Journal of Research in Environmental Health
Volume10, Issue1, Spring 2024

Evaluation of Some Heavy Metals and Possible Health and Ecological Risk Indicators of Surface Soils of the West of the Country: A Case Study

Hosna Pour Abbasi
Department of Food Industries, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

Khoshnaz Payandeh
* Department of Soil Science, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.
(Corresponding Author)
Payandeh426@gmail.com

Mehrnoosh Tadini
Department of Food Industries, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

Received: 2023/09/27
Accepted: 2024/12/30
Doi:10.22038/jreh.2024.24335

Abstract

Background and Purpose: Although many studies have been conducted on the importance of heavy metals listed among common pollutants for human health, no study has been conducted in West Islamabad and Sanandaj soils. This present research goes ahead to assess the levels of pollution and the potential risks the pollutants pose to the ecology, as well ashuman health in general.

Materials and Methods: Here is the method: 5 stations were selected in the course of study of the cities of Islamabad and Sanandaj, and from each station, 5 soil samples were taken with 3 replications from 3 different points in a depth from surface soil up to 12 cm and 30 cm in it. Several180 soil samples were gathered by casual systematic sampling. In the current research, the contents of heavy metals were measured by the Varian Company ICP-OES model Varian 710-ES. Health risk assessment by heavy metals was determined based on the US Environmental Protection Agency's method of health risk assessment, and heavy metal geological risk assessment based on Hakanson's method.

Results: The content of cadmium metal was significantly the lowest among the studied heavy metals (P=0.997). Index values in the pattern of risk potential assessment of heavy metals in the soils of Islamabad region as mercury 19.24> cadmium 12.74> nickel 1.62> manganese 0.77> arsenic 0.40> copper 0.26> lead 0.207> zinc 0.14 and in soils Sanandaj was in the pattern of mercury 12.33> cadmium 10.44> nickel 0.77> arsenic 0.65> manganese 0.63> copper 0.39> zinc 0.13> lead 0.117. The highest risk index of soil heavy metals in Islamabad and Sanandaj region was obtained for children through skin absorption of 2.53 and 3.3×10-10 for aluminum and cadmium metal, respectively.

Conclusion: The enrichment of iron metaland manganese is very high in this research.The high enrichment factorfor aluminium, mercury, and cadmium, while nickel, copper, and arsenic are moderately enriched in the Islamabad region. It might, therefore, be concluded that soils in Islamabad and Sanandaj regions are influenced by heavy metals arising from the region's artificial resources.

Keywords: Human Health Risk, Ecological Risk Index, Heavy Metals, Surface Soils, Pollution Indicators

Open Access Policy: This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited. To view a copy of this licence, visit https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Citation: Pour Abbasi H, Payandeh Kh, Tadini M. Evaluation of some heavy metals and possible health and ecological risk indicators of surface soils of the west of the country: A case study. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. Spring 2024; 10(1):31-47.

بررسی خطر فلزات سنگین و شاخص‌های خطر سلامتی و بوم‌شناسی برخی خاک‌های سطحی منطقه‌ی غرب کشور (یک مطالعه موردی)

حسنا پورعباسی
گروه صنایع غذایی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.
خوشناز پاینده
* گروه خاک‌شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران. (نویسنده مسئول)
Payandeh426@gmail.com
مهرنوش تدینی
گروه صنایع غذایی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۷/۰۵
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۱۰

نوع مقاله: پژوهشی

چکیده

زمینه و هدف: با توجه به اهمیت فلزات سنگین بر سلامت انسان مطالعات بسیاری درخصوص این آلاینده‌ها انجام شده است، اما تاکنون مطالعه بر روی خاک‌های مناطق اسلام‌آباد غرب و سنندج انجام نشده است، بنابراین این تحقیق با هدف ارزیابی خطرات بوم‌شناسی خاک و سلامت انسان در سال ۱۴۰۰ انجام گردید.

مواد و روش‌ها: در محدوده‌ی مطالعاتی هر یک از شهرستان‌های اسلام‌آباد و سنندج پنج ایستگاه نمونه‌برداری مشخص گردید که از هر ایستگاه ۵ نمونه‌خاک با ۳ تکرار از ۳ نقطه مختلف از اراضی غیرکشاورزی در عمق‌های سطحی، ۱۲سانتی‌متر و ۳۰ سانتی‌متری در فصل تابستان سال ۱۴۰۰ جمع‌آوری گردید. در مجموع تعداد ۱۸۰ نمونه‌خاک به‌روش سیستماتیک تصادفی تهیه شدند. در این پژوهش سنجش غلظت فلزات سنگین به‌وسیله‌ی دستگاه ICP-OES مدل Varian 710-ES ساخت شرکت Varian انجام شد. ارزیابی خطر سلامت فلزات سنگین بر اساس روش ارزیابی خطر بهداشتی سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا و ارزیابی خطر بوم‌شناسی فلزات سنگین بر اساس روش‌هاکانسون بررسی شدند.

یافته‌ها: فلز کادمیوم در خاک‌های نمونه‌برداری‌شده منطقه اسلام‌آباد به‌طور معنی‌داری پایین‌ترین مقدار را در میان فلزات سنگین مورد مطالعه داشت (P =۰/۹۹۷). میانگین فلز آلومینیم درخاک‌های نمونه‌برداری‌شده به‌طور معنی‌داری بالاتر از سایر فلزات سنگین بود (P <۰/۰۵). الگوی مقادیر شاخص ارزیابی خطر بوم‌شناسی فلزات سنگین در خاک‌های منطقه اسلام‌آباد به صورت جیوه۱۹/۲۴>کادمیوم ۱۲/۷۴> نیکل۱/۶۲> منگنز۰/۷۷> آرسنیک۰/۴۰> مس۰/۲۶> سرب۰/۲۰۷> روی۰/۱۴ و در خاک‌های سنندج به صورت جیوه ۱۲/۳۳> کادمیوم۱۰/۴۴>نیکل ۰/۷۷> آرسنیک۰/۶۵> منگنز۰/۶۳> مس۰/۳۹> روی ۰/۱۳> سرب۰/۱۱۷ به‌دست آمد. بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج به‌ترتیب مربوط به فلز آلومینیم و کادمیوم برای کودکان از راه جذب پوستی ۲/۵۳ و ۱۰-۱۰× ۳/۳ به دست آمد.

نتیجه‌گیری: در این تحقیق غنی‌شدگی فلز آهن به‌شدت زیاد و منگنز بسیار زیاد بود. فاکتور غنی‌شدگی آلومینیوم، جیوه و کادمیوم زیاد و نیکل، مس و آرسنیک در منطقه‌ی اسلام‌آباد غنی‌شدگی متوسط دارند. بر اساس این شاخص می‌توان چنین استنباط کرد که خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج تحت تاثیر فلزات سنگین منابع انسان‌زاد در منطقه هستند.

کلید واژه‌ها: ریسک سلامت انسان، شاخص خطر بوم‌شناسی، فلزات سنگین، خاک‌های سطحی، شاخص‌های آلودگی

استناد: پورعباسی ح، پاینده خ، تدینی م. بررسی خطر فلزات سنگین و شاخص‌های خطر سلامتی و بوم‌شناسی برخی خاک‌های سطحی منطقه غرب کشور (یک مطالعه موردی). فصلنامه‌ی پژوهش در بهداشت محیط. بهار ۱۴۰۳؛۱۰(۱)؛۳۱-۴۷.

مقدمه

یکی از مهم‌ترین منابع کره‌ی زمین و بستر حیات آن، خاک است. بدون داشتن خاک سالم حیات و زندگی روی زمین امکان‌پذیر نیست. خاک موجب تولید بیش از ۹۵ درصد از غذای انسان می‌شود. برنامه‌ریزی برای داشتن خاکی سالم جهت تولید غذا، لازمه‌ی بقای انسان است. یکی از راه‌های تغییر کیفیت خاک ورود مواد شیمیایی و آلاینده به‌درون خاک است. این مسئله باعث می‌شود که خاک از حالت طبیعی خود خارج شود. آلودگی خاک از نقطه‌نظر زیست-محیطی حائز اهمیت است و موجب انتقال آلودگی به محصولات کشاورزی و در نهایت زنجیره غذایی می‌شود (۱،۲،۳).

آلودگی خاک یک موضوع جهانی است که تهدیدی جدی برای سلامت انسان و اکوسیستم ایجاد می‌کند (۴). خاک برای حفظ حیات بر روی زمین نقش مهمی دارد، با این حال واقعیت نگران‌کننده این است که از دست‌دادن سریع کیفیت خاک‌ها در حال وقوع می‌باشد (۵،۶،۷). به‌عنوان مثال، طبق گزارش وزارت حفاظت از محیط‌زیست چین، تخمین زده شده است که تقریبا ۱۶ درصد از خاک‌ها در چین آلوده هستند (۸). یافته‌های مشابهی در ایالات متحده‌ی آمریکا گزارش شده است که تخمین زده می‌شود ۲۹۴۰۰۰ منطقه نیاز به پاک‌سازی دارند (۹) و در بریتانیا، جایی که تخمین زده می‌شود که ۲ درصد از زمین‌های انگلستان و ولز آلوده است (۱۰). این آمار ماهیت گستره آلودگی خاک و نیاز فوری به اقدام برای رسیدگی به این مشکل بحرانی را نشان می‌دهد.

فعالیت‌های انسان‌ساخت منبع اصلی آلاینده‌های خاک هستند. هر دو آلاینده آلی و معدنی می‌توانند از طریق مسیرهای مختلف، از جمله کاربرد کودها و آفت‌کش‌ها، دفع نامناسب فاضلاب، مواددارویی، پلاستیک و سوزاندن سوخت‌های فسیلی وارد شبکه خاک شوند (۷،۱۱). هنگامی‌که این آلاینده‌ها به افق خاک نفوذ کردند، اصلاح بسیار چالش‌برانگیز و پرهزینه می‌شود. علاوه بر این، آن‌ها می‌توانند خطرات قابل‌توجهی برای سلامتی از طریق زنجیره‌ی‌غذایی ایجاد کنند. به‌عنوان مثال، مطالعات نشان دادند که فلزات سنگین مانند آرسنیک و کادمیوم عملکرد محصول را کاهش داده و کیفیت محصول و امنیت غذایی را به شدت مختل می‌کند (۱۲،۱۳). علاوه‌بر این، این آلاینده‌های آلی و معدنی با بیماری‌های جدی در انسان مرتبط هستند. ردیابی فلزات سمی مانند آرسنیک، سرب و کادمیوم با انواع مختلفی از سرطان‌ها مرتبط است، درحالی-که موادآلی مانند بی‌فنیل‌های پلی‌کلره، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، حشره‌کش‌ها و علف‌کش‌ها با بیماری‌های مختلف انسانی مرتبط هستند (۲،۵).

اگرچه آلودگی فلزات سنگین خاک یک مشکل جهانی است و مطالعات محلی ارزیابی ریسک سلامت برای استخراج معیارهای محیطی خاک و بهبود مدیریت ریسک مورد نیاز است، بسیاری از کشورها چارچوب ارزیابی ریسک سلامت خود را بررسی کردند و بیشتر مطالعات موجود مستقیما به مدل و پارامترهای آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا[1] اشاره دارند. با استفاده از این مدل، تعدادی از مطالعات در اسپانیا (۱۴)، چین (۱۵)، هند (۱۶)، برزیل (۱۷)، ایران (۱۸) و آلمان (۱۹) با موفقیت خطر سلامتی انسان در معرض فلزات را در خاک‌های آلوده ارزیابی کرده‌اند. بنابراین ارزیابی سلامت و بهداشت فلزات سنگین در خاک‌های سطحی مناطق مختلف ضروری به نظر می‌رسد.

با توجه به اهمیت تاثیر آلاینده‌های فلزات سنگین بر سلامت انسان، دو منطقه در غرب کشور (اسلام‌آباد غرب و سنندج) که تاکنون مطالعه‌ی ارزیابی ریسک سلامت بر روی خاک‌های این مناطق انجام نشده است، انتخاب شدند. بنابراین این تحقیق با هدف ارزیابی ریسک بوم‌شناسی خاک و ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین انجام گردید.

روش‌کار

منطقه‌ی مورد مطالعه

کوه‌های اطراف روستای تجر کرم پناه‌آباد از توابع شهرستان اسلام‌آباد غرب که در عرض جغرافیایی ۴۶ درجه و ۳۱ دقیقه و در پهنای جغرافیایی ۳۴ درجه و ۶ دقیقه و در بلندی ۱۳۵ متری از سطح دریا، در ۶۵ کیلومتری جنوب کرمانشاه و در مسیر راه کرمانشاه خسروی قرار دارد (۲۰). آب‌وهوای این شهرستان معتدل مدیترانه‌ای و بارندگی سالانه به طور متوسط ۴۷۸ میلی‌متر است (۲۱). سنندج یکی از شهرهای کردستان ایران و بیست‌ویکمین شهر بزرگ

[1] U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)

ایران است. سنندج مرکز استان کردستان در غرب ایران است که در ارتفاع ۱۴۵۰ تا ۱۵۳۸ متری از سطح‌دریا و در منطقه‌ی کوهستانی زاگرس واقع‌شده و آب‌وهوای سرد و نیمه‌خشک دارد. این شهر از سمت غرب به کوه آبیدر، از سمت شمال به کوه شیخ معروف و از سمت جنوب به کوه سراج‌الدین محدود شده است و در منطقه‌ای به وسعت ۳۶۸۸/۶ هکتار گسترده است (۲۲).

نمونه‌برداری

بدین‌منظور روز نمونه‌برداری با توجه به شرایط جوی مبنی بر عدم‌بارش انتخاب شد (۲۳). در محدوده‌ی مطالعاتی هریک از شهرستان‌های اسلام‌آباد و سنندج پنج ایستگاه نمونه‌برداری مشخص گردید که از هر ایستگاه ۵ نمونه‌ی خاک با ۳ تکرار از ۳ نقطه‌ی مختلف از اراضی غیرکشاورزی در عمق سطحی (۱۰ سانتیمتری)، در فصل تابستان سال ۱۴۰۰ جمع‌آوری گردید (شکل ۱). در مجموع تعداد ۱۸۰ نمونه خاک به روش سیستماتیک تصادفی تهیه شدند. نمونه‌ها جهت حمل‌ونقل طبق شرایط استاندارد درون کیسه‌های مخصوص نمونه‌برداری قرار داده و به آزمایشگاه منتقل شدند.

شکل ۱. موقعیت جغرافیایی مناطق نمونه‌برداری

هضم شیمیایی نمونه‌ها

جهت سنجش فلزات سنگین، یک گرم از نمونه‌های برداشت‌شده خاک در بشر پلی‌اتیلنی قرار گرفت و با اضافه نمودن اسیدکلریدریک و اسیدفلوئوریدریک به میزان ۷ سی‌سی، نمونه‌ها بر روی هیتر قرار گرفت تا خروج بخارات رنگی و مرحله نزدیک به خشک‌شدن حرارت داده شد. پس از سردشدن نمونه‌ها، مجدد به هر یک ۷ سی‌سی اسیدنیتریک و اسیدکلریدریک اضافه گردید و هیتر تا نزدیک خشک‌شدن قرار گرفت. پس از هضم شیمیایی کلیه‌ی نمونه‌ها و با افزودن مقداری آب‌مقطر با عبور از کاغذ صافی به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسید (۲۴).

سنجش فلزات‌سنگین و برآورد شاخص‌ها

در این پژوهش برای سنجش غلظت فلزات‌سنگین از روش اسپکترومتری نشری پلاسمای جفت‌شده‌ی القایی[1] استفاده شد. نمونه‌های هضم‌شده‌ی خاک به دستگاه ICP-OES مدل Varian 710-ES ساخت شرکت Varian ایالات متحده آمریکا و حد تشخیص میکروگرم بر کیلوگرم (ppb)که از قبل کالیبره شده بود تزریق گردیدند تا میزان غلظت فلزات مورد نظر در هر یک از نمونه‌ها به صورت میلی‌گرم بر کیلوگرم مشخص گردد (۲۴).

فاکتور آلودگی

در رابطه‌ی فاکتور آلودگی Cn (CF) غلظت هر عنصر در خاک و Co متوسط غلظت هر عنصر در زمینه می‌باشد (رابطه ۱). غلظت زمینه فلزات سرب، کادمیوم، جیوه، آرسنیک، روی، مس، نیکل، منگنز، آهن و آلومینیم به ترتیب ۱۴، ۰/۰۴/۲، ۱۸، ۷۰، ۳۳، ۷۵، ۴۳۷، ۴۱۰۰۰ و ۷۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در رابطه ۱ استفاده شد. مقادیر کمتر از ۱، ۳-۱، ۶-۳ و بیشتر از ۶ به‌ترتیب سطوح آلودگی کم، متوسط، زیاد و شدید را درمورد فاکتور آلودگی نشان می‌دهد (۲۵).

$$CF = C_o \div C_n$$ رابطه ۱:

درجه آلودگی

مجموع ضرایب فاکتورهای آلودگی همه‌ی عناصر مورد بررسی در یک محیط، نشان‌دهنده درجه آلودگی (Cdeg) آن محیط است که از رابطه‌ی ۲ به‌دست آمد. Σ CF مجموع فاکتور آلودگی فلزات سنگین است که در رابطه ۱

[1]Inductivity Coupled Plasma- Optical Emission Spectrometry, ICP-OES

به‌دست آمده‌اند. مقادیر کمتر از ۸، ۱۶-۸، ۳۲-۱۶ و بیشتر از ۳۲ به‌ترتیب سطوح آلودگی کم، متوسط، زیاد و شدید را درمورد درجه‌ی آلودگی نشان می‌دهد (۲۵).

$$Cdeg = \Sigma\ CF \qquad \text{رابطه ۲:}$$

درجه آلودگی اصلاح‌شده

در شاخص درجه‌ی آلودگی ارائه‌شده توسط‌هاکانسون محدودیت‌هایی وجود داشت (۲۵)، به‌همین دلیل ابراهیم درجه آلودگی اصلاح‌شده[1] را ارائه کرد که بر اساس آن CF فاکتور آلودگی و n تعداد فلزات سنگین مورد مطالعه است که بر اساس رابطه ۳ محاسبه شد. مقادیر کمتر از ۱/۵، ۲-۱/۵، ۴-۲، ۸-۴، ۱۶-۸، ۳۲-۱۶ و بیشتر از ۳۲ به‌ترتیب سطوح عدم آلودگی تا آلودگی بسیار کم، آلودگی کم، متوسط، زیاد، بسیار زیاد، فوق‌العاده زیاد و بی‌نهایت زیاد را درمورد درجه آلودگی اصلاح‌شده نشان می‌دهد (۲۶).

$$mCd = \Sigma\ CF \div n \qquad \text{رابطه ۳:}$$

شاخص بار آلودگی

به‌منظور ارزیابی وضعیت خاک نسبت به فلزات سنگین از شاخص بار آلودگی استفاده شد (رابطه ۴). در این رابطه CF فاکتور آلودگی بوده که از رابطه ۱ فاکتور آلودگی برای هر فلز به دست آمده است و n تعداد فلزات مورد مطالعه می‌باشد. مقادیر شاخص بار آلودگی از ۰ (غیرآلوده) تا ۱۰ (بسیار آلوده) تغییر می‌کند. به‌طور معمول مقادیر کوچکتر از ۱ نشان‌دهنده‌ی عدم آلودگی و مقادیر بزرگتر از ۱ نشان-دهنده‌ی آلودگی نسبت به فلزات سنگین است (۲۶).

$$PLI = \sqrt[9]{CF_{n1} CF_{n2} CF_{n3} CF_{ni}} \qquad \text{رابطه ۴:}$$

فاکتور غنی‌شدگی

فاکتور غنی‌شدگی[2] برای هر فلز از نسبت بین غلظت عنصر مرجع به مقدار زمینه‌ی عناصر، طبق رابطه ۵ محاسبه شد. در این تحقیق از عنصر آهن (Fe) به‌عنوان فلز مرجع استفاده شد و منظور از sample نمونه‌ی مورد مطالعه و Background پس‌زمینه منطقه می‌باشد. مقادیر کمتر از ۲، ۵-۲، ۲۰-۵، ۴۰-۲۰ و بیشتر از ۴۰ به‌ترتیب سطوح آلودگی کم، متوسط، زیاد، بسیار زیاد و به‌شدت زیاد را در مورد فاکتور غنی‌شدگی نشان می‌دهد (۲۵).

$$EF = (Metal / Fe)_{Sample} \div (Metal/ Fe)_{Background} \qquad \text{رابطه ۵:}$$

شاخص زمین‌انباشت

شاخص زمین‌انباشت تاثیر عوامل انسان‌زاد در آلودگی خاک را نشان می‌دهد و از رابطه ۶ محاسبه شد. در این رابطه Igeo شاخص زمین انباشتگی، Cn غلظت فلز سنگین موجود در خاک، Bn غلظت زمینه است. اساس طبقه‌بندی مولر هفت کلاس آلودگی ۰، ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶ به‌ترتیب بدون آلودگی، آلودگی کم، آلودگی متوسط، آلودگی متوسط تا زیاد، آلودگی خیلی زیاد، آلودگی به‌شدت زیاد و بسیار آلوده طبقه‌بندی شده است (۲۷).

$$Igeo = Log2\ (Cn/1.5 \times Bn) \qquad \text{رابطه ۶}$$

ارزیابی خطر بوم‌شناسی

ارزیابی خطر بوم‌شناسی[3] و شاخص پتانسیل خطر زیستی (RI) نمونه‌های خاک از رابطه‌های ۷ برای هر عنصر و از طریق رابطه ۸ برای تمام عناصر محاسبه شد. در این رابطه CF فاکتور آلودگی، Er ریسک بوم‌شناسی هر عنصر مورد مطالعه، RI ریسک بوم‌شناسی مجموع عناصر را نشان می‌دهد (۲۵). طبقه‌بندی سطوح ارزیابی شاخص خطر (RI) کمتر از ۱۵۰، ۱۵۰-۳۰۰، ۳۰۰-۶۰۰ و بیشتر از ۶۰۰ به‌ترتیب ریسک بوم‌شناسی کم، متوسط، قابل توجه و خیلی زیاد را نشان می‌دهد. ریسک بوم‌شناسی (Er) درجه آلودگی خطر کم، متوسط، قابل توجه، زیاد و خیلی زیاد را به‌ترتیب کمتر از ۴۰، ۴۰-۸۰، ۸۰-۱۶۰، ۱۶۰-۳۲۰ و بیشتر از ۳۲۰ را نشان می‌دهد. مقدار TR را که شاخص سمی‌بودن فلزات سنگین به‌ترتیب برای فلزات سرب، کادمیوم، جیوه، آرسنیک، روی، مس، نیکل و منگنز ۵،۳۰ ، ۴۰، ۱۰، ۱، ۵، ۵ و ۱ می‌باشد (۲۵).

$$Er = TR \times CF \qquad \text{رابطه ۷:}$$

$$RI = \sum Er \qquad \text{رابطه ۸:}$$

ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین و آرسنیک خاک

ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین بر اساس روش ارزیابی خطر بهداشتی ارائه‌شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) در دو بخش خطرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی و قرارگیری انسان در معرض فلزات سنگین از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی

[1] Modified Degree of Contamination
[2] Enrichment Factor
[3] Ecological Risk

انجام شده است (۲۸). مقادیر جذب روزانه فلزات سنگین متوسط دوز دریافت روزانه[1] یا ADDs از رابطه‌های ۹، ۱۰ و ۱۱ به دست آمد (۲۸).

رابطه ۹ (جذب روزانه فلزات از راه گوارش):

$$ADD_{ing} = C_{soil} \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

رابطه ۱۰ (جذب روزانه فلزات از راه تنفس):

$$ADD_{inh} = C_{soil} \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 10^{-6}$$

رابطه ۱۱ (جذب روزانه فلزات از راه پوست):

$$ADD_{dermal} = C_{soil} \times \frac{AS \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

در این روابط C غلظت فلزات در خاک (mg/kg)، IngR نرخ بلع و InhR نرخ تنفس (mg/day و m^3/day)، CF فاکتور تبدیل (کیلوگرم در میلی‌گرم)، EF فراوانی قرارگیری در معرض فلزات سنگین (day/year)، ED مدت قرارگیری در معرض فلزات سنگین (year)، BW وزن بدن شخص قرارگرفته در معرض فلزات سنگین (Kg)، AT مدت‌زمان قرارگیری در معرض هر مقدار از فلزات سنگین به‌طور میانگین (day)، PEF فاکتور انتشار فلزات سنگین از خاک به هوا (m^3/kg)، SA ناحیه‌ای از سطح پوست قرار گرفته در معرض فلزات سنگین (cm^2)، SL ضریب پایداری پوست برای گرد و غبار (میلی‌گرم بر سانتی‌مترمربع) AF فاکتور چسبندگی خاک به پوست (mg/cm^2-day) و ABF فاکتور جذب سطحی پوست (بدون واحد) است (۲۸). خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کل مسیرهای گوارشی، تنفسی و جذب پوستی برای کودکان و بزرگسالان از مجموع میزان جذب روزانه فلزات سنگین (ADD) در هر مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی به مقدار مرجع سمیت آن فلز به کمک رابطه ۱۲ تعیین شد (۲۸). در این رابطه، HQ خطر غیرسرطان‌زایی فلزات در هر مسیر، ADDi مقادیر جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای گوارش، تنفس و جذب پوستی بر حسب (mg/kg-day) است. اگر HQ کمتر از ۱ باشد، با سلامت انسان ناسازگار نیست و اگر HQ بالاتر از ۱ باشد، اثرات نامطلوب و نگران‌کننده‌ای بر سلامت انسان دارد.

$$HQ_i = \sum \frac{ADD_i}{R_fD_i}$$ رابطه ۱۲:

مقدار شاخص خطر تجمعی غیر سرطان‌زایی (HI) کل فلزات برای هر دو گروه بزرگسالان و کودکان بر اساس رابطه ۱۳ و ارزیابی خطر سرطان‌زایی هر یک از مسیرهای سه‌گانه برای این فلزات با استفاده از رابطه ۱۴ به دست‌آمد (۲۸). در این رابطه RI ریسک خطر سرطان‌زایی، ADDi مقادیر جذب روزانه فلزات در هریک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (mg/kg-day) و SF فاکتور احتمال ابتلا به سرطان در قرارگیری در معرض فلزات (mg/kg/day) است (۲۸).

$$HI = \hat{a}\, HQ_i$$ رابطه ۱۳:

$$RI = \hat{a}\, ADD_i - SF_i$$ رابطه ۱۴:

روش‌های آماری

تجزیه و تحلیل داده‌ها به کمک نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۲۲ انجام شد. میانگین تیمارها به کمک آنالیز واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) و آزمون دانکن (Duncan test) با یکدیگر مقایسه شدند. همچنین برای مقایسه میزان غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها از آزمون T مستقل استفاده شده است و همچنین جهت سنجش میزان نرمالیتی داده‌ها از دو آزمون کلموگروف ـ اسمیرنف و شپیرو ـ ویلک استفاده شده است که وجود یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد (P=0.05) تعیین گردد. همچنین در رسم نمودارها و جداول از نرم افزار Excel استفاده شد.

یافته‌ها

نتایج آزمون کلموگروف ـ اسمیرنف و شپیرو ـ ویلک در **جدول ۱** نشان می‌دهد که همه‌ی داده‌های فلزات سنگین در خاک نرمال بودند، فقط میزان مس در خاک منطقه سنندج (P-value= ۰/۰۱۳) نرمال نبود. در هر دو آزمون، در هر مورد چنانچه میزانP-value از ۰/۰۵ بیشتر باشد به این مفهوم است که متغیر مورد بررسی دارای توزیع نرمال است.

[1] Average Daily Doses

جدول ۱. آزمون کلموگروف ـ اسمیرنف و شپیرو ـ ویلک فلزات سنگین و آرسنیک خاک دو منطقه سنندج و اسلام آباد

فلزات	منطقه مورد مطالعه	شپیرو ـ ویلک (Shapiro-Wilk)			کلموگروف ـ اسمیرنف (Kolmogorov-Smirnova)		
		P- value	درجه آزادی	آماره آزمون	P- value	درجه آزادی	آماره آزمون
جیوه	اسلام آباد	۰/۲۲۷	۹	۰/۸۹۵	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۸۸**
	سنندج	۰/۴۱۲	۹	۰/۹۲۲	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۹۱**
آرسنیک	اسلام آباد	۰/۱۲۰	۹	۰/۷۹۹	۰/۰۶۹	۹	**۰/۳۰۰**
	سنندج	۰/۱۳۱	۹	۰/۸۱۶	۰/۰۷۲	۹	**۰/۲۶۳**
کادمیوم	اسلام آباد	۰/۲۰۱	۹	۰/۶۹۱	۰/۰۹۵	۹	**۰/۳۳۳**
	سنندج	۰/۴۹۳	۹	۰/۹۳۱	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۸۸**
مس	اسلام آباد	۰/۳۶۶	۹	۰/۹۱۷	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۸۸**
	سنندج	۰/۰۱۳	۹	۰/۸۲۹	۰/۰۱۲۷	۹	**۰/۲۹۱**
آهن	اسلام آباد	۰/۱۹۹	۹	۰/۸۹۰	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۹۶**
	سنندج	۰/۱۰۵	۹	۰/۸۶۴	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۲۱۹**
نیکل	اسلام آباد	۰/۰۹۳	۹	۰/۷۸۳	۰/۰۶۸	۹	**۰/۲۷۵**
	سنندج	۰/۲۴۹	۹	۰/۸۹۹	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۲۱۷**
سرب	اسلام آباد	۰/۸۶۲	۹	۰/۹۶۶	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۵۹**
	سنندج	۰/۳۵۸	۹	۰/۹۱۶	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۲۰۰**
روی	اسلام آباد	۰/۶۳۷	۹	۰/۹۴۵	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۴۲**
	سنندج	۰/۲۹۱	۹	۰/۹۰۶	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۲۱۸**
آلومینیم	اسلام آباد	۰/۴۲۰	۹	۰/۹۲۳	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۸۴**
	سنندج	۰/۰۶۲	۹	۰/۸۴۳	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۲۰۹**
منگنز	اسلام آباد	۰/۶۱۷	۹	۰/۹۴۳	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۸۳**
	سنندج	۰/۸۸۴	۹	۰/۹۶۹	۰/۲۰۰*	۹	**۰/۱۰۹**

همان‌طور که در **جدول ۲** اشاره شده است، الگوی انباشت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه اسلام‌آباد به‌صورت آلومینیم> آهن >منگنز > نیکل > روی > مس > سرب >جیوه > کادمیوم >آرسنیک به‌دست آمد. همچنین در منطقه سنندج الگوی انباشت فلزات سنگین در خاک‌ها به صورت آلومینیم >آهن > منگنز > نیکل >روی >جیوه >آرسنیک>مس >کادمیوم بود. فلز کادمیوم در خاک‌های نمونه‌برداری‌شده‌ی منطقه‌ی اسلام‌آباد به‌طور معنی‌داری پایین‌ترین مقدار را در میان فلزات سنگین مورد مطالعه داشت (P =۰/۹۹۷). میانگین فلز آلومینیم درخاک‌های نمونه‌برداری شده به‌طور معنی‌داری بالاتر از سایر فلزات سنگین بود (P <۰/۰۵). از سوی دیگر بررسی مقایسه غلظت فلزات سنگین در خاک دو منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج از آزمون تی‌مستقل استفاده شده است که بر مبنای این آزمون میزان سه فلز سرب (P =۰/۰۰۱)، نیکل (P =۰/۰) و منگنز (P =۰/۰) در دو منطقه‌ی مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری داشت (P <۰/۰۵) و با توجه به میانگین‌های گزارش‌شده مقادیر سرب، نیکل و منگنز در اسلام‌آباد بطور معنی‌داری بالاتر بود (P <۰/۰۵)

جدول ۲. پارامترهای آماری فلزات سنگین و آرسنیک خاك منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج به همراه آزمون تی‌مستقل

فلزات	منطقه مورد مطالعه	بیشینه (mg/kg)	کمینه (mg/kg)	کشیدگی	چولگی	انحراف معیار	میانگین (mg/kg)	P-value T
جیوه	اسلام آباد	۰/۰۸۸	۰/۰۲۰	۰/۵۴۹	۰/۸۶۷	۰/۰۲۰	۰/۰۴۵	**۰/۱۳۸**
	سنندج	۰/۰۸۴	۰/۰۱۱	۲/۲۰۴	۱/۳۳۲	۰/۰۲۰	۰/۰۳۲	
آرسنیک	اسلام آباد	۰/۴۱۰	۰/۰۸۹	۶/۶۱۷	۲/۱۷۹	۰/۰۷۵	۰/۱۷۹	**۰/۰۴۲**
	سنندج	۰/۶۱۲	۰/۱۱۵	۰/۱۷۶	۱/۰۷۷	۰/۱۵۵	۰/۲۸۹	
کادمیوم	اسلام آباد	۰/۰۴۸	۰/۰۱۲	۷/۷۴۳	۲/۴۱۳	۰/۰۰۸	۰/۰۲۱	

	سنندج	۰/۰۸۶	۰/۰۰۸	۱۳/۴۵۰	۳/۵۹۱	۰/۰۱۸	۰/۰۲۰	**۰/۹۹۷**
مس	اسلام آباد	۰/۵۸۸	۰/۲۸۴	-۱/۰۲۷	-۰/۱۹۳	۰/۱۰۳	۰/۶۳۷	**۰/۱۳۸**
	سنندج	۱/۰۱۴	۰/۴۰۳	-۱/۴۱۰	۰/۵۱۶	۰/۲۱۵	۰/۴۷۱	
آهن	اسلام آباد	۴۱۳/۹۵	۲۴۰/۱	۰/۴۰۰	-۰/۷۳۳	۴۹/۴۱۵	۳۴۰/۹۲	**۰/۰۸۹**
	سنندج	۳۹۰/۲۴	۲۴۶/۷	-۱/۸۳۵	۰/۱۴۳	۵۴/۱۵۳	۳۱۵/۴۷	
نیکل	اسلام آباد	۲/۹۰۵	۰/۸۰۱	-۰/۷۱۸	۰/۶۹۸	۰/۷۰۵	۱/۶۱۶	**۰**
	سنندج	۱/۰۹۵	۰/۵۷۶	-۰/۲۰۷	۰/۷۱۵	۰/۱۴۸	۰/۷۷۵	
سرب	اسلام آباد	۰/۲۶۳	۰/۰۶۱	۰/۱۷۳	۰/۶۶۵	۰/۰۵۶	۰/۱۴۲	**۰/۰۰۱**
	سنندج	۰/۱۵۰	۰/۰۴۳	۱/۷۹۷	۰/۶۴۷	۰/۰۲۷	۰/۰۸۴	
روی	اسلام آباد	۱/۲۱۱	۰/۷۲۶	۰/۲۵۸	۰/۱۰۲	۰/۱۳۴	۰/۹۶۸	**۰/۱۲۷**
	سنندج	۱/۲۲۸	۰/۶۷۷	۰/۹۵۱	۰/۹۹۰	۰/۱۵۵	۰/۸۷۴	
آلومینیوم	اسلام آباد	۹۷۸۸/۹	۷۰۵۹	-۰/۰۹۰	۰/۵۸۹	۸۰۰/۰۷۳	۸۹۷۶/۳	**۰/۷۹**
	سنندج	۱۱۲۵۶/۵	۶۶۳۷	-۱/۹۰۱	-۰/۰۶۳	۱۷۸۹/۳۲۴	۸۲۸۷/۳۸	
منکنز	اسلام آباد	۹۵/۴۰۱	۶۸/۰۹	-۰/۴۸۴	-۰/۳۹۳	۷/۵۹۵	۸۲/۷۷۲	**۰**
	سنندج	۸۹/۳۶۸	۴۹/۷۱	-۰/۱۶۶	۰/۵۹۴	۱۱/۳۷۹	۶۶/۰۷۷	

با توجه به نتایج ارائه‌شده در **جدول ۳**، فاکتور آلودگی کلیه فلزات سنگین موردبررسی شامل جیوه، کادمیوم، مس، آهن، نیکل، سرب، روی، آلومینیم و منگنز در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد دارای غلظت بالاتری نسبت به سنندج است و تنها فاکتور آلودگی آرسنیک در خاک‌های منطقه سنندج دارای مقادیر بالاتر از منطقه‌ی اسلام‌آباد بوده است. بالاترین مقدار فاکتور آلودگی فلزات سنگین مربوط به فلز نیکل در منطقه‌ی اسلام‌آباد و کمترین میزان این شاخص مربوط به فلز سرب و مس منطقه‌ی سنندج است. الگوی مقادیر فاکتور آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های اسلام‌آباد به‌صورت نیکل۰/۵۸۷> جیوه۰/۵۴>آهن۰/۵۲> کادمیوم، ۰/۵۱>روی۰/۲۲>منگنز۰/۱۷۳>آرسنیک۰/۱۱>سرب۰۸ ۰/۲ > آلومینیم۰/۱۲۱ و منطقه‌ی سنندج به‌صورت نیکل۰/۴۳>کادمیوم۰/۳۵>جیوه۰/۳۴>روی۰/۱۳>آلومی نیم۰/۱۱> مس۰/۰۵۸> سرب۰/۰۵۳ آهن۰/۵۲>منگنز ۰/۱۷> آرسنیک۰/۱۵>مس۰/۱۱۳ به‌دست آمد. فاکتور غنی‌شدگی فلزات جیوه، آهن، نیکل، سرب، روی کادمیوم مس، آلومینیم و منگنز در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد بالاتر از منطقه سنندج بود و فاکتور غنی‌شدگی فلز آرسنیک منطقه‌ی سنندج بالاتر از اسلام‌آباد بوده است. بالاترین مقدار فاکتور غنی‌شدگی فلزات سنگین مربوط به فلز آهن ۳۴۰/۹ در منطقه‌ی اسلام‌آباد و پایین‌ترین میزان این شاخص مربوط به فلز سرب ۰/۸۱ در منطقه‌ی سنندج است. الگوی میانگین مقادیر فاکتور غنی‌شدگی فلزات سنگین در در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد در منطقه‌ی اسلام‌آباد به‌صورت آهن ۳۴۰/۹ > منگنز۲۳/۰۲ > آلومینیم۱۷/۴۱ > جیوه۱۳/۴۷ > کادمیوم ۱۴/۰۳ > نیکل۲/۵۶>مس۲/۸۳>آرسنیک۲/۱>روی۱/۶۲>سرب ۱۹/۱ به‌دست آمد و در منطقه‌ی سنندج به‌صورت آهن۳۱۵/۴۷>منگنز۱۹/۷۲>آلومینیم۱۴/۴۴>کادمیوم ۱۲/۹۰> مس۱/۶۸> نیکل ۱/۴۰>آرسنیک۱/۲۳ روی۱/۵۵> جیوه ۰/۴۴> سرب۰/۰۸۲ به‌دست آمد. شاخص زمین انباشت فلزات سنگین آرسنیک، مس، آلومینیم و آهن در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد بالاتر از منطقه سنندج بود اما شاخص زمین انباشت برای فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل، سرب، روی و منگنز در منطقه‌ی سنندج بالاتر از اسلام‌آباد بوده است. بالاترین مقدار شاخص زمین انباشت فلزات سنگین مربوط به فلز منگنز در اسلام-آباد ۳- و پایین‌ترین میزان شاخص زمین انباشت مربوط به فلز سرب منطقه سنندج۸/۰۳- بود. الگوی مقادیر شاخص زمین انباشت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه‌ی اسلام-آباد به‌صورت منگنز۳/۰۰- >آلومینیم۳/۶۹- >جیوه-۳/۸۶ > کادمیوم۳/۹۲- > نیکل۴/۳۴- >روی۵/۸۱- >مس۶/۸۷- >سرب۷/۳- >آرسنیک۷/۳۳- > آهن-۷/۶۳ و در منطقه‌ی سنندج به‌صورت منگنز۳/۳۳- >آلومینیم۳/۶۰- >کادمیوم۴/۱۴- >جیوه۴/۴۵- > نیکل۵/۳۰- >روی۵/۶۱- > مس۶/۳۰- >آرسنیک۶/۷۲- > آهن۷/۵۱- >سرب۸/۰۳- به-دست آمد. مقادیر شاخص‌های محیطی تجمیعی شامل درجه‌ی آلودگی، درجه‌ی آلودگی اصلاح‌شده و شاخص بار آلودگی در منطقه‌ی اسلام‌آباد به‌ترتیب ۳/۸۰، ۰/۳۸ و ۴/۹۰

بالاتر از منطقه‌ی سنندج (۳/۲۰، ۰/۳۲ و ۳/۲۰) به‌دست آمده است.

جدول ۳. شاخص‌های منفرد آلودگی فلزات سنگین و آرسنیک خاک‌ها در منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج

فلزات	منطقه‌ی موردمطالعه	فاکتور آلودگی	شاخص زمین‌انباشت	فاکتور غنی‌شدگی
جیوه	اسلام‌آباد	۰/۵۴	-۳/۸۶	۱۳/۴۷
	سنندج	۰/۳۴	-۴/۴۵	۱۰/۴۴
آرسنیک	اسلام‌آباد	۰/۱۱	-۷/۳۳	۱/۲۳
	سنندج	۰/۱۵	-۶/۷۲	۲/۱
کادمیوم	اسلام‌آباد	۰/۵۱	-۳/۹۲	۲۰/۹۰
	سنندج	۰/۳۵	-۴/۱۴	۱۴/۰۳
مس	اسلام‌آباد	۰/۱۱۳	-۶/۸۷	۲/۸۳
	سنندج	۰/۰۵۸	-۶/۳۰	۱/۶۸
آهن	اسلام‌آباد	۰/۵۲	-۷/۶۳	۳۴۰/۹
	سنندج	۰/۴۹۱	-۷/۵۱	۳۱۵/۴۷
نیکل	اسلام‌آباد	۰/۵۸۷	-۴/۳۴	۲/۵۶
	سنندج	۰/۴۳	-۵/۳۰	۱/۴۰
سرب	اسلام‌آباد	۰/۰۸۲	-۷/۳	۱/۱۹
	سنندج	۰/۰۵۳	-۸/۰۳	۰/۸۱
روی	اسلام‌آباد	۰/۲۲	-۵/۸۱	۱/۶۲
	سنندج	۰/۱۳	-۵/۶۱	۱/۵۵
آلومینیوم	اسلام‌آباد	۰/۱۲۱	-۳/۶۹	۱۷/۴۱
	سنندج	۰/۱۱	-۳/۶۰	۱۴/۴۴
منگنز	اسلام‌آباد	۰/۱۷۳	-۳. ۰۰	۲۳/۰۲
	سنندج	۰/۱۷	-۳/۳۳	۱۹/۷۲

همچنین نتایج حاصل از محاسبات ارزیابی مخاطره بوم-شناسی در **جدول ۴** نشان داد که پتانسیل خطر (Er) فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل، منگنز و سرب در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد بالاتر از منطقه سنندج به‌دست آمده است اما درمورد فلزات آرسنیک، مس و روی پتانسیل ریسک (Er) در خاک‌های منطقه‌ی سنندج بالاتر از منطقه‌ی اسلام‌آباد بود. در نهایت مخاطره بوم‌شناسی (RI) فلزات سنگین در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد از منطقه‌ی سنندج به‌دست آمد. الگوی مقادیر شاخص ارزیابی پتانسیل ریسک فلزات سنگین در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد به‌صورت جیوه۱۹/۲۴>کادمیوم۱۲/۷۴>نیکل۱/۶۲>منگنز/۷۷ ۰ آرسنیک۰/۴۰> مس۰/۲۶> سرب۰/۲۰۷> روی۰/۱۴ و در خاک‌های سنندج به‌صورت جیوه ۱۲/۳۳> کادمیوم۱۰/۴۴>نیکل۰/۷۷ آرسنیک۰/۶۵> منگنز۰/۶۳> مس۰/۳۹> روی ۰/۱۳> سرب۰/۱۱۷ به‌دست آمده است

جدول ۴. ارزیابی پتاسیل ریسک (Er) و مخاطره بوم‌شناسی (RI) فلزات سنگین در خاک‌های اسلام‌آباد و سنندج

شاخص	فلزات	اسلام‌آباد	سنندج
شاخص پتانسیل ریسک	جیوه	۱۹/۲۴	۱۲/۳۳
	آرسنیک	۰/۴۰۳	۰/۶۵
	کادمیوم	۱۲/۷۴	۱۰/۴۴
	مس	۰/۲۶	۰/۳۹
	نیکل	۱/۶۲	۰/۷۷
	سرب	۰/۲۰۷	۰/۱۱۷
	روی	۰/۱۴	۰/۱۳
	منگنز	۰/۷۷	۰/۶۳
مخاطره بوم‌شناسی	مجموع	۳۵/۵۴	۲۴/۸۵

جدول ۵ نشان می‌دهد بالاترین میزان جذب روزانه فلزات سنگین در خاک‌های منطقه‌ی اسلام‌آباد مربوط به فلز آلومینیم از راه جذب پوستی در کودکان ۲/۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز به دست آمد. پایین‌ترین میزان جذب روزانه در میان عناصر مربوط به فلز کادمیوم از راه دستگاه تنفس در بزرگسالان $۵/۰۶ \times ۱۰^{-۱۱}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز بود. در خصوص جذب روزانه فلزات سنگین از طریق گوارش بالاترین و پایین‌ترین جذب مربوط به فلز آلومینیم با $۱/۵۸ \times ۱۰^{۱}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز و کادمیوم $۴/۰۱ \times ۱۰^{-۶}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز بود. الگوی جذب روزانه‌ی فلزات سنگین از طریق سیستم‌های بدن انسان به‌صورت دستگاه گوارش>پوست>تنفس بود. بالاترین میزان جذب روزانه‌ی فلزات سنگین در خاک‌های منطقه‌ی سنندج مربوط به فلز آلومینیم از راه دستگاه گوارش در کودکان $۲/۳۱ \times ۱۰^{-۱}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز به دست آمد. پایین‌ترین میزان جذب در میان عناصر مربوط به فلز کادمیوم از راه دستگاه تنفس در کودکان $۷/۲۷ \times ۱۰^{-۱۲}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز بود. درخصوص جذب روزانه فلزات سنگین از طریق پوست بالاترین و پایین‌ترین جذب مربوط به فلزات جیوه $۵/۲ \times ۱۰^{-۶}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز و منگنز $۱/۱ \times ۱۰^{-۱۰}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز بود. در این پژوهش الگوی جذب روزانه فلزات سنگین از طریق سیستم‌های بدن انسان به‌صورت دستگاه گوارش>پوست>تنفس بود. همچنین در **جدول ۶** بالاترین شاخص HQ فلزات سنگین خاک در منطقه‌ی اسلام‌آباد مربوط به فلز آلومینیم برای کودکان از راه پوست ۲/۵۳ به دست آمد. پایین‌ترین شاخص HQ نیز مربوط به فلز سرب در بزرگسالان از راه دستگاه تنفس $۲/۱۶ \times ۱۰^{-۱۰}$ بود. بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه سنندج مربوط به فلز کادمیوم برای کودکان از راه جذب پوستی $۳/۳ \times ۱۰^{-۱۰}$ به‌دست آمد. پایین‌ترین شاخص HQ نیز مربوط به فلز روی در بزرگسالان از راه دستگاه تنفس $۱/۰۴ \times ۱۰^{-۱۰}$ بود.

جدول ۵. میزان جذب روزانه فلزات سنگین در خاک‌های سطحی مناطق اسلام‌آباد و سنندج

مناطق مورد مطالعه	فلزات سنگین	ADDing گوارش (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)		ADDinh تنفس (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)		ADDdermal پوست (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	
		کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان
اسلام‌آباد	جیوه	$۸/۶۴ \times ۱۰^{-۶}$	$۱/۱۶ \times ۱۰^{-۶}$	$۲/۴۲ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۱/۰۹ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۱/۳۸ \times ۱۰^{-۶}$	$۷/۳۰ \times ۱۰^{-۶}$
	آرسنیک	$۳/۴۴ \times ۱۰^{-۵}$	$۴/۶۲ \times ۱۰^{-۶}$	$۹/۶۵ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۴/۳۴ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۵/۵۰ \times ۱۰^{-۶}$	$۲/۹۰ \times ۱۰^{-۶}$
	کادمیوم	$۴/۰۶ \times ۱۰^{-۶}$	$۵/۳۸ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۱۲ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۵/۰۶ \times ۱۰^{-۱۱}$	$۶/۴۰ \times ۱۰^{-۷}$	$۳/۴۰ \times ۱۰^{-۶}$
	مس	$۸/۳۸ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۱۲ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۱۲ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۱/۰۵ \times ۱۰^{-۹}$	$۱/۳۰ \times ۱۰^{-۵}$	$۷/۰۳ \times ۱۰^{-۶}$
	آهن	$۶/۵۴ \times ۱۰^{-۲}$	$۸/۷۷ \times ۱۰^{-۳}$	$۱/۸۳ \times ۱۰^{-۶}$	۲×۱۰^{-۵}	$۱/۰۴ \times ۱۰^{-۲}$	$۵/۴۸ \times ۱۰^{-۱۰}$
	نیکل	$۳/۱۰ \times ۱۰^{-۴}$	$۴/۱۵ \times ۱۰^{-۵}$	$۸/۶۹ \times ۱۰^{-۹}$	$۳/۹۱ \times ۱۰^{-۹}$	$۴/۹۵ \times ۱۰^{-۵}$	$۲/۶۰ \times ۱۰^{-۶}$
	سرب	$۲/۷۱ \times ۱۰^{-۵}$	$۳/۶۴ \times ۱۰^{-۶}$	$۷/۶۰ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۳/۴۲ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۴/۳۰ \times ۱۰^{-۶}$	$۲/۳۰ \times ۱۰^{-۶}$
	روی	$۱/۸۳ \times ۱۰^{-۴}$	$۲/۴۶ \times ۱۰^{-۵}$	$۵/۱۴ \times ۱۰^{-۹}$	$۲/۳۱ \times ۱۰^{-۹}$	$۲/۹۳ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۵۰ \times ۱۰^{-۶}$
	آلومینیم	$۱/۵۸ \times ۱۰^{-۱}$	$۲/۱۳ \times ۱۰^{-۱}$	$۴/۴۵ \times ۱۰^{-۵}$	۲×۱۰^{-۵}	۵۳. ۲	$۱/۸۸ \times ۱۰^{-۸}$
	منگنز	$۱/۵۸ \times ۱۰^{-۲}$	$۲/۱۳ \times ۱۰^{-۳}$	$۴/۴۵ \times ۱۰^{-۷}$	۲×۱۰^{-۶}	$۲/۵۴ \times ۱۰^{-۳}$	$۱/۳۰ \times ۱۰^{-۱۰}$
سنندج	جیوه	$۶/۱۸ \times ۱۰^{-۶}$	$۸/۳۰ \times ۱۰^{-۷}$	$۱/۱۵ \times ۱۰^{-۱۱}$	$۷/۸۰ \times ۱۰^{-۱۱}$	$۹/۸۹ \times ۱۰^{-۷}$	$۵/۲۰ \times ۱۰^{-۶}$
	آرسنیک	$۵/۵۳ \times ۱۰^{-۵}$	$۷/۴۳ \times ۱۰^{-۶}$	$۱/۰۳ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۶/۹۹ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۸/۸۶ \times ۱۰^{-۶}$	$۴/۶۰ \times ۱۰^{-۶}$
	کادمیوم	$۳/۸۰ \times ۱۰^{-۶}$	$۵/۲۲ \times ۱۰^{-۷}$	$۷/۲۷ \times ۱۰^{-۱۲}$	$۴/۹۰ \times ۱۰^{-۱۱}$	$۶/۲۲ \times ۱۰^{-۷}$	$۳/۳۰ \times ۱۰^{-۶}$
	مس	$۱/۲۸ \times ۱۰^{-۴}$	$۱/۷۳ \times ۱۰^{-۵}$	$۳/۷۸ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۱/۶۲ \times ۱۰^{-۹}$	$۲/۰۶ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۱۰ \times ۱۰^{-۶}$
	آهن	$۶/۰۵ \times ۱۰^{-۲}$	$۸/۱۱ \times ۱۰^{-۳}$	$۱/۱۳ \times ۱۰^{-۷}$	$۲/۱۷ \times ۱۰^{-۵}$	$۹/۶۸ \times ۱۰^{-۳}$	$۵/۱۰ \times ۱۰^{-۱۰}$
	نیکل	$۱/۴۸ \times ۱۰^{-۴}$	$۱/۹۹ \times ۱۰^{-۵}$	$۲/۷۸ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۱/۸۷ \times ۱۰^{-۹}$	$۲/۳۷ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۳۰ \times ۱۰^{-۶}$
	سرب	$۱/۶۱ \times ۱۰^{-۵}$	$۲/۱۴ \times ۱۰^{-۶}$	$۳/۰۲ \times ۱۰^{-۱۱}$	$۲/۰۴ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۲/۵۸ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۴۰ \times ۱۰^{-۶}$
	روی	$۱/۶۷ \times ۱۰^{-۴}$	$۲/۲۵ \times ۱۰^{-۵}$	$۳/۱۳ \times ۱۰^{-۱۰}$	$۲/۱۱ \times ۱۰^{-۹}$	$۲/۶۸ \times ۱۰^{-۵}$	$۱/۴۰ \times ۱۰^{-۶}$
	آلومینیم	$۱/۷۲ \times ۱۰^{-۱}$	$۲/۳۱ \times ۱۰^{-۱}$	$۳/۲۳ \times ۱۰^{-۶}$	$۲/۱۷ \times ۱۰^{-۵}$	$۲/۷۵ \times ۱۰^{-۱}$	$۱/۴۴ \times ۱۰^{-۸}$
	منگنز	$۱/۲۷ \times ۱۰^{-۲}$	$۱/۷۰ \times ۱۰^{-۳}$	$۲/۳۷ \times ۱۰^{-۸}$	$۱/۶۰ \times ۱۰^{-۷}$	$۲/۰۲ \times ۱۰^{-۳}$	$۱/۱۰ \times ۱۰^{-۱۰}$

جدول ۶. ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین در خاک‌های سطحی مناطق اسلام‌آباد و سنندج HQ

مناطق مورد مطالعه	فلزات سنگین	گوارش		تنفس		پوست	
		کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان
اسلام‌آباد	جیوه	$۲/۸۸\times۱۰^{-۳}$	$۳/۸۶\times۱۰^{-۱}$	$۲/۸۳\times۱۰^{-۷}$	$۱/۲۷\times۱۰^{-۳}$	$۶/۵۸\times۱۰^{-۲}$	$۳/۴۱\times۱۰^{-۱}$
	آرسنیک	$۱/۱۵\times۱۰^{-۱}$	$۱/۵۲\times۱۰^{-۲}$	$۳/۱۱\times۱۰^{-۷}$	$۱/۴۰\times۱۰^{-۵}$	$۴/۴۷\times۱۰^{-۲}$	$۱/۲۳\times۱۰^{-۲}$
	کادمیوم	$۴/۰۱\times۱۰^{-۵}$	$۵/۳۸\times۱۰^{-۲}$	$۱/۱۲\times۱۰^{-۷}$	$۵/۰۶\times۱۰^{-۸}$	$۶/۴۰\times۱۰^{-۱}$	$۳/۴۰\times۱۰^{-۱}$
	مس	$۲/۱۵\times۱۰^{-۳}$	$۲/۸۱\times۱۰^{-۱}$	$۲/۸۰\times۱۰^{-۱۰}$	$۲/۶۳\times۱۰^{-۶}$	$۱/۱۱\times۱۰^{-۲}$	$۵/۸۶\times۱۰^{-۴}$
	آهن	$۶/۵۴\times۱۰^{-۲}$	$۸/۷۷\times۱۰^{-۳}$	$۱/۸۳\times۱۰^{-۶}$	۲×۱۰^{-۵}	$۱/۰۴\times۱۰^{-۲}$	$۵/۴۸\times۱۰^{-۱۰}$
	نیکل	$۱/۵۴\times۱۰^{-۱}$	$۲/۰۸\times۱۰^{-۴}$	$۴/۲۱\times۱۰^{-۷}$	$۱/۸۹\times۱۰^{-۷}$	$۹/۱۸\times۱۰^{-۲}$	$۴/۸۱\times۱۰^{-۳}$
	سرب	$۹/۰۴\times۱۰^{-۲}$	$۱/۲۱\times۱۰^{-۳}$	$۲/۱۶\times۱۰^{-۱۰}$	$۹/۷۳\times۱۰^{-۷}$	$۸/۲۷\times۱۰^{-۳}$	$۴/۴۳\times۱۰^{-۲}$
	روی	$۶/۱۱\times۱۰^{-۱}$	$۸/۱۹\times۱۰^{-۴}$	$۱/۷۱\times۱۰^{-۷}$	$۷/۷۱\times۱۰^{-۷}$	$۴/۸۸\times۱۰^{-۳}$	$۲/۵۴\times۱۰^{-۴}$
	آلومینیم	$۱/۵۸\times۱۰^{-۱}$	$۲/۱۳\times۱۰^{-۱}$	$۴/۴۵\times۱۰^{-۵}$	۲×۱۰^{-۵}	$۲/۵۳$	$۱/۸۸\times۱۰^{-۸}$
	منگنز	$۱/۵۰\times۱۰^{-۲}$	$۲/۱۳\times۱۰^{-۳}$	$۴/۴۰\times۱۰^{-۷}$	۲×۱۰^{-۶}	$۲/۵۴\times۱۰^{-۳}$	$۱/۳۰\times۱۰^{-۱۰}$
سنندج	جیوه	$۲/۰۶\times۱۰^{-۲}$	$۲/۷۶\times۱۰^{-۲}$	$۱/۳۵\times۱۰^{-۹}$	$۹/۱۱\times۱۰^{-۹}$	$۴/۷۱\times۱۰^{-۳}$	$۲/۴۷\times۱۰^{-۱}$
	آرسنیک	$۱/۸۴\times۱۰^{-۱}$	$۲/۴۸\times۱۰^{-۲}$	$۳/۳۴\times۱۰^{-۸}$	$۲/۲۵\times۱۰^{-۷}$	$۷/۲۴\times۱۰^{-۲}$	$۳/۷۸\times۱۰^{-۲}$
	کادمیوم	$۳/۸۹\times۱۰^{-۳}$	$۵/۲۲\times۱۰^{-۴}$	$۷/۲۷\times۱۰^{-۹}$	$۴/۹۰\times۱۰^{-۸}$	$۶/۲۲\times۱۰^{-۲}$	$۳/۳۰\times۱۰^{-۱}$
	مس	$۳/۲۱\times۱۰^{-۳}$	$۴/۳۲\times۱۰^{-۴}$	$۵/۰۷\times۱۰^{-۶}$	$۴/۰۴\times۱۰^{-۸}$	$۱/۷۱\times۱۰^{-۲}$	۹×۱۰^{-۴}
	آهن	$۶/۰۵\times۱۰^{-۲}$	$۸/۱۱\times۱۰^{-۳}$	$۱/۱۳\times۱۰^{-۷}$	$۲/۱۷\times۱۰^{-۵}$	$۹/۶۸\times۱۰^{-۳}$	$۵/۱۰\times۱۰^{-۱۰}$
	نیکل	$۷/۴۳\times۱۰^{-۳}$	$۹/۹۷\times۱۰^{-۳}$	$۱/۳۴\times۱۰^{-۹}$	$۹/۱۱\times۱۰^{-۸}$	$۴/۰۴\times۱۰^{-۲}$	$۲/۳۱\times۱۰^{-۳}$
	سرب	$۵/۳۹\times۱۰^{-۲}$	$۷/۲۴\times۱۰^{-۴}$	$۸/۶۰\times۱۰^{-۱۲}$	$۵/۸۰\times۱۰^{-۹}$	$۴/۹۳\times۱۰^{-۲}$	$۲/۵۹\times۱۰^{-۱۳}$
	روی	$۵/۸۵\times۱۰^{-۴}$	$۷/۴۹\times۱۰^{-۴}$	$۱/۰۴\times۱۰^{-۱۰}$	$۷/۰۵\times۱۰^{-۹}$	$۴/۴۶\times۱۰^{-۳}$	$۲/۳۴\times۱۰^{-۲}$
	آلومینیم	$۱/۷۲\times۱۰^{-۱}$	$۲/۳۱\times۱۰^{-۱}$	$۳/۲۳\times۱۰^{-۶}$	$۲/۱۷\times۱۰^{-۵}$	$۲/۷۵\times۱۰^{-۱}$	$۱/۴۴\times۱۰^{-۸}$
	منگنز	$۱/۲۷\times۱۰^{-۲}$	$۱/۷۰\times۱۰^{-۳}$	$۲/۳۷\times۱۰^{-۸}$	$۱/۶۰\times۱۰^{-۷}$	$۲/۰۲\times۱۰^{-۳}$	$۱/۱۰\times۱۰^{-۱۰}$

نتایج **جدول ۷** نشان می‌دهد که شاخص خطر سرطان‌زایی نیکل و شاخص خطر غیرسرطان‌زایی جیوه در خاک مناطق اسلام‌آباد و سنندج بالاترین مقادیر را دارند. شاخص خطر غیرسرطان‌زایی جیوه در خاک مناطق اسلام‌آباد برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب $۶/۸۶\times۱۰^{-۲}$ و $۷/۱۰\times۱۰^{-۱}$ بود. همچنین این شاخص برای فلز جیوه در خاک‌های سطحی سنندج برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب $۲/۵۳\times۱۰^{-۲}$ و $۱/۰۱\times۱۰^{-۱}$ به‌دست آمد.

جدول ۷. شاخص خطر سرطان‌زایی RI و شاخص خطر غیرسرطان‌زایی HI فلزات سنگین خاک مناطق اسلام‌آباد و سنندج

مناطق مورد مطالعه	فلزات سنگین	شاخص خطر سرطان‌زایی RI		شاخص خطر غیر سرطان‌زایی HI	
		کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان
اسلام‌آباد	جیوه	-	-	$۶/۸۶\times۱۰^{-۲}$	$۷/۱۰\times۱۰^{-۱}$
	آرسنیک	$۱/۳۴\times۱۰^{-۵}$	$۱/۱۳\times۱۰^{-۶}$	$۱/۵۹\times۱۰^{-۱}$	$۲/۵۹\times۱۰^{-۲}$
	کادمیوم	$۲/۹۶\times۱۰^{-۶}$	$۳/۰۶\times۱۰^{-۵}$	$۶/۴۰\times۱۰^{-۱}$	$۳/۹۳\times۱۰^{-۱}$
	مس	-	-	$۱/۳۲\times۱۰^{-۲}$	$۲/۸۶\times۱۰^{-۲}$
	نیکل	$۳/۰۱\times۱۰^{-۴}$	$۳/۷۰\times۱۰^{-۵}$	$۱/۰۷\times۱۰^{-۱}$	$۵/۰۷\times۱۰^{-۳}$
	سرب	$۱/۳۱\times۱۰^{-۶}$	$۲/۴۹\times۱۰^{-۷}$	$۹/۸۶\times۱۰^{-۲}$	$۴/۰۷\times۱۰^{-۲}$
	روی	-	-	$۶/۱۵\times۱۰^{-۱}$	$۱/۰۷\times۱۰^{-۳}$
سنندج	جیوه	-	-	$۲/۵۳\times۱۰^{-۲}$	$۱/۰۱\times۱۰^{-۱}$
	آرسنیک	$۹/۶۶\times۱۰^{-۶}$	$۱/۸۱\times۱۰^{-۶}$	$۲/۵۶\times۱۰^{-۱}$	$۶/۲۶\times۱۰^{-۲}$
	کادمیوم	$۲/۸۴\times۱۰^{-۶}$	$۲/۴۰\times۱۰^{-۶}$	$۶/۶۰\times۱۰^{-۲}$	$۳/۳۰\times۱۰^{-۱}$
	مس	-	-	$۴/۹۲\times۱۰^{-۲}$	$۵/۰۲\times۱۰^{-۳}$
	نیکل	$۱/۴۷\times۱۰^{-۴}$	$۱/۷۸\times۱۰^{-۵}$	$۴/۷۸\times۱۰^{-۲}$	$۲/۳۱\times۱۰^{-۳}$
	سرب	$۱/۷۵\times۱۰^{-۶}$	$۱/۴۸\times۱۰^{-۷}$	$۱/۰۳\times۱۰^{-۱}$	$۲/۶۶\times۱۰^{-۲}$
	روی	-	-	$۵/۰۱\times۱۰^{-۳}$	$۲/۴۱\times۱۰^{-۲}$

بحث

با توجه به نتایج فاکتور آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه و بر اساس طبقه‌بندی این شاخص در خاک‌های دو منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج همگی در طبقه‌ی با آلودگی کم قرار دارند. بر اساس فاکتور آلودگی می‌توان مقدار فلزات سنگین خاک را نسبت به مقدار طبیعی و زمینه آن در منطقه را بررسی کرد (۲۹). در حقیقت فاکتور آلودگی سهم فعالیت‌های انسانی را در آلودگی خاک منطقه مشخص می‌کند. درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده نیز و آلودگی متوسط فلزات سنگین در خاک را نشان دادند که با توجه به اینکه شاخص درجه‌ی آلودگی توسط ابراهیم اصلاح شده است (۲۶) به نظر می‌رسد آلودگی متوسط نتیجه‌ی دقیق‌تری باشد. این شاخص جهت تعیین سطح آلودگی ارائه شده و می‌تواند تخمینی از سطح آلودگی فلزات را در اختیار قرار دهد (۳۰). همچنین با توجه به این‌که شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در خاک دو منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج بالاتر از ۱ به‌دست آمد، بنابراین می‌توان بیان کرد که آلودگی فلزات سنگین در خاک این مناطق وجود دارد. به‌طور کلی مقادیر کوچکتر از ۱ شاخص بار آلودگی نشان‌دهنده‌ی عدم آلودگی و مقادیر بزرگتر از ۱ نشان‌دهنده‌ی آلودگی نسبت به فلزات سنگین است (۳۱). بر اساس سطوح ارائه‌شده توسط مولر شاخص زمین انباشت آلودگی کم را برای کلیه فلزات مورد بررسی در خاک‌های سطحی دو منطقه اسلام‌آباد غرب و سنندج نشان داد. با توجه به نتایج شاخص زمین انباشت فلزات سرب، مس، روی، جیوه، کادمیوم، نیکل، آلومینیم، منگنز، آهن و آرسنیک برای خاک آلودگی نداشتند. شاخص زمین انباشت می‌تواند درجه آلایندگی خاک به فلزات سنگین را تعیین نماید و در تحلیل‌های زیست محیطی به‌منظور مشخص‌کردن میزان آلودگی کاربرد دارد و نوسانات طبیعی موجود در غلظت یک فلز سنگین یک منطقه را مشخص و تغییرات اندک ناشی از اثرات انسان بر خاک را تعیین می‌کند (۲۷). مقادیر فلزات جیوه، آرسنیک، کادمیوم، سرب، مس، روی، نیکل، منگنز، آلومینیوم و آهن در خاک‌های سطحی دو منطقه‌ی اسلام‌آباد غرب و سنندج در مقایسه با بسیاری از مطالعات انجام‌شده در ایران پایین‌تر است (۳۷-۳۲). محتوای عناصر جیوه، کادمیوم، مس، کروم، نیکل و سرب در مقایسه با کشورهای استرالیا، صربستان، پاکستان، آمریکا و چین در سطح پایینی است (۴۲-۳۸) که ممکن است تحت تاثیر سطح توسعه صنعتی یا پیشینه‌ی زمین‌شناسی هر منطقه قرار گیرد.

در این تحقیق غنی‌شدگی فلز آهن به‌شدت زیاد و منگنز بسیار زیاد بود. شدت غنی‌شدگی آلومینیم، جیوه و کادمیوم زیاد و نیکل، مس و آرسنیک در منطقه‌ی اسلام‌آباد متوسط و نیکل، مس، آرسنیک در سنندج و روی و سرب در هر دو منطقه غنی‌شدگی کم دارند. با توجه به این‌که فاکتور غنی‌شدگی نشان‌دهنده‌ی مقدار افزایش غلظت یک عنصر نسبت به غلظت طبیعی آن در خاک است (۲۵). همچنین در تحلیل‌های زیست‌محیطی یکی از عوامل مهم ارزیابی میزان تمرکز عناصر تحت تاثیر عوامل انسان‌زاد و طبیعی می‌باشد (۴۳). بنابراین می‌توان چنین استنباط کرد که خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج تحت تاثیر فلزات سنگین منابع انسان‌زاد در منطقه هستند. در تحقیقات و مطالعات متعدد ورود فلزات سنگین از راه‌های انسان‌ساخت نظیر فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی گزارش شده است (۴۷-۴۴).

نتایج مخاطره بوم‌شناسی فلزات سنگین در خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج نشان داد که فلز جیوه بیشترین خطر بوم‌شناسی را در بین عناصر مورد برررسی و فلز روی کمترین خطر بوم‌شناسی را داشتند. درنهایت با توجه به محاسبات ارزیابی مخاطره بوم‌شناسی می‌توان چنین نتیجه گرفت که، شاخص پتانسیل خطر زیستی فلزات سنگین در خاک‌های منطقه اسلام‌آباد و سنندج در سطح کم به‌دست آمد. بنابراین با توجه به نتایج احتمالا جیوه تاثیر بسزایی در مخاطره بوم‌شناسی خاک‌های این مناطق دارد. جیوه به‌عنوان یک آلاینده سمی، پایدار و متحرک شناخته می‌شود. در محیط تجزیه نمی‌شود و به‌دلیل فرار عنصر و چندین ترکیب آن متحرک می‌شود. علاوه بر این، جیوه این توانایی را دارد که در داخل توده‌های هوا در فواصل بسیار طولانی منتقل شود (۴۸). جیوه از طریق فعالیت‌های انسانی و از طریق منابع و فرآیندهای طبیعی مانند آتشفشان‌ها و هوازدگی سنگ‌ها در محیط آزاد می‌شود. پس از آزادشدن، جیوه بین بخش‌های اصلی محیطی، یعنی هوا، خاک و آب، حمل و بازیافت می‌شود تا در نهایت از طریق دفن در رسوبات ساحلی و اعماق اقیانوس، رسوبات دریاچه‌ها و خاک‌های سطحی انباشته می‌شود (۴۹،۵۰).

ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین در خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج نشان داد که بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه اسلام‌آباد مربوط به فلز آلومینیم برای کودکان از راه پوست ۵۳/۲ به‌دست آمد. پایین‌ترین شاخص HQ نیز مربوط به فلز سرب در بزرگسالان از راه دستگاه تنفس $۲/۱۶\times۱۰^{-۱۰}$ بود. بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه‌ی سنندج مربوط به فلز کادمیوم برای کودکان از راه جذب پوستی $۳/۳\times۱۰^{-۱}$ به‌دست آمد. پایین‌ترین شاخص HQ نیز مربوط به فلز روی در بزرگسالان از راه دستگاه تنفس $۱/۰۴\times۱۰^{-۱۰}$ بود. شاخص خطر سرطانزایی (RI) فلزات سمی‌کادمیوم، سرب، نیکل و آرسنیک در خاک مناطق اسلام‌آباد و سنندج نشان داد که مقادیر آن‌ها کمتر از $۱۰^{-۴}$ به دست آمد، اما شاخص خطر غیرسرطان‌زایی (HI) فلزات کادمیوم، سرب، نیکل، مس، روی، آهن، منگنز در خاک مناطق اسلام‌آباد و سنندج بالاتر از $۱۰^{-۴}$ بود. با توجه به نتایج چنین استنباط می‌گردد که مقادیر فلزات سنگین مورد مطالعه در خاک‌های سطحی می‌تواند سبب بیماری‌زایی در انسان شود.

بالاترین میزان جذب روزانه فلزات سنگین در خاک‌های منطقه اسلام‌آباد مربوط به فلز آلومینیم از راه جذب پوستی در کودکان به‌دست آمد. پایین‌ترین میزان جذب روزانه در میان عناصر مربوط به فلز کادمیوم از راه دستگاه تنفس در بزرگسالان در روز بود. در خصوص جذب روزانه فلزات سنگین از طریق گوارش بالاترین و پایین‌ترین جذب مربوط به فلزآلومینیم وکادمیوم بود. الگوی جذب روزانه فلزات سنگین از طریق سیستم‌های بدن انسان به‌صورت دستگاه گوارش>پوست>تنفس بود. بالاترین میزان جذب روزانه فلزات سنگین در خاک‌های منطقه سنندج مربوط به فلز آلومینیم از راه دستگاه گوارش در کودکان به‌دست آمد. همچنین پایین‌ترین میزان جذب میان عناصر مربوط به فلز کادمیوم از راه دستگاه تنفس در کودکان بود. درخصوص جذب روزانه فلزات سنگین از طریق پوست بالاترین و پایین‌ترین جذب مربوط به فلزات جیوه و منگنز بود. در این پژوهش الگوی جذب روزانه فلزات سنگین از طریق سیستم‌های بدن انسان در این منطقه به‌صورت دستگاه گوارش>پوست>تنفس بود. پروشاد و همکاران (۲۰۱۹) در پژوهشی به بررسی خطر بوم‌شناسی و سلامت فلزات سنگین خاک‌های مزارع کشاورزی در نزدیکی مناطق صنعتی Tangail واقع در کشور بنگلادش پرداختند. مقدار کل شاخص خطر (THQ) را برای هر یک از فلزات مورد بررسی در در این مناطق کمتر از ۱ و مقادیر شاخص خطر سرطان کمتر از $۱۰^{-۶}$ به‌دست آوردند که بیانگر عدم سرطان و ریسک سرطان در بزرگسالان و افراد جوان می‌شود (۵۱). در پژوهش مشابهی بر روی فلزات سنگین در خاک‌های رویشی آزاد در منطقه حوضه یانگ تسه کشور چین نشان داد ارزیابی فلزات سنگین خاک برای سلامت انسان در این منطقه برای کودکان بدون توجه به خطر سرطان‌زا یا غیر سرطان‌زا، مستعد ابتلا به خطرات بالقوه سلامتی مربوط به فلزات می‌باشد و خطرات سرطان‌زا و غیر سرطان‌زایی قابل توجهی در بزرگسالان وجود نداشت، اما کودکان اثر غیر سرطان‌زایی معنی‌داری نشان دادند (۵۲). در پژوهش مشابه دیگری در کشور چین که توسط یانگ و همکاران (۲۰۱۹) انجام شد وضعیت و الگوی خطرات بالقوه سلامتی ناشی از تجمع فلزات سنگین، آرسنیک، کروم، نیکل، کادمیوم، سرب و رویدر خاک کشور چین را بررسی کردند. در این مطالعه غلظت کادمیوم بالاتر از حد استاندارد بود علاوه بر این میانگین شاخص خطر[1] از طریق قرارگرفتن در معرض شش فلزات سنگین خطرات غیر سرطانی برای کودکان بالاتر از ۱ گزارش شده است (۵۳).

نتیجه‌گیری

ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین در خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج نشان داد که بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه‌ی اسلام‌آباد مربوط به فلز آلومینیم برای کودکان از راه پوست و بالاترین شاخص خطر فلزات سنگین خاک در منطقه‌ی سنندج مربوط به فلز کادمیوم برای کودکان از راه جذب پوستی به‌دست آمد. نتایج مخاطره بوم‌شناسی فلزات سنگین در خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج نشان داد که فلز جیوه بیشترین خطر بوم‌شناسی را در بین عناصر مورد برررسی دارد. با توجه به نتایج فاکتور آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه و بر اساس طبقه‌بندی این شاخص در خاک‌های دو منطقه‌ی اسلام‌آباد و سنندج همگی در طبقه‌ی با آلودگی کم قرار دارند. درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده و آلودگی

[1] Hazard Index

متوسط فلزات سنگین در خاک را نشان دادند. بر اساس سطوح ارائه‌شده توسط مولر شاخص زمین انباشت آلودگی کم را برای کلیه فلزات مورد بررسی نشان داد. با توجه به نتایج شاخص زمین‌انباشت فلزات سرب، مس، روی، جیوه، کادمیوم، نیکل، آلومینیم، منگنز، آهن و آرسنیک برای خاک آلودگی نداشتند. در این تحقیق غنی‌شدگی فلز آهن به‌شدت زیاد و منگنز بسیار زیاد بود. شدت غنی‌شدگی آلومینیوم، جیوه و کادمیوم زیاد و نیکل، مس و آرسنیک در منطقه‌ی اسلام‌آباد غنی‌شدگی متوسط و نیکل، مس، آرسنیک در سنندج و روی و سرب در هر دو منطقه غنی-شدگی کم دارند. بر اساس این شاخص می‌توان چنین استنباط کرد که خاک‌های مناطق اسلام‌آباد و سنندج تحت تاثیر فلزات سنگین منابع انسان‌ساخت در منطقه هستند.

تشکر و قدردانی: این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد گروه مهندسی صنایع‌غذایی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز می‌باشد، نویسندگان مقاله کمال تشکر و قدردانی را از حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی اعلام می‌نمایند.

تعارض منافع: نویسندگان هیچ‌گونه تعارض منافع با یکدیگر ندارند.

حمایت مالی: نویسندگان مقاله در راستای کمک‌های مالی تشکر و قدردانی خود را از مدیریت و معاونت پژوهشی و همکاران محترم دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز اعلام می-نمایند.

ملاحظات اخلاقی: نویسندگان نمامی نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. همچنین هر گونه تضاد منافع حقیقی یا مادی که ممکن است بر نتایج یا تفسیر مقاله تاثیر بگذارد را رد می‌کنند.

مشارکت نویسندگان: نویسندگان مقاله خانم حسنا پورعباسی، خوشناز پاینده و مهرنوش تدینی در مراحل مختلف انجام پژوهش شامل طراحی و ایده، نمونه‌برداری، عملیات آزمایشگاهی و نگارش مقاله همکاری متقابل داشتند.

References

1. Zhang, X., He, L., Yang, X. and Gustave, W., 2023. Soil pollution, risk assessment and remediation. Frontiers in Environmental Science, 11, p.1252139. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1252139
2. Khan, S., Naushad, M., Lima, E.C., Zhang, S., Shaheen, S.M. and Rinklebe, J., 2021. Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies-A review. Journal of Hazardous Materials, 417, p.126039. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126039 PMid:34015708؛
3. Chen, L., Zhou, M., Wang, J., Zhang, Z., Duan, C., Wang, X., Zhao, S., Bai, X., Li, Z., Li, Z. and Fang, L., 2022. A global meta-analysis of heavy metal (loid) s pollution in soils near copper mines: Evaluation of pollution level and probabilistic health risks. Science of the Total Environment, 835, p.155441. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155441 PMid:35469881؛
4. Singh, P., Singh, S.K. and Prasad, S.M. eds., 2020. Plant responses to soil pollution (pp. 205-220). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4964-9_13؛
5. Zhao, F.J., Ma, Y., Zhu, Y.G., Tang, Z. and McGrath, S.P., 2015. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. Environmental Science & Technology, 49(2), pp.750-759. https://doi.org/10.1021/es5047099 PMid:25514502؛
6. Islam, M.S., Ahmed, M.K., Al-Mamun, M.H. and Eaton, D.W., 2020. Human and ecological risks of metals in soils under different land-use types in an urban environment of Bangladesh. Pedosphere, 30(2), pp.201-213. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60395-3؛
7. Gautam, K., Sharma, P., Dwivedi, S., Singh, A., Gaur, V.K., Varjani, S., Srivastava, J.K., Pandey, A., Chang, J.S. and Ngo, H.H., 2023. A review on control and abatement of soil pollution by heavy metals: Emphasis on artificial intelligence in recovery of contaminated soil. Environmental Research, p.115592. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115592 PMid:36863654؛
8. Ministry of Environmental Protection (MEP). 2014. National soil contamination survey report. Beijing, China: Ministry of Environmental Protection. Available at: http://www.mep.gov.cn /gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.؛
9. US Environmental Protection Agency (USEPA). 2004. Cleaning up the nation's waste sites: Markets and technology trends, Washington, DC.؛
10. Environment Agency. 2009. Reporting the evidence: Dealing with contaminated land in

England and Wales: A review of progress from 2000-2007 with Part 2A of the environmental protection act. Bristol, UK.؛
11. Pena, A., 2022. A comprehensive review of recent research concerning the role of low molecular weight organic acids on the fate of organic pollutants in soil. Journal of Hazardous Materials, 434, p.128875. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128875 PMid:35429761؛
12. Yuan, H., Wan, Q., Huang, Y., Chen, Z., He, X., Gustave, W., Manzoor, M., Liu, X., Tang, X., Ma, L.Q. and Xu, J., 2021. Warming facilitates microbial reduction and release of arsenic in flooded paddy soil and arsenic accumulation in rice grains. Journal of Hazardous Materials, 408, p.124913. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124913 PMid:33412441؛
13. Djahed, B., Taghavi, M., Farzadkia, M., Norzaee, S. and Miri, M., 2018. Stochastic exposure and health risk assessment of rice contamination to the heavy metals in the market of Iranshahr, Iran. Food and Chemical Toxicology, 115, pp.405-412. https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.03.040 PMid:29608982؛
14. Pena-Fernandez, A., Gonznlez-Munoz, M.J. and Lobo-Bedmar, M.C., 2014. Establishing the importance of human health risk assessment for metals and metalloids in urban environments. Environment International, 72, pp.176-185. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.007 PMid:24791693؛
15. Xiao, Q., Zong, Y., Malik, Z. and Lu, S., 2020. Source identification and risk assessment of heavy metals in road dust of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 26(5), pp.1359-1378. https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1578946؛
16. Singh, M., Thind, P.S. and John, S., 2018. Health risk assessment of the workers exposed to the heavy metals in e-waste recycling sites of Chandigarh and Ludhiana, Punjab, India. Chemosphere, 203, pp.426-433. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.138 PMid:29631115؛
17. Penteado, J.O., de Lima Brum, R., Ramires, P.F., Garcia, E.M., Dos Santos, M. and da Silva Júnior, F.M.R., 2021. Health risk assessment in urban parks soils contaminated by metals, Rio Grande city (Brazil) case study. Ecotoxicology and Environmental Safety, 208, p.111737. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111737 PMid:33396065؛
18. Payandeh, K., 2023. Ecological and Human Health Risks Assessment of Potentially Toxic Elements Contamination of Surface Soils in Shushtar and Dezful, Iran. Journal of Advances in Environmental Health Research, 11(1), pp.28-39. https://doi.org/10.34172/jaehr.2023.04؛
19. Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O. and Altermann, M., 2019. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. Environment international, 126, pp.76-88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.011 PMid:30784803؛
20. Shafeie, B., Barghi, H. and Ghanbari, Y. 2019. Drought Status and its Management from the Viewpoint of Professionals and Households' Heads in Rural Areas of Eslamabad Gharb, Iran. Geographical Researches, 34(4), pp.539-550. [In Persian]. https://doi.org/10.29252/geores.34.4.539؛
21. Iran's Statistics Center [Internet] 2017. Detailed results of population and housing census, Eslamabad Gharb. [Published 2016, 6 October Cited 2019, 5 Jun]. Available from: http://mpo-ksh.ir. [In Persian].؛
22. Shamai, A. and Nazaninpuri, Sh., 2022. The Analysis of the Quality of Life Indicators in Urban Areas of Sanandaj. Journal of Urban Ecology Researches, 13(2), pp.35-50. [In Persian].؛
23. Khosravi, V., Gholizadeh, A. and Saberioon, MM., 2022. Soil toxic elements determination using integration of Sentinel-2 and Landsat-8 images: Effect of fusion techniques on model performance, Environmental Pollution, 310, p.119828. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119828 https://doi.org/10.2139/ssrn.4086558 https://doi.org/10.31219/osf.io/ysvba؛
24. United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1996. Method 3050B: Acid digestion of Sediments, sludges and soils (revision 2).؛
25. Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control a sediment logical approaches. Water Research, 14, pp.975-1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8؛
26. Chang, Y.T., Hsi, H.C., Hseu, Z.Y. and Jheng, S.L., 2013. Chemical stabilization of cadmium in acidic soil using alkaline agronomic and industrial by-products. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 48(13), pp.1748-1756. https://doi.org/10.1080/10934529.2013.815571 PMid:23947715؛
27. Muller, G., 1979. Index of geo accumulation in the sediments of the Rhine River. Geojournal, 2, pp.108-118.؛
28. USEPA. 2010. User's Guide (EB/OL). http: //www.epa.gov/Van den Berg, R. 1995. Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. RIVM Report no. 725201011. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM).؛
29. Keshavarzi, A., Kumar, V., Ertunc, G. and Brevik, E.C., 2021. Ecological risk assessment and source apportionment of heavy metals contamination: an appraisal based on the Tellus soil survey.

Environmental Geochemistry and Health, 43(5), pp.2121-2142. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00787-w PMid:33392900؛

30. Abrahim G.M.S. and Parker R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. Environmental Monitoring and Assessment, 136, pp. 227-238. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2 PMid:17370131؛

31. Harikumar, P.S., Nasir, Y.P. and MujeebuRahman, M.P., 2009. Distribution of heavymetals in the core sediments of a tropicalwetland system. International Journal ofEnvironmental Science Technology, 6 (2), pp. 225-232. https://doi.org/10.1007/BF03327626؛

32. 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. [In Persian]. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.097 PMid:25461074؛

33. Sabet Aghlidi, P., Cheraghi, M., Lorestani, B., Sobhanardakani, S. and Merrikhpour, H. 2020. Spatial Distribution of Cadmium in Agricultural Soils of Eghlid County, South of Iran. Archive Hygiene Science, 9(4), pp.311-324. [In Persian].؛

34. Bineshpour, M., Payandeh, K., Nazarpour, A. and Sabzalipour, S., 2021. Assessment of Human Health Risk and Surface Soil Contamination by Some Toxic Elements in Arak City, Iran. Journal of Advances in Environmental Health Research, 9(4), pp.321-332. [In Persian]. https://doi.org/10.32598/JAEHR.9.4.1233؛

35. Borojerdnia, A., MohamadiRozbahani, M., Nazarpour, A., Ghanavati, N. and Payandeh, K. 2020. Heavy Metal Pollution in Surface Soils of Ahvaz, Iran, Using Pollution Indicators and Health Risk Assessment. Archive Hygiene Science, 9(4), pp.299-310. [In Persian]. https://doi.org/10.52547/ArchHygSci.9.4.299؛

36. Salmanpour, A., Salehi, M.H. and Mohammadi, J., 2017. Investigating the state of contamination with chromium, nickel and cobalt elements in soils affected by ophiolitic formations in Niriz region of Fars province. Water and Soil Journal, 91(9), pp.772-784. [In Persian].؛

37. Mohammad Alizadeh, F., Panahpour, A. and Nazarpour, A., 2018. Investigating the level of pollution and spatial distribution pattern of heavy metal concentration (chromium, nickel, copper, lead and zinc) in Mahshahr Industrial City. Natural Environment Journal, Iranian Journal of Natural Resources, 71 (3), pp.399-411. [In Persian].؛

38. Holmgren, G., Meyer, M., Chaney, R. and Daniels, R., 1993. Cadmium, lead, zinc, copper, andnickel in agricultural soils of the United States of America. Journal of Environmental Quality, 22, pp. 335-348. https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200020015x؛

39. Kuzmanoski, M., Todorovic, M., Anicic-Urosevic, M. and Rajsic, S., 2014. Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade. The Journal Hemijska industrija, 68, pp.643-651. https://doi.org/10.2298/HEMIND131105001K؛

40. Rate, A.W., 2018. Multielement geochemistry identifies the spatial pattern of soil and sediment contamination in an urban parkland, Western Australia. Science of the Total Environment, 627, pp.1106-1120. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.332 PMid:29426129؛

41. Khan, S., Munir, S., Sajjad, M. and Li, G., 2016. Urban park soil contamination by potentially harmful elements and human health risk in Peshawar City, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. Journal of Geochemical Exploration, 165, pp.102-110. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.03.007؛

42. NEPAC (National Environmental Protection Agency of China). 1995. Environmental Quality Standard for Soils; NEPAC: Beijing, China, GB 15618.؛

43. Ganiyu, S.A., Oyadeyi, A.T. and Adeyemi, A.A., 2021. Assessment of heavy metals contamination and associated risks in shallow groundwater sources from three different residential areas within Ibadan metropolis, southwest Nigeria. Applied Water Science, 11 (5), pp.1-20 https://doi.org/10.1007/s13201-021-01414-4؛

44. Guo, G., Lei, M., Wang, Y., Song, B. and Yang, J., 2018. Accumulation of As, Cd, and Pb in Sixteen Wheat Cultivars Grown in Contaminated Soils and Associated Health Risk Assessment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 15, p.2601. https://doi.org/10.3390/ijerph15112601 PMid:30469364 PMCid:PMC6266899؛

45. Wang, Z., Wang, H., Wang, H., Li, Q. and Li, Y., 2019. Heavy metal pollution and potential health risks of commercially available Chinese herbal medicines. Science of the Total Environment, 653, pp.748-757. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.388 PMid:30759600؛

46. Fan, W., Guo, Q., Liu, C., Liu, X., Zhang, M., Long, D., Xiang, Z. and Zhao, A., 2018. Two mulberry phytochelatin synthase genes confer zinc/cadmium tolerance and accumulation in

transgenic Arabidopsis and tobacco. Gene, 645, pp.95-104. https://doi.org/10.1016/j.gene.2017.12.042 PMid:29277319؛

47. Munir, M., Iqbal Khan, Z., Ahmad, K., Wajid, K., Bashir, H., Malik,I.S., Nadeem, M., Ashfaq, A. and Ugulu, I., 2019.Transfer of Heavy Metals from Different Sources of Fertilizers in Wheat Variety (Galaxy-13). Asian Journal of Biological Sciences, 12 (4), pp.832-841. https://doi.org/10.3923/ajbs.2019.832.841؛

48. Pacyna, JM., 2020. Recent advances in mercury research. Science of the Total Environment, 738, p139955. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139955 PMid:32531580 PMCid:PMC7896243؛

49. Bank, MS., 2020. The mercury science-policy interface: history, evolution and progress of the Minamata Convention. Science of the Total Environment, 722, p.137832. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137832 PMid:32208250؛

50. Hylander, LD. and Meili, M., 2003. 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. Science of the Total Environment, 304, pp.13-27. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00553-3 PMid:12663168؛

51. Proshad, R., Islam, M.S., Kormoker, T., Bhuyan, M.S., Hanif, M.A., Hossain, N., Roy, R. and Sharma, A.C., 2019. Contamination of Heavy Metals in Agricultural Soils: Ecological and Health Risk Assessment. SF Journal of Nanochemistry and Nanotechnology, 2(1), p 1012.؛

52. Jia, Z., Li, S. and Wang, L., 2018. Assessment of soil heavy metalsfor eco-environment and humanhealth in a rapidly urbanizationarea of the upper Yangtze Basin. Scientific Reports, 8, p 3256. https://doi.org/10.1038/s41598-018-21569-6 PMid:29459724 PMCid:PMC5818520؛

53. Guo, G., Lei, M., Wang, Y., Song, B. and Yang, J. 2018. Accumulation of As, Cd and Pb in Sixteen Wheat Cultivars Grown in Contaminated Soils and Associated Health Risk Assessment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 15: 2601. https://doi.org/10.3390/ijerph15112601 PMid:30469364 PMCid:PMC6266899؛