/۲۱ E-03^{e}	۴/۷۴ E-04^{e}	۹/۱۶ E-03^{e}	۵/۹۷ E-02^{e}
	12E	۷/۶۶ E-03^{f}	۵/۷۱ E-02^{f}	۷/۲۱ E-07^{f}	۱/۶ E-06^{f}	۱/۱۶ E-03^{f}	۴/۵۷ E-04^{f}	۸/۸۳ E-03^{f}	۵/۷۵ E-02^{f}
پاییز	9W	۱ E-02^{d}	۷/۵ E-02^{d}	۹/۴۷ E-07^{d}	۲/۱ E-06^{d}	۱/۵۳ E-03^{d}	۶ E-04^{d}	۱/۱۵ E-02^{d}	۷/۵۶ E-02^{d}
	9E	۱/۰۲ E-02^{c}	۷/۶۲ E-02^{c}	۹/۶۲ E-07^{c}	۲/۱۳ E-06^{c}	۱/۵۵ E-03^{c}	۶/۰۹ E-04^{c}	۱/۱۷ E-02^{c}	۷/۶۸ E-02^{c}
	10E	۱/۰۳ E-02^{b}	۷/۷۳ E-02^{b}	۹/۷۶ E-07^{b}	۲/۱۶۹ E-06^{b}	۱/۵۸ E-03^{b}	۶/۱۸ E-04^{b}	۱/۱۹ E-02^{b}	۷/۷۹ E-02^{b}
	11E	۱/۰۴ E-02^{a}	۷/۸۲E-02^{a}	۹/۸۷ E-07^{a}	۲/۱۹ E-06^{a}	۱/۵۹ E-03^{a}	۶/۲۵ E-04^{a}	۱/۲ E-02^{a}	۷/۸۸ E-02^{a}
	12E	۱/۰۳ E-02^{b}	۷/۷۴ E-02^{b}	۹/۷۷ E-07^{b}	۲/۱۷ E-06^{b}	۱/۵۸ E-03^{b}	۶/۱۹ E-04^{b}	۱/۱۹ E-02^{b}	۷/۸ E-02^{b}

ارزیابی پارامترهای ریسک سلامت در فصل زمستان

بیشترین میزان HQروی، از مسیر بلع برای بزرگسالان و کودکان به‌ترتیب(۳/۴۴ E-03) و(۲/۵۶ E-02) و بیشترین میزان HQ-روی، از مسیر تنفس برای بزرگسالان و کودکان به‌ترتیب (۳/۲۴ E-07) و (۷/۱۹ E-07) بود. بیشترین میزان HQروی، از مسیر جذب‌پوستی برای بزرگسالان(۵/۲۴ E-04) و برای کودکان (۲/۰۵ E-04)در بود. میزان HQ از مسیر بلع و تنفس در کودکان بیشتر از بزرگسالان بود . میزان HQ روی، از مسیر بلع در کودکان، ۷/۳۳و از مسیر تنفس، ۲/۲۲ برابر بزرگسالان بود. اما میزان HQ از مسیر جذب پوستی در بزرگسالان بیشتر از کودکان بود و جذب پوستی روی در بزرگسالان ۲/۵ برابر کودکان بود. میزان شاخص خطرغیرسرطان‌زا (HI) روی در کودکان ۶/۵ برابر بیشتر از بزرگسالان بود. مقدار HQ و شاخص خطر در هر دو گروه در فصل زمستان، کمتر از حد مجاز بود مطالعات انجام شده در آنگولا (۲۸)، ترکیه (۲۹)، استرالیا (۳۰) و سریلانکا (۳۱) نیز نتایج مشابهی به‌دست آوردند. بنابراین اگرچه روی موجب آلودگی هوا می‌شوند، اما در زمستان ۱۳۹۷ تاثیر نهایی شدید بر سلامت

انسان‌ها نداشتند. بنابراین پتانسیل ریسک سلامت برای بزرگسالان و کودکان از طریق آلودگی اتمسفری در فصل زمستان، از اهمیت زیادی برخوردار نبود. در مقایسه با کودکان، ریسک سلامت برای بزرگسالان کمتر بود.

ارزیابی ریسک سلامت در فصل بهار

مقادیر HQ از مسیرهای مختلف جذب روزانه و HI برای دو عنصر سرب و روی در نقاط مختلف نمونه‌برداری در فصل بهار نشان می دهد بیشترین مقدار پارامترها در نقطه 11E بود. بیشترین مقدار HQ برای روی، برای هر دو گروه افراد بالغ و کودکان از مسیر بلع بود. میزان مشارکت مقدار HQ بلع، در مقدار HI بالاتر از سایر مسیرها بود و برای فلز سرب بیش از ۸۲/۵٪ و برای فلز روی بیش از ۸۶٪ مقدار HI، از مسیر بلع بود. این نتایج با یافته‌های(۳۲و۳۳) هماهنگ است. بلعیدن ذرات معلق گردوغبار اصلی‌ترین راه در معرض قرار گرفتن فلزات سنگین است که اثرات منفی بر سلامت انسان می‌گذارد (۲۰). بیشترین میزان HQ روی، از مسیر بلع برای افراد بالغ (E-03 ۴/۶۸) در نقطه 11E و برای کودکان(E-02 ۳/۴۹) در خمان نقطه، بیشترین میزان HQ روی، از مسیر تنفس در بزرگسالان (E-07 ۴/۴۱) و در کودکان(E-07 ۹/۷۹) و بیشترین میزان HQ روی، از طریق جذب پوستی (E-04 ۷/۱۴) برای بزرگسالان و(E-04 ۲/۷۹) برای کودکان بود. میزان HQ از مسیر بلع و تنفس برای روی، در کودکان بیشتر از بزرگسالان بود میزان HQ روی، از مسیر بلع در کودکان، ۴۵/ ۷و از مسیر تنفس، ۲/۲۲ برابر بزرگسالان بود. اما میزان HQ از مسیر جذب پوستی در بزرگسالان بیشتر از کودکان بود و جذب پوستی روی در بزرگسالان ۲/۵ برابر کودکان بود. میزان شاخص خطر(HI) روی در کودکان ۶/۵ برابر بیشتر از بزرگسالان بود. . در فصل بهار میزان HQ از هر سه مسیر بلع، تنفس و تماس پوستی و شاخص‌خطر غیرسرطان‌زای روی بیشتر از فصل زمستان بود. میزان HQ روی در بهار از مسیر بلع، ۱/۴۶، مسیر تنفس و تماس پوستی ۱/۴۲ برابر زمستان و شاخص‌خطر غیرسرطان‌زای روی، برای کودکان و بزرگسالان در بهار ۱/۵ برابر زمستان بود. نورپور و صدری جهانشاهی (۱۳۹۲) با بررسی غلظت و ریسک‌سلامت فلزات‌سنگین در طول خیابان انقلاب در تهران بیان کردند که نرخ آلودگی به فلزات‌سنگین در طول خیابان از میدان‌انقلاب تا میدان امام‌حسین تقریبا به‌یک میزان است و در چهارراه ولیعصر کمی بیشتر از باقی نقاط است و نرخ ابتلا به بیماری‌های غیرسرطانی زیر یک گزارش شد که نشان‌دهنده ایجاد نکردن مشکلات اضافی ناشی از فلزات سنگین در منطقه است (۳۴).

ارزیابی ریسک سلامت در فصل تابستان

بیشترین مقدار HQ از تمام مسیرها برای هر دوعنصر روی، در تابستان برای هر دو گروه افراد بالغ و کودکان از مسیر بلع و در نقطه 11E بود. بیشترین میزان HQ روی، از مسیر بلع در نقطه 11E برای بزرگسالان برابر (E-03 ۷/۹۵) و برای کودکان (E-02 ۵/۹۲) بود. بیشترین میزان HQروی، از مسیر تنفس برای بزرگسالان (E-07 ۷/۴۸) و برای کودکان (E-07 ۱/۶۶) بود. بیشترین میزان HQ فلز روی، از مسیر جذب پوستی برای بزرگسالان (E-03 ۱/۲۱) و برای کودکان (E-04 ۶) بود. میزان شاخص‌خطر غیرسرطان‌زای روی در تابستان برای بزرگسالان در بیشترین حالت (E-03 ۹/۱۶) و برای کودکان (E-02 ۵/۹۷) بود. میزان HQ از مسیر بلع و تنفس ، در کودکان بیشتر از بزرگسالان بود به‌طوری‌که میزان HQ روی، از مسیر بلع در کودکان، ۴۵/ ۷و از مسیر تنفس، ۲/۲۲ برابر بزرگسالان بود. اما میزان HQ از مسیر جذب پوستی در بزرگسالان بیشتر از کودکان بود و جذب پوستی روی در بزرگسالان ۲/۵ برابر کودکان بود. میزان شاخص خطر(HI) روی در کودکان ۶/۴۷ برابر بیشتر از بزرگسالان بود. شاخص‌خطر غیرسرطان‌زای روی در بزرگسالان و کودکان کمتر از حد مجاز بود. میزان HQ و HI در فصل تابستان برای روی در کودکان و بزرگسالان بیشتر از بهار و زمستان بود به‌طوری‌که میزان HQ و HI فلز روی، در تابستان، ۱/۶ برابر بهار و ۲/۴ برابر فصل زمستان بود.

نتیجه گیری و بحث

در تحقیقی که Li و همکاران (۲۰۱۵) بر روی گرد و غبارهای خیابانی در محوطه معدن در شمال چین انجام دادند بیان کردند، که بلع اولین مسیر برای در معرض قرارگرفتن فلزات سنگین است

(۳۵). در تحقیقاتی که Weerasundra و همکاران (۲۰۱۸) در سریلانکا (۳۱)، Ma و همکاران (۲۰۱۶) در استرالیا (۳۰)، Du و همکاران (۲۰۱۳) در چین (۲۷) انجام دادند، بیان کردند که میزان HQ و HI از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی برای روی، در کودکان و افراد بالغ در طول مدت نمونه‌برداری زیر حد مجاز بوده است و خطری سلامت افراد را تهدید نمی‌کرده است. نتایج به دست آمده از پژوهش حاضر نشان داد که کمترین غلظت روی و مقدار گردوغبارهای اتمسفری فرونشست کرده، در فصل زمستان بوده است که علت آن‌را می‌توان بارندگی‌های متوالی و با مقدار زیاد در زمستان ۱۳۹۷ در سطح شهر تهران و نیز وزش باد در کل مناطق دانست. میزان گردوغبارهای اتمسفری و غلظت روی با حرکت از سمت غرب تهران (محله تهرانسر) به سمت مرکز شهر افزایش پیدا کرد. بیشترین روی و میزان گرد و غبارهای اتمسفری در خیابان وحدت‌اسلامی در مرکز شهر (نقطه11E) ودر فصل پاییز و به‌علت ساکن بودن هوا و عدم بارش در این فصل، مشاهده شد. به‌علت غربی بودن بادهای غالب تهران و استقرار بخش مهمی از صنایع استان تهران، در غرب شهر، غالب آلودگی‌های ناشی از صنایع به سمت مرکز شهر رانده می‌شوند. همچنین کوه‌های شمال و شمال شرق تهران مانع از خروج آلودگی‌ها از طریق جریان باد می‌شود. هوای نواحی مرکزی شهر بخاطر انباشته شدن آلودگی‌های ناشی از خودروها، استهلاک قطعات خودرو و احتراق سوخت‌های فسیلی و سایر منابع و آلودگی‌های انتقالی از حومه شهر، آلوده‌تر می‌شود. از طرف دیگر بالا بودن هوای مرکز شهر و تشکیل جزایر حرارتی در آن باعث ایجاد بادهای محلی از حومه شهر به‌طرف مرکز می‌شود. ارزیابی ریسک سلامت در مناطق مورد مطالعه در طول چهار فصل نشان داد که اصلی‌ترین مسیر برای جذب روزانه فلزات سنگین، بلع بوده است و در تمام فصول و مناطق نمونه‌برداری بیش از ۸۰-۹۰ درصد از سهم شاخص‌خطر بیماری‌های غیرسرطانی مربوط به بلع بوده است. روند کاهشی به ترتیب مسیر بلع> جذب پوستی> تنفس در هر دو گروه کودک و افراد بالغ بود. میزان جذب روزانه فلزات از مسیر بلع و تنفس در کودکان بیشتر از بزرگسالان و میزان جذب روزانه فلزات از مسیر جذب پوستی در افراد بالغ بیشتر از کودکان بود. در فصل زمستان میزانHQ از هر سه مسیر و میزان شاخص‌خطر غیرسرطانی روی برای کودکان و بزرگسالان کمتر از حد مجاز بود و خطری سلامتی افراد را تهدید نمی‌کرد.. میزان شاخص‌خطر برای روی در پاییز ۱۳۹۸ به مقدار زیادی بیشتر از زمستان ۹۷ و بهار ۹۸ بود.

References

1. WHO. Health and Environment in Europe: 2010. Progress Assessment, World Health Organization; WHO Regional Office Europe, Copenhagen.
2. Pérez N, Pey J, Querol X, Alastuey A, López JM, & Viana M. 2008. Partitioning of major and trace components in PM10–PM2.5–PM1 at an urban site in Southern Europe. *Atmospheric Environment* 42(8): 1677–1691.
3. Rai, P.K. 2013. Environmental magnetic studies of particulates with special reference to biomagnetic monitoring using roadside plant leaves. *Atmos. Environ*, 72:113–129.
4. Rashki, A., Eriksson, P.G., Rautenbach, C.J.W., Rautenbach, C.J.W., Kaskaoutis, D.G., Grote, W., & Dykstra, J. 2013. Assessment of chemical and mineralogical characteristics of airborne dust in the Sistan region, Iran. *Chemosphere*, 90: 227–236.
5. Duran, A. C. & Gonzalez, A. (2009). Determination of lead, naphthalene, phenanthrene, anthracene and pyrene in street dust. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 6 (4): 663-670
6. Awadhi, J. M. and AlShuaibi, A. A. 2013. Dust fallout in Kuwait City: Deposition and characterization. *Science of the Total Environment*. 461: 139-148.
7. Alahmr, F.O. M., Othman, M., Wahid, N. B. A., Halim, A. A. Latif, M. T. 2012. Compositions of dust fall around

Semi-Urban Areas in Malaysia. *Aerosol and Air Quality Research*. 12: 629-642.

8. Ozaki, H., Watanabe, I. Kuno, K. 2004. As, Sb and Hg distribution and pollution sources in the roadside soil and dust around Kamikochi, Chubu Sangaku National Park, Japan. *Geochemical Journal*. 38: 473–484.
9. Yang, Z., Ge, H., Lu, W., Long, Y. 2010. Assessment of heavy metals contamination in near-surface dust. *Pollution Journal of Environment Study*. 24: 1817–1829.
10. Absalon D. and Slesak B. 2010.The effects of changes in cadmium and lead air pollution on cancer incidence in children. *Sci Total Environ*; 408(20): 4420-4428.
11. Hosseinpour, A., Forouzanfar, M., Yunesian, M., Asghari, F., Naieni, K., Farhood, D. 2005. Air pollution and hospitalization due to angina pectoris in Tehran, Iran: A time-series study. *Environmental Research*. 99:126–13.
12. Safavi, Y., Alijani, B. 2006. Investigation of geographical factors in air pollution in Tehran, *geographical researches*, 58: 1-99 (In Persian)
13. Sparks, D. L., A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, M. E. Sumner. 1996.
14. Karimi, N., S. M. Ghaderian, H. Maroofi, H. Schat. 2009. Analysis of arsenic in soil and vegetation of a contaminated area in Zarshuran, Iran. *Int. J. Phytorem*. 12: 159-173.
15. United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1981. Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual (Part A); EPA/540/1–89/002; USEPA: Washington, DC, USA, Volume 1.
16. United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2001. Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for conducting Probabilistic Risk Assessment (Part A); EPA 540-R-02-002; USEPA: Washington, DC, USA, Volume 3.
17. Qing X, Yutong Z, 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.120:377-85.
18. Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., 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*. 112:186-92.
19. Li, X.P.; Feng, L.N.; Huang, C.C.; Yan, X.Y. Zhang, X. 2014. Chemical characteristics of atmospheric fallout in the south of Xi'an during the dust episodes of 2001–2012 (NW China). Atmos. Environ. 83: 109–118.
20. Zheng, N., Liu, J.S., Wang, Q.C., Liang, Z.Z. 2010. Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China, *Science of the Total Environment*. 408: 726–733.
21. Cheng S. 2003. Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms. A state-of-the-art report with special reference to literature published in Chinese journals. Environ Sci Pollut Res Int; 10(4): 256-64.
22. Weerasundara, L., Amarasekara, R., Magana-Arachchi, D., Ziyath, A.M., Karunaratne, D., Goonetilleke, A., Vithanage, M., 2017. Microorganisms and heavy metals associated with

atmospheric deposition in a congested urban environment of a developing country: Sri Lanka. Sci. Total Environ. 584, 803-812.

23. Duan, J., Tan, J., 2013. Atmospheric heavy metals and arsenic in China: situation, sources and control policies. Atmos. Environ. 74, 93-101.
24. Sun, Y., Hu, X., Wu, J., Lian, H., Chen, Y. 2014. Fractionation and health risks of atmospheric particle-bound as and heavy metals in summer and winter. *Sci. Total Environ*. 493: 487-494.
25. Wue, S., Peng, S., Zhang, X., Wu, D., luo, W., Zhang, T., Zhuo, S., Yang, G., Wan, H., Wu, L., 2015. Level and risk assessment of heavy metals in urbun soil in Dongguan, China. Geochem Explor, 108, 27-38.
26. Lu, X.W.; Wang, L.J.; Lei, K.; Huang, J.; Zhai, Y. 2009. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. J. Hazard. Mater, 161, 1058–1062.
27. Du, Y., Gao, B., Zhou, H., Ju, X., Hao, H., Yin, S., 2013. Health risk assessment of heavy metals in road dusts in urban parks of Beijing, China. *Procedia Environ. Sci*. 18: 299-309.
28. Ferreira-Baptista, L., and De Miguel, E., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmos. Environ*. 39: 4501-4512.
29. Kurt-Karakus, P.B., 2012. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk. Environ. Int. 50, 47-55.
30. Ma, Y., Egodawatta, P., Mcgree, J., Liu, A., Goonetilleke, A. 2016. Human health riskassessment of heavy metals in urban stormwater. *Sci. Total Environ*. 557: 764-772.
31. Weerasundara, L., Amarasekara, R., Magana-Arachchi, D., Ziyath, A.M., Karunaratne, D., Goonetilleke, A., Vithanage, M. 2018. Microorganisms and heavy metals associated with atmospheric deposition in a congested urban environment of a developing country: Sri Lanka. Sci. *Total Environ*. 584: 803-812.
32. Gao, P., Liu, S., Ye, W.Y., Lin, N., Meng, P., Feng, Y., Zhang, Z., Cui, F., Lu, B. Xing, B. 2015.Assessment on the occupational exposure of urban public bus drivers to bio accessible trace metals through re suspended fraction of settled bus dust. *Sci. Total Environ*., 508: 37–45.
33. Shi, G.T., Chen, Z.L., Bi, C.J., Wang, L., Teng, J., Li, Y., Xu, S. A. 2011. comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China. *Atmos. Environ*., 45:764–771.
34. Noorpour, A., Sadri Jahanshahi, A. 2013. Assessing the risk of heavy metal pollution in the air of Tehran (Case study: Enghelab Street). *Ecology* 39 (4). 181-192. (In Persian)
35. Li, k., Liang, T., Wang, L., Yang, Z. 2015. Contamination and health risk assessment of heavy metals in road dust in Bayan Obo mining region in Inner Mongolia, North China. J. Georg. Sci. 25(12): 1439-1451.