



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

مقاله پژوهشی

ارزیابی سطح آلودگی، ریسک غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های سطحی مناطق صنعتی اراک، ایران

عباس طاعتی^{۱*}، محمد حسن صالحی^۱، جهانگرد محمدی^۱، رضا مهاجر^۲
۱- گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
۲- گروه کشاورزی، دانشگاه پیام نور تهران، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: آلودگی فلزات سنگین خاک‌های سطحی به یک نگرانی جدی تبدیل شده است. این مطالعه با هدف ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های سطحی مناطق صنعتی اراک، مرکز استان مرکزی واقع در غرب ایران انجام شد. روش بررسی: ۲۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق ۰-۵ cm جمع‌آوری شد. غلظت فلزات سرب، کادمیم، نیکل، روی، مس و آرسنیک به روش هضم با اسید نیتریک ۴ N عصاره‌گیری شد. سطح آلودگی خاک‌های منطقه با استفاده از شاخص زمین انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی اندازه‌گیری گردید. برای ارزیابی خطرپذیری سلامت فلزات سنگین از مدل ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا استفاده شد.

تاریخ دریافت: ۹۹/۰۳/۱۹
تاریخ ویرایش: ۹۹/۰۵/۲۲
تاریخ پذیرش: ۹۹/۰۵/۲۸
تاریخ انتشار: ۹۹/۰۶/۳۱

یافته‌ها: میانگین غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، مس، نیکل و روی به ترتیب ۳۷/۸۸، ۱/۱۷، ۱۵۱/۷۸، ۱۳/۴۸، ۹۲/۹۸ و ۱۰۴/۰۴ mg/kg بود. مقادیر فاکتور غنی‌شدگی محاسبه شده برای نمونه‌های خاک از بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی قابل توجه متغیر بود. میانگین شاخص زمین انباشتگی برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۰/۳۷، ۱/۵۹، ۲/۵۳، ۰/۴۸، ۰/۶۳ و ۲/۹ به دست آمد. خطر غیر سرطانی (HQ) برای کودکان و بزرگسالان در مسیر بلع بیشتر از جذب پوستی و تنفس بود. شاخص خطر تجمعی غیر سرطانی (HI) برای همه فلزات سنگین مورد مطالعه به جز آرسنیک کمتر از سطح ایمن ($HI \leq 1$) بود. بیشترین مقدار خطر سرطانی (CR) نیز مربوط به آرسنیک و گروه سنی کودکان با مقدار $10^{-4} \times 2/37$ در مسیر بلع بود. نتیجه‌گیری: خطر سرطانی (CR) آرسنیک در کودکان و بزرگسالان بیشتر از $10^{-4} \times 1$ است که نشان‌دهنده خطرپذیری غیر قابل قبول است.

واژگان کلیدی: خاک، فلزات سنگین، آلودگی، شاخص زمین انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
taatyabbas@yahoo.com

مقدمه

امنیت غذایی پیش نیاز بقاء انسان و تضمین کننده اساسی سلامت جامعه محسوب می‌گردد (۱). امروزه انواع آلودگی‌هایی که در برخی مواد غذایی وجود دارد موجب نگرانی مردم ناشی از مصرف مواد غذایی شده و در سال‌های اخیر توجه عمومی به ایمنی مواد غذایی بیشتر شده است (۲). فلزات سنگین یکی از منابع آلاینده خاک هستند که باعث کاهش ایمنی و کیفیت محصولات کشاورزی می‌شوند (۳). افزایش مقدار این فلزات در خاک به دلیل غیر قابل تجزیه بودن توسط میکروارگانیسم‌های خاک، تجمع زیستی در بافت جانداران، ورود به زنجیره غذایی و تهدید سلامتی انسان، به یکی از نگرانی‌های بزرگ در سطح جهان تبدیل شده و در دهه‌های اخیر مورد توجه محققان قرار گرفته‌اند (۴). منابع اصلی ورود و توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک و محیط زیست شامل دو منبع طبیعی و انسانی است. منابع طبیعی که با زمین‌شناسی منطقه مرتبط بوده و طی هواپدیدی مواد خام وارد خاک می‌شوند. در حالی که منابع انسانی فلزات سنگین در دهه‌های اخیر پیچیده‌تر بوده که شامل معدن‌کاری، فعالیت‌های صنعتی، صنایع ذوب و فلز، حمل و نقل جاده‌ای، دفع نامناسب زباله، سوخت‌های فسیلی، پساب کارخانجات صنعتی، استفاده از کود و مواد شیمیایی در کشاورزی و غبارات اتمسفری هستند (۵، ۶). Mohajer (۲۰۱۳) پراکنش مکانی برخی عناصر سنگین در واحدهای نقشه خاک و ارتباط آنها با تجمع در بافت‌های گیاهی، حیوانی و شیوع سرطان گوارش در منطقه لنجان اصفهان را مورد بررسی قرار داد. نتایج نشان داد که بین شاخص میزان بروز اختصاصی سنی سرطان گوارش ((Age standard rate (ASR) و میزان کادمیوم خاک یک رابطه مستقیم و معنی‌دار و با سلنیوم خاک یک رابطه منفی و معنی‌دار وجود دارد (۷). Tóth و همکاران (۲۰۱۶) در مطالعه خود با هدف بررسی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی اتحادیه اروپا با تاکید بر ایمنی

غذایی به این نتیجه رسیدند که اکثر اراضی کشاورزی اروپا می‌تواند برای تولید غذا امن در نظر گرفته شود و فقط ۶/۲۴ درصد اراضی نیاز به ارزیابی محلی و اقدامات اصلاحی دارد (۸). Jamal و همکاران (۲۰۱۸) توزیع و ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین را در خاک‌های اطراف کارخانجات سرب و روی مورد مطالعه انجام دادند. نتایج EF و Igeo نشان داد که سرب و روی مهمترین آلاینده‌ها هستند. همچنین ارزیابی خطر سلامتی نشان داد که سرب و کادمیم در خاک آلاینده‌های اصلی هستند که هم خطر غیر سرطان‌زایی و سرطانی برای انسان ایجاد می‌کنند (۹). طبق گزارش آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) فلزات سمی از جمله سرب، کادمیم، نیکل، آرسنیک، جیوه، کروم و مس بیشترین اثر سمی را بر روی اکوسیستم می‌گذارند (۱۰). آرسنیک و کادمیم شایع‌ترین خطر برای زنجیره غذایی در سطح جهان هستند (۱۱). قرار گرفتن در معرض غلظت‌های بالای فلزات سنگین در خاک اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان‌ها دارد. قرار گرفتن در معرض کادمیم، باعث آدنوکارسینوم ریه، اختلال در عملکرد کلیه، سرطان ریه و ترک در استخوان می‌شود. قرار گرفتن در معرض آرسنیک نیز منجر به هیپرکراتوز، ضایعات پوستی و سرطان مثانه و کلیه می‌شود (۱۲). از جمله اثرات مخرب سرب می‌توان به اختلال در بیوسنتز هموگلوبین، اختلال در سیستم عصبی مرکزی، آسیب به کلیه و افزایش فشار خون اشاره کرد. مس نیز باعث ایجاد درد معده، سوزش بینی، دهان، چشم و سردرد می‌شود (۱۳). در میان فلزات سنگین، آرسنیک، کادمیم، کروم و نیکل دارای اثرات سرطان‌زایی هستند. شهرستان اراک در غرب ایران واقع شده است و به سبب وجود کارخانه‌های صنعتی از جمله پالایشگاه نفت، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی، صنایع آلومینیوم، معدن سرب و روی و بسیاری از شرکت‌ها و کارخانه‌های صنعتی و تولیدی، یکی از قطب‌های اصلی صنعتی کشور ایران محسوب می‌شود، و از نظر آلودگی هوا جزء هشت شهر آلوده ایران است (۱۴). تاکنون مطالعه

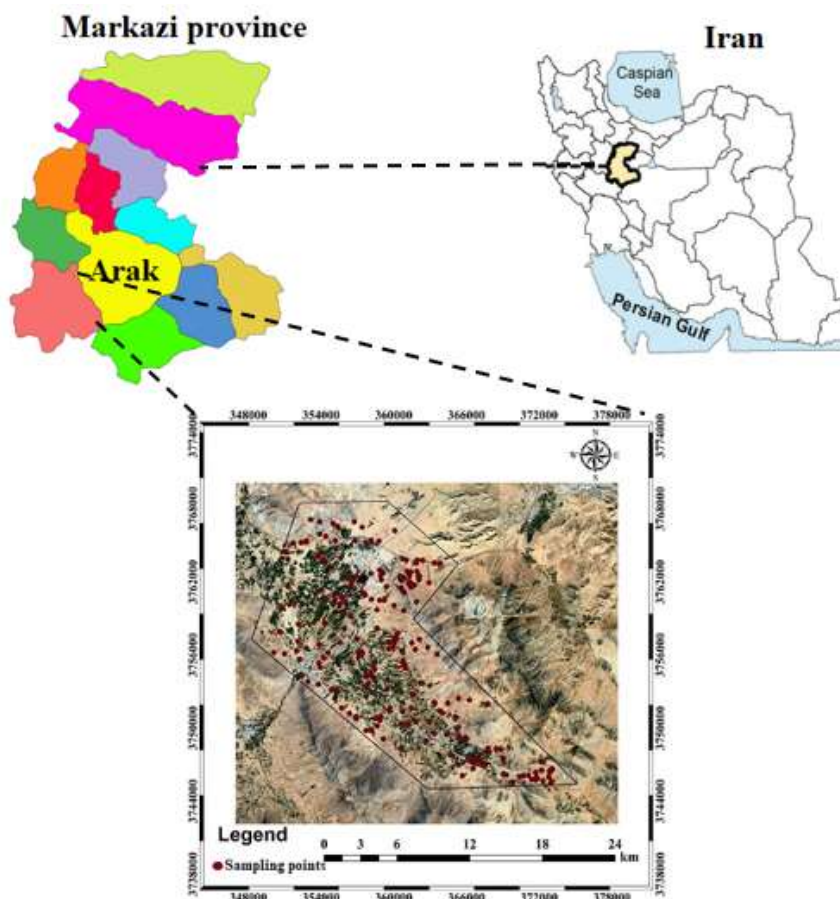
حرارتی برق و معدن سرب و روی است که در شهرستان اراک واقع شده است. این منطقه در محدوده طول جغرافیایی $۲۲^{\circ} ۴۹'$ تا $۳۷^{\circ} ۴۹'$ شرقی و عرض جغرافیایی $۵۰^{\circ} ۳۳'$ تا $۰۳^{\circ} ۳۴'$ شمالی قرار دارد (شکل ۱). متوسط ارتفاع از سطح دریا ۱۹۰۰ m است. متوسط بارندگی و دمای سالیانه منطقه به ترتیب ۴۲۰ mm و $۱۲/۱^{\circ}\text{C}$ است (۱۵). اقلیم منطقه براساس طبقه‌بندی دومارتن نیمه خشک و براساس طبقه‌بندی آمبرژه خشک و سرد است. از نظر پتروگرافی و چینه‌شناسی، رخنمون‌های قابل مشاهده شامل دو نوع سازندهای آذرین و سازندهای رسوبی است. - نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل‌های شیمیایی در این تحقیق از روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی

جامعی در مورد ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های این منطقه انجام نشده است. لذا این مطالعه با هدف ارزیابی سطح آلودگی با استفاده از فاکتور غنی‌شدگی (EF) و شاخص زمین انباشتگی (Igeo)، ریسک غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های سطحی مناطق صنعتی اراک، واقع در استان مرکزی ایران انجام شد.

مواد و روش‌ها

- منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه به وسعت ۳۴۰۰۰ ha بخشی از اراضی اطراف مجموعه صنایع پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و پراکنش نقاط نمونه‌برداری

فلزات سنگین در خاک مورد استفاده قرار گرفته است (۱۷، ۱۸). این شاخص با استفاده از معادله ۱ محاسبه شد.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (1)$$

که در آن: C_n غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در نمونه خاک (mg/kg) و B_n غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی همان فلز سنگین در پوسته زمین (mg/kg) است. ضریب ۱/۵ برای به حداقل رساندن تاثیر نوسانات احتمالی در مقدار زمینه است (۱۹). مقادیر شاخص زمین انباشتگی به هفت کلاس آلودگی طبقه‌بندی می‌شود. طبقات آلودگی فلزات سنگین براساس شاخص زمین انباشتگی در جدول ۱ نشان داده شده است.

فاکتور غنی‌شدگی (EF) (Enrichment factor)

این فاکتور، سطح آلودگی فلزات در خاک را نشان می‌دهد و شاخص مفیدی برای جدا کردن منابع طبیعی و انسانی فلزات از یکدیگر است. در این شاخص نرمال سازی عنصر مورد نظر در مقابل یک عنصر مرجع صورت می‌گیرد. عنصر مرجع، عنصری است که غلظت آن در محیط تغییرپذیری اندکی داشته باشد و تحت تاثیر عوامل انسان‌زاد نباشد. عناصری از جمله آلومینیوم، آهن، منگنز، تیتانیوم، وانادیوم و سیلیسیم غالباً به عنوان عنصر مرجع به کار می‌روند (۲۰). در این مطالعه عنصر آهن به دلیل فراوانی آن در خاک به عنوان عنصر مرجع استفاده شد. غنی‌شدگی برای عناصر موجود در خاک با استفاده از معادله ۲ محاسبه می‌شود.

$$EF = \frac{(C_n/C_{ref})_{sample}}{(B_n/B_{ref})_{background}} \quad (2)$$

که در آن: C_n غلظت فلز در نمونه مورد مطالعه و C_{ref} غلظت فلز مرجع در نمونه مورد مطالعه و B_n و B_{ref} به ترتیب غلظت زمینه‌ای فلز مورد نظر و مرجع هستند. مقادیر فاکتور غنی‌شدگی به ۵ گروه طبقه‌بندی می‌شود: اگر $EF < 2$ (بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم)، $2 \leq EF < 5$

شده استفاده شد. در طول تابستان سال ۱۳۹۶، با توجه به وجود صنایع مختلف موجود در منطقه و همچنین وسعت منطقه مطالعاتی ۲۳۵ نمونه خاک سطحی مرکب (۵ نمونه در هر نقطه) با استفاده از بیل پلاستیکی از عمق ۵-۰ cm اطراف اراضی کشاورزی، پالایشگاه نفت، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی و معدن سرب و روی جمع‌آوری شد. حداقل فاصله نمونه‌ها ۲۰۰ m و حداکثر فاصله بین نقاط ۳ km بود. به علت وجود صنایع فوق و انتشار گازهای خروجی از دودکش صنایع و فعالیت معدن سرب و روی عمارت که حاوی فلزات سنگین هستند، این عمق می‌تواند برای ارزیابی رسوبات اخیر تجمع یافته در سطح خاک مفید واقع شود، به عبارت دیگر ذرات انتشار یافته از صنایع مختلف در منطقه، بیشتر در سطحی خاک تجمع پیدا می‌کند و این عمق (۵-۰ cm) معیار دقیق‌تری برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین تجمع یافته در خاک است. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک شده و از الک ۲ mm عبور داده شد و مقدار فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک ۴ N عصاره‌گیری (۱۶) و محلول‌های نهایی توسط دستگاه جذب اتمی شعله تعیین شدند، به جز فلزات کادمیم و آرسنیک که به ترتیب با استفاده از دستگاه جذب اتمی کوره گرافیتی و ICP-OES GBC قرائت شدند. همه آنالیزها در سه تکرار انجام شد. معرف‌ها و مواد شیمیایی مورد استفاده توسط شرکت مرک (merck) تهیه شده بود. از آب MilliQ برای تهیه کلیه استانداردها استفاده شد. حد تشخیص دستگاه‌های اندازه‌گیری برای فلزات سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۰/۰۶، ۰/۰۰۰۰۰۳، ۰/۰۲۵، ۰/۰۴، ۰/۰۰۸ و ۰/۰۰۷ mg/kg بود.

ارزیابی آلودگی فلزات سنگین

شاخص زمین انباشتگی (Geo-accumulation index (Igeo))

این شاخص اولین بار توسط Müller (۱۹۶۹) پیشنهاد شد و به‌طور گسترده‌ای برای اندازه‌گیری درجه آلودگی

جدول ۱- طبقات آلودگی براساس شاخص زمین انباشتی

| کلاس | مقدار | درجه آلودگی |
|------|----------|---------------------------|
| ۱ | Igeo < ۰ | غیر آلوده |
| ۲ | ۱-۰ | غیر آلوده تا آلودگی متوسط |
| ۳ | ۲-۱ | آلودگی متوسط |
| ۴ | ۳-۲ | آلودگی متوسط تا شدید |
| ۵ | ۴-۳ | آلودگی شدید |
| ۶ | ۵-۴ | آلودگی شدید تا خیلی شدید |
| ۷ | Igeo > ۵ | آلودگی خیلی شدید |

جدول ۲- مقادیر پارامترهای معادلات ارزیابی خطر فلزات سنگین برای محاسبه CDI

| متغیر | IngR | InhR | FC | EF | ED | SA | AF | ABS | PEF | BW | AT _{nc} | AT _{ca} |
|-----------|------|------|------------------|-----|----|------|------|-------|----------------------|------|------------------|------------------|
| بزرگسالان | ۱۰۰ | ۲۰ | ۱۰ ^{-۶} | ۳۵۰ | ۲۴ | ۱۵۳۰ | ۰/۴۹ | ۰/۰۰۱ | ۱/۳۶×۱۰ ^۹ | ۵۶/۸ | ED×۳۶۵ | ۷۰×۳۶۵ |
| کودکان | ۲۰۰ | ۷/۶۵ | ۱۰ ^{-۶} | ۳۵۰ | ۶ | ۸۶۰ | ۰/۶۵ | ۰/۰۰۱ | ۱/۳۶×۱۰ ^۹ | ۱۵/۹ | ED×۳۶۵ | ۷۰×۳۶۵ |

$$CDI_{ingest} = [(Ci \times IngR \times FC \times EF \times ED) / (BW \times AT)] \quad (۳)$$

(غنی شدن متوسط)، $EF < 20 \leq 5$ (غنی شدن قابل توجه)، $EF < 40 \leq 20$ (غنی شدن خیلی زیاد)، $EF \geq 40$ (غنی شدن فوق العاده زیاد). در کشور ایران استاندارد خاصی برای غلظت زمینه‌ای فلزات تهیه نشده است. بسیاری از محققین از متوسط مقدار متوسط پوسته زمین به عنوان غلظت زمینه‌ای استفاده می‌کنند. بنابراین در این مطالعه از متوسط مقدار پوسته زمین به عنوان غلظت زمینه‌ای فلزات استفاده شد (۲۱، ۲۲).

$$CDI_{inhale} = [(Ci \times InhR \times EF \times ED) / (PEF \times BW \times AT)] \quad (۴)$$

- ارزیابی خطرپذیری سلامت فلزات سنگین
در این مطالعه برای ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین از مدل سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) استفاده شد (۲۳-۲۵).

$$CDI_{dermal} = [(Ci \times SA \times FC \times AF \times ABS \times EF \times ED) / (BW \times AT)] \quad (۵)$$

- ارزیابی مواجهه و خطر بیماری‌های غیر سرطانی و سرطانی فلزات سنگین در خاک
مواجهه با فلزات سنگین در خاک به وسیله جذب مزمن روزانه آلاینده (CDI) ($mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$)، و با استفاده از معادلات ۳-۶ محاسبه شد:

$$CDI_{total} = CDI_{ingest} + CDI_{inhale} + CDI_{dermal} \quad (۶)$$

که در آن: CDI ($mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$) جذب مزمن روزانه آلاینده از طریق بلعیدن (CDI_{ingest})، استنشاق (CDI_{inhale}) و تماس پوستی (CDI_{dermal}) است. Ci : غلظت فلزات سنگین (mg/kg)، $IngR$: نرخ مصرف از طریق بلعیدن (mg/kg)، EF : فرکانس قرار گرفتن ($days/year$)، ED : مدت زمان قرار گرفتن ($years$)، BW : متوسط وزن بدن (kg)، AT : مدت زمان قرار گیری در معرض فلزات سنگین ($days$)، FC : ضریب تبدیل (بدون واحد)، $InhR$: نرخ استنشاق (m^3/day)، PEF : فاکتور انتشار ذرات (بدون

$$TCR = \sum CR = CR_{ingest} + CR_{inhale} + CR_{dermal} \quad (10)$$

که در آن: CR: خطرپذیری بیماری‌های سرطانی (بدون واحد)، TCR: خطر کل سرطانی (بدون واحد) و CSF: فاکتور شیب سرطانی فلزات سنگین ($mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$) است. اگر مقدار خطر کل سرطانی کمتر از 1×10^{-6} (احتمال سرطان یک نفر از هر یک میلیون نفر) باشد اثرات قابل توجهی بر سلامت انسان ندارد و این خطر قابل اغماض است، درحالی‌که خطر کل سرطانی بیشتر از 1×10^{-4} غیرقابل قبول و برای سلامت انسان مخاطره آمیز است. مقدار خطر کل سرطانی بین محدوده 1×10^{-6} و 1×10^{-4} نشان‌دهنده خطرپذیری تحت شرایط کنترل و نظارت است (۲۷). مقادیر مختلف مقدار مرجع برای هر سه مسیر بلع، استنشاق و تماس پوستی و فاکتور شیب سرطان‌زایی فلزات سنگین در مسیرهای مختلف در معرض قرار گرفتن در جدول ۳ آورده شده است.

یافته‌ها

- غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی

آمار توصیفی غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه در جدول ۴ آمده است. رنج غلظت فلزات سنگین در خاک به ترتیب از ۶/۷۵ تا mg/kg ۲۵۵/۹ برای سرب، ۰/۱ تا mg/kg ۳/۶۵ برای کادمیم، ۵۵/۷ تا mg/kg ۳۵۷/۱۵ برای آرسنیک، ۵/۰۵ تا mg/kg ۱۷۱/۹۵ برای نیکل و ۱۳/۱۵ تا mg/kg ۸۵۸ برای روی بود. میانگین غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، مس، نیکل و روی به ترتیب mg/kg ۱۰۴/۰۴، ۳۷/۸۸، ۱/۱۷، ۱۵۱/۷۸، ۱۳/۴۸، ۹۲/۹۸ و mg/kg ۱۰۴/۰۴ بود. بنابراین روند غلظت فلزات سنگین براساس میانگین به این صورت است: $As > Zn > Ni > Pb > Cu > Cd$. با مقایسه میانگین غلظت کل فلزات با میانگین خاک‌های جهانی مشاهده می‌شود که غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، نیکل و روی به ترتیب ۱/۳۵، ۲/۶، ۱۸/۰۷، ۴/۰۳ و ۱/۷۳

واحد)، AF: ضریب چسبندگی خاک (mg/cm^2) و ABS: فاکتور جذب پوست (بدون واحد). طبق دستور العمل سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) و تحقیقات مرتبط در مورد ارزیابی ریسک فلزات سنگین (۲۴، ۲۶) پارامترهای مورد استفاده برای محاسبه CDI در این تحقیق در جدول ۲ نشان داده شده است. برای ارزیابی پتانسیل خطر بیماری‌های غیرسرطانی برای هر فلز سنگین از شاخص خطر (HQ)، طبق معادله ۷ محاسبه شد.

$$HQ = \frac{CDI_{total}}{RfD} \quad (7)$$

که در آن: RfD نشان‌دهنده مقدار مرجع است ($mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$)، و به عنوان تخمینی از قرار گرفتن روزانه انسان در مسیرهایی است که در معرض فلزات سنگین قرار می‌گیرد. با توجه به ارزیابی ریسک سلامت کل فلزات سنگین، مقادیر محاسبه شده شاخص خطر برای فلزات سنگین جمع شد و به عنوان شاخص خطر تجمعی غیر سرطانی (HI) بیان گردید. سپس شاخص خطر تجمعی غیر سرطانی با استفاده از معادله ۸ محاسبه شد.

(۸)

$$HI = \sum HQ = HQ_{ingest} + HQ_{inhale} + HQ_{dermal}$$

اگر $HI < 1$ (سطح ایمن) باشد، فرد در معرض احتمال تاثیر نامطلوب بهداشتی قرار نمی‌گیرد، به عبارت دیگر نشان‌دهنده بی خطر بودن HI فلزات سنگین است، در مقابل $HI > 1$ ، احتمال تاثیرات بیماری‌های غیر سرطانی با افزایش مقدار HI افزایش می‌یابد.

احتمال ابتلا به هر نوع سرطان در طول مدت زندگی به دلیل قرارگرفتن در معرض خطرات سرطان از توسط cancer risk (CR) نشان داده می‌شود. برای As و Cd طبق معادلات ۹ و ۱۰ محاسبه شد، که جمع خطر سرطان برای هر سه مسیر است.

$$CR = CDI \times CSF \quad (9)$$

جدول ۳- مقادیر مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی خطر فلزات سنگین (۲۸)

| RfD | | | CSF | | | فلزات سنگین |
|------------|---------|--------|------------|---------|-----|-------------|
| تماس پوستی | استنشاق | بلع | تماس پوستی | استنشاق | بلع | |
| ۰/۰۰۰۱۲۳ | ۰/۳ | ۰/۰۰۰۳ | ۳/۶۶ | ۱۵/۱ | ۱/۵ | آرسنیک |
| ۰/۰۰۰۰۱ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۱ | - | ۶/۳ | ۶/۱ | کادمیم |
| ۰/۰۱۲ | ۰/۰۴ | ۰/۰۴ | - | - | - | مس |
| ۰/۰۰۵۴۰ | ۰/۰۲۰۶ | ۰/۰۲ | - | - | - | نیکل |
| ۰/۰۶ | ۰/۳ | ۰/۳ | - | - | - | روی |
| ۰/۰۰۰۵۲۵ | ۰/۰۰۳۵۲ | ۰/۰۰۳۵ | - | - | - | سرب |

جدول ۴- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین منطقه مورد مطالعه، متوسط پوسته زمین (۲۱) و میانگین خاک‌های جهانی (۲۲)

| پارامتر | فلزات سنگین | | | | | |
|-----------------------|-------------|--------|--------|-------|--------|-------|
| | آرسنیک | روی | نیکل | مس | کادمیم | سرب |
| حداقل (mg/kg) | ۵۵/۷ | ۱۳/۱۵ | ۲۶/۶۵ | ۵/۰۵ | ۰/۱ | ۶/۷۵ |
| حداکثر (mg/kg) | ۳۵۷/۱۵ | ۸۵۸ | ۱۷۱/۹۵ | ۳۴/۰۵ | ۳/۶۵ | ۲۵۵/۹ |
| میانگین (mg/kg) | ۱۵۱/۷۸ | ۱۰۴/۰۴ | ۹۲/۹۸ | ۱۳/۴۸ | ۱/۱۷ | ۳۷/۸۸ |
| انحراف معیار (mg/kg) | ۴۴/۵۴ | ۱۳۰/۹ | ۳۲/۵۷ | ۳/۵۷ | ۰/۷ | ۴۲/۲۸ |
| درصد ضریب تغییرات (%) | ۲۹ | ۱۲۵ | ۳۵ | ۲۶ | ۶۰ | ۱۱۱ |
| متوسط پوسته زمین | ۱۳ | ۷۵ | ۸۰ | ۵۰ | ۰/۲ | ۱۴ |
| میانگین خاک‌های جهانی | ۸/۴ | ۶۰ | ۲۶ | ۲۳ | ۰/۴۵ | ۲۸ |

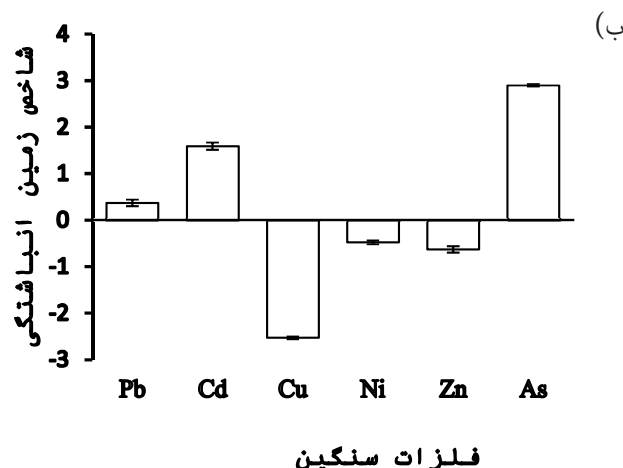
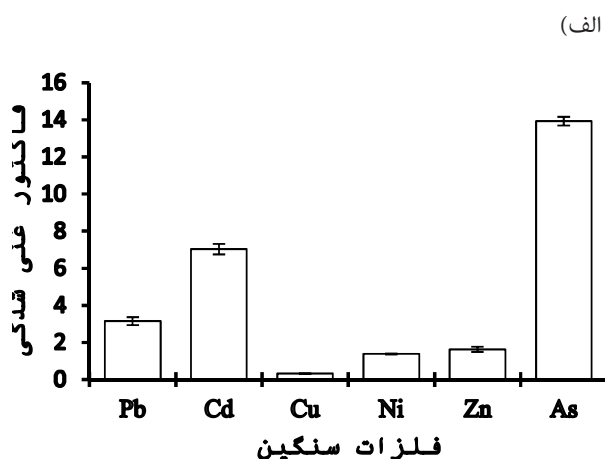
میانگین مقادیر EF برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۳/۱۵، ۷/۰۳، ۰/۳۲، ۱/۳۸، ۱/۶۳ و ۱۳/۹۲ به دست آمد، که روند EF فلزات سنگین به صورت $As > Cd > Pb > Zn > Ni > Cu$ (نمودار ۱ الف) است. مقادیر EF محاسبه شده برای نمونه‌های خاک از بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، غنی‌شدگی متوسط تا غنی‌شدگی قابل توجه متغیر بود.

- شاخص زمین انباشتگی (Igeo)

میانگین Igeo برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۰/۳۷، ۱/۵۹، ۲/۵۳، ۰/۴۸، ۰/۶۳ و

برابر بیشتر است. ضریب تغییرات برای نشان دادن درجه تغییرپذیری غلظت فلزات سنگین خاک استفاده می‌شود. اگر $cv \leq 20\%$ (تغییرپذیری کم)، $20\% < cv \leq 50\%$ (تغییرپذیری متوسط)، $50\% < cv \leq 100\%$ (تغییرپذیری زیاد) و $cv > 100\%$ (تغییرپذیری خیلی زیاد) است (۲۸). براساس این طبقه‌بندی درصد ضریب تغییرات فلزات به صورت $Ni > Cu > As > Pb > Zn$ (درصد ۶۰) $> Cd > Ni > Pb > Zn$ (درصد ۱۱۱) $> Pb > Ni > Cu > As > Zn$ (درصد ۱۲۵) است.

- فاکتور غنی‌شدگی (EF)



نمودار ۱- مقادیر فاکتور غنی‌شدگی (الف) و شاخص زمین‌انباشتگی (ب) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

بزرگسالان به ترتیب ۶/۳۶، ۰/۰۹ به‌دست آمد که نشان می‌دهد ریسک یا خطر غیر سرطانی برای کودکان هفتاد برابر بیشتر از بزرگسالان است، که بیانگر این است که کودکان به دلیل ویژگی‌های فیزیولوژیک آنها، همچنین به دلیل ویژگی‌های رفتاری خاص مانند جست و خیز (crawling)، بازی با خاک، خوردن و جویدن انگشتان و اسباب بازی بیشتر در معرض خطرات فلزات سنگین قرار دارند (۲۹، ۳۰).

در جدول ۶ خطرپذیری بیماری‌های سرطانی (CR) هر سه مسیر (بلع، استنشاق و تماس پوستی) آرسنیک و کادمیم، همچنین خطر کل سرطانی (TCR) برای کودکان و بزرگسالان نشان داده شده است.

بیشترین مقدار CR مربوط به آرسنیک و گروه سنی کودکان با مقدار $2/35 \times 10^{-4}$ در مسیر بلع بود. مقدار CR آرسنیک و کادمیم برای کودکان به ترتیب $2/37 \times 10^{-4}$ و $1/36 \times 10^{-4}$ و برای بزرگسالان به ترتیب $7/43 \times 10^{-6}$ و $4/16 \times 10^{-6}$ بود. براساس استاندارد سازمان حفاظت از محیط زیست آمریکا (USEPA)، CR کادمیم در کودکان و بزرگسالان بین محدوده 1×10^{-6} و 1×10^{-4} است که نشان‌دهنده خطرپذیری قابل قبول یا قابل تحمل است. CR آرسنیک در کودکان و بزرگسالان بیشتر از 1×10^{-4}

۲/۹ به‌دست آمد. روند تغییرات Igeo به این صورت است: $As > Cd > Pb > Ni > Zn > Cu$ (نمودار ۱ ب).

ارزیابی خطرپذیری سلامت فلزات سنگین

در جدول ۵ خطر غیر سرطانی (HQ) برای تک تک فلزات برای کودکان و بزرگسالان از سه مسیر اصلی بلع، استنشاق و تماس پوستی، همچنین شاخص خطر تجمعی غیر سرطانی (HI) نشان داده شده است. در هر سه مسیر برای هر دو گروه سنی، متوسط مقدار HQ برای فلزات به صورت $HQ_{As} > HQ_{Pb} > HQ_{Ni} > HQ_{Cd} > HQ_{Zn} > HQ_{Cu}$ است. مقادیر HI کل مسیرهای جذب در گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب: آرسنیک ($6/14$ ، $8/69 \times 10^{-1}$) < سرب ($1/33 \times 10^{-1}$ ، $1/92 \times 10^{-2}$) < نیکل ($5/66 \times 10^{-2}$ ، $8/07 \times 10^{-3}$) < کادمیم ($1/81 \times 10^{-2}$ ، $3/48 \times 10^{-3}$) < روی ($4/24 \times 10^{-3}$ ، $6/08 \times 10^{-4}$) < مس ($4/1 \times 10^{-3}$ ، $5/84 \times 10^{-4}$) بود. مقدار HI برای همه فلزات سنگین مورد مطالعه به جز آرسنیک، کمتر از سطح ایمن ($HI \leq 1$) بود، که نشان می‌دهد هیچ خطر بیماری‌های غیر سرطانی برای کودکان و بزرگسالان وجود ندارد. مقدار HI برای آرسنیک، ۶/۱۴ بود که نشان‌دهنده خطر غیرسرطان‌زایی بالا برای این فلز است. با این وجود، مجموع مقدار HI برای همه فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه برای کودکان و

جدول ۵- مقدار خطر غیرسرطانی (HQ) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

| فلزات سنگین | HQ بلع | | HQ استنشاق | | HQ تماس پوستی | | HI |
|-------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | بزرگسالان | کودکان | بزرگسالان | کودکان | بزرگسالان | کودکان | |
| سرب | $1/82 \times 10^{-2}$ | $1/3 \times 10^{-1}$ | $2/67 \times 10^{-6}$ | $2/43 \times 10^{-3}$ | $9/13 \times 10^{-4}$ | $1/33 \times 10^{-1}$ | $1/92 \times 10^{-2}$ |
| کادمیم | $1/98 \times 10^{-3}$ | $1/42 \times 10^{-2}$ | 4×10^{-7} | $2/92 \times 10^{-7}$ | $1/49 \times 10^{-3}$ | $1/81 \times 10^{-2}$ | $3/48 \times 10^{-3}$ |
| مس | $5/68 \times 10^{-4}$ | $4/07 \times 10^{-3}$ | $1/14 \times 10^{-7}$ | $2/78 \times 10^{-5}$ | $1/42 \times 10^{-5}$ | $4/1 \times 10^{-3}$ | $5/84 \times 10^{-4}$ |
| نیکل | $7/84 \times 10^{-3}$ | $5/6 \times 10^{-2}$ | $1/53 \times 10^{-6}$ | $1/12 \times 10^{-6}$ | $2/17 \times 10^{-4}$ | $5/66 \times 10^{-2}$ | $8/07 \times 10^{-3}$ |
| روی | $5/85 \times 10^{-4}$ | $4/18 \times 10^{-3}$ | $1/17 \times 10^{-7}$ | $8/61 \times 10^{-8}$ | $5/84 \times 10^{-5}$ | $2/19 \times 10^{-5}$ | $6/08 \times 10^{-4}$ |
| آرسنیک | $8/54 \times 10^{-1}$ | $6/1$ | $1/71 \times 10^{-7}$ | $1/25 \times 10^{-7}$ | $4/16 \times 10^{-2}$ | $1/56 \times 10^{-2}$ | $8/69 \times 10^{-1}$ |

جدول ۶- مقدار خطرپذیری بیماری‌های سرطانی (CR) آرسنیک و کادمیم در منطقه مورد مطالعه

| فلزات سنگین | CR بلع | | CR استنشاق | | CR تماس پوستی | | TCR |
|-------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| | بزرگسالان | کودکان | بزرگسالان | کودکان | بزرگسالان | کودکان | |
| آرسنیک | $1/31 \times 10^{-4}$ | $2/35 \times 10^{-4}$ | $6/66 \times 10^{-7}$ | $1/95 \times 10^{-6}$ | $2/41 \times 10^{-6}$ | $1/6 \times 10^{-6}$ | $1/36 \times 10^{-4}$ |
| کادمیم | $4/15 \times 10^{-6}$ | $7/43 \times 10^{-6}$ | $2/15 \times 10^{-9}$ | $6/31 \times 10^{-9}$ | - | - | $4/16 \times 10^{-6}$ |

زیاد و کادمیم زیاد است که در مقایسه با سایر عناصر دارای تغییرپذیری بیشتری هستند. بنابراین امکان دارد که این فلزات تحت تاثیر فاکتورهای بیرونی مانند فعالیت‌های انسانی قرار بگیرند. Yuan و همکاران (۲۰۱۷) درصد بالای ضریب تغییرات فلزات سرب، روی و کادمیم را به منشا انسانی این فلزات مرتبط دانستند (۳۲). براساس طبقه‌بندی Sutherland (۲۰۰۰) مس، نیکل و روی دارای بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، سرب دارای غنی‌شدگی متوسط و کادمیم و آرسنیک غنی‌شدگی قابل توجهی دارند (۳۳). در این مطالعه مس و نیکل EF کمتر از ۱/۵ دارند که نشان می‌دهد منشا احتمالی آنها زمین شناسی است. درحالی‌که سرب، روی، کادمیم و آرسنیک EF بیشتر از ۱/۵ دارند که این فلزات می‌توانند به فعالیت‌های انسانی نسبت داده شوند (۳۴). Özkul (۲۰۱۶) در خاک‌های اطراف نیروگاه حرارتی کوتاهی ترکیه مقدار EF را برای فلزات آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، جیوه، نیکل، سرب

است که نشان‌دهنده خطرپذیری غیر قابل قبول و خطرناک است. با توجه به اثر سرطانی این فلز و تاثیرات مضر که بر روی سلامتی انسان دارد، نیاز به کنترل بیشتر منابع آلاینده و جلوگیری از انتشار آن به محیط زیست است.

بحث

بررسی غلظت فلزات سنگین نشان می‌دهد منطقه مورد مطالعه دارای سطح بالای آلودگی سرب، کادمیم، آرسنیک، نیکل و روی در مقایسه با میانگین جهانی است. حدود ۸۸، ۹۴ و ۱۰۰ درصد نمونه‌های خاک به ترتیب برای سرب، کادمیم، آرسنیک غلظتی بیشتر از مقدار متوسط پوسته زمین دارند که تهدیدی برای سلامت انسان و اکوسیستم‌های اطراف است. Sistani و همکاران (۲۰۱۷) نیز میانگین غلظت کادمیم و سرب در خاک‌های مجاور صنایع فولاد کرمان را بالاتر از پوسته زمین به دست آوردند (۳۱). درصد ضریب تغییرات روی و سرب خیلی

زمین‌شناختی کنترل می‌شود (۳۸). براساس ارزیابی خطر غیر سرطانی بالاترین و کمترین مقدار HQ در هر دو گروه سنی برای همه فلزات در مسیر بلع < جذب پوستی < تنفس بود که با نتایج Abuduwailil و همکاران (۲۰۱۵) (۳۹) و Zhaoyong و همکاران (۲۰۱۹) (۴۰) مطابقت دارد. برای بزرگسالان مقدار HI برای همه فلزات کوچکتر از یک به دست آمد که نشان‌دهنده این است که خطر غیر سرطان‌زایی وجود ندارد، درحالی‌که برای کودکان مقدار HI برای آرسنیک بزرگتر از یک بود که نشان‌دهنده این است که کودکان شانس بیشتری در مواجهه با خطر غیر سرطانی نسبت به بزرگسالان دارند.

Moghtaderi و همکاران (۲۰۱۸) میزان HI فلزات سنگین در خاک‌های نواحی صنعتی بندر عباس برای کودکان و بزرگسالان محاسبه نمودند. نتایج نشان داد که مقدار HI برای کودکان و بزرگسالان به صورت $Cr > Zn > Cu > Ni > Pb > Cd > As$ کاهش یافت. برای بزرگسالان مقدار HI برای همه فلزات کمتر از یک به دست آمد. برای کودکان نیز مقدار HI برای فلزات Cr, As, Cd و Ni بزرگتر از یک محاسبه شد (۴۱). در تحقیق حاضر ارزیابی خطر سرطانی نشان داد که آرسنیک نسبت به کادمیم دارای بیشترین خطر سرطان‌زایی است که هم راستا با تحقیقات Eziz و همکاران (۲۰۱۸) است (۲۸). با توجه به خطر سرطانی غیر قابل قبول و خطرناک آرسنیک در هر دو گروه سنی نیازمند توجه جدی مدیران و برنامه‌ریزان محیط زیست برای کنترل آلودگی منشا این فلز و حفظ سلامت افراد ساکن در منطقه است. قابل ذکر است که مطالعه حاضر دارای کاستی‌ها و محدودیت‌هایی از قبیل نبودن فاکتورهای مواجهه بومی در کشور، عدم وجود استاندارد آلودگی فلزات سنگین است، همچنین در این تحقیق نمونه‌برداری در فصل تابستان انجام گرفت پیشنهاد می‌شود در مطالعات آتی بررسی آلودگی فلزات سنگین در فصول پاییز، زمستان و بهار نیز مورد ارزیابی قرار گیرد.

و مس را به ترتیب ۹۵/۳، ۳/۵، ۱۷/۶، ۲/۲، ۶۴/۳، ۴۴/۵، ۱۱/۱ و ۴/۷ گزارش کردند که بیشترین EF مربوط به آرسنیک بود (۳۵). مقادیر محاسبه شده شاخص Igeo برای مس، نیکل و روی زیر صفر بود، که نشان می‌دهد خاک‌های مورد مطالعه با این فلزات غیرآلوده بودند. مقدار شاخص Igeo برای سرب نشان داد که خاک‌های منطقه غیرآلوده تا آلودگی متوسط بودند. در ایران نیز Afshari و همکاران (۲۰۱۶) میانگین EF خاک‌های نواحی صنعتی زنجان را برای کادمیم، روی و سرب به ترتیب ۴/۲، ۲/۱۶ و ۱/۶۹ محاسبه کردند و نشان‌دهنده نقش منابع انسانی در آلودگی خاک‌های منطقه است. همچنین Igeo را برای فلزات فوق منفی به دست آوردند (۳۶). Benhaddya و همکار (۲۰۱۴) نیز در مناطق صنعتی هاسا مسود (الجزایر) مقدار میانگین Igeo فلزات مس و نیکل را به ترتیب ۱/۱۵- و ۰/۲۷- گزارش کردند. این نشان می‌دهد که منطقه به وسیله این فلزات غیر آلوده است (۳۷). متوسط Igeo برای کادمیم نیز نشان داد که منطقه دارای آلودگی متوسط بود. آرسنیک نیز با توجه به مقدار محاسبه شده Igeo، در دامنه آلودگی متوسط تا شدید قرار داشت. Taati و همکاران (۲۰۲۰) با ارزیابی تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) فلزات مختلف در نواحی صنعتی اراک نشان دادند که منشا فلزات سرب و روی از باطله‌های معدن سرب روی عمارت است. همچنین به علت وجود صنایع پالایشگاه، پتروشیمی و نیروگاه حرارتی و انتشار گازهای خروجی از این صنایع یکی دیگر از عوامل ایجاد آلودگی این فلزات به اتمسفر بوده و باعث رسوب در سطح خاک می‌شود. همچنین نتایج نشان داد که به احتمال زیاد فلزات مس و نیکل، از منابع زمین شناسی سرچشمه گرفته‌اند. منشا آرسنیک در منطقه نیز متفاوت از سایر فلزات است که شامل گازهای خروجی از صنایع پالایشگاه، پتروشیمی و نیروگاه، معدن کاری، سموم دفع آفات کشاورزی و رسوبات اتمسفری است. کادمیم نیز دارای منابع پیچیده‌ای است که توسط عوامل انسانی و

نتیجه گیری

آرسنیک (از قبیل استفاده از فیلتر مناسب در دودکش‌های صنایع پالایشگاه و پتروشیمی، استفاده از گاز طبیعی به جای مازوت به منظور کنترل آلودگی در نیروگاه حرارتی و کاهش فعالیت معدن سرب و روی عمارت) باید مورد توجه ویژه قرار گیرد. استفاده از نسبت‌های ایزوتوپی برای ردیابی منشأ دقیق فلزات سنگین، همچنین ارزیابی خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین ناشی از مصرف محصولات کشاورزی موجود در منطقه پیشنهاد می‌شود.

ملاحظات اخلاقی

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

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه با عنوان "ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در زنجیره غذایی منطقه شازند با در نظر گرفتن سلامت انسان و امنیت غذایی" در مقطع دکترا در سال ۱۳۹۶ و کد ۱۲۲/۷۰۱ است که با حمایت دانشگاه شهرکرد اجرا شده است.

References

1. Akhtar S. Food safety challenges—a Pakistan's perspective. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. 2015;55(2):219-26.
2. Hu J, Lin B, Yuan M, Lao Z, Wu K, Zeng Y, et al. Trace metal pollution and ecological risk assessment in agricultural soil in Dexing Pb/Zn mining area, China. *Environmental Geochemistry and Health*. 2019;41(2):967-80.
3. Pan S, Wang K, Wang L, Wang Z, Han YJ. Risk assessment system based on WebGIS for heavy metal pollution in farmland soils in China. *Sustainability*. 2017;9(10):1846.
4. Chen H, Teng Y, Lu S, Wang Y, Wu J, Wang J. Source apportionment and health risk assessment of trace metals in surface soils of Beijing metropolitan, China. *Chemosphere*. 2016;144:1002-11.
5. Hu Y, Wang D, Wei L, Song B. Heavy metal contamination of urban topsoils in a typical region of Loess Plateau, China. *Journal of Soils and Sediments*. 2014;14(5):928-35.
6. Navarrete IA, Gabiana CC, Dumo JRE, Salmo SG, Guzman MALG, Valera NS, et al. Heavy metal concentrations in soils and vegetation in urban areas of Quezon City, Philippines. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2017;189(4):145.
7. Mohajer R. Spatial variability of heavy metals in soil map units and their relationship with accumulation in plant and animal tissues and incidence of gastrointestinal cancer in lenjanat region, Esfahan [dissertation]. Shahrekord: Shahrekord University;

- 2013 (in Persian).
8. Tóth G, Hermann T, Da Silva M, Montanarella LJ. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*. 2016;88:299-309.
 9. Jamal A, Delavar MA, Naderi A, Nourieh N, Medi B, Mahvi AH, et al. Distribution and health risk assessment of heavy metals in soil surrounding a lead and zinc smelting plant in Zanjan, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2019;25(4):1018-33.
 10. Oves M, Khan MS, Zaidi A, Ahmad E. Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: an overview. In: Toxicity of heavy metals to legumes and bioremediation. Zaidi A, Wani PA, Khan MS, editors. New York: Springer; 2012.
 11. Rodríguez-Eugenio N, McLaughlin M, Pennock D. Soil Pollution: A Hidden Reality. Italy: FAO; 2018.
 12. Núñez O, Fernández-Navarro P, Martín-Méndez I, Bel-Lan A, Locutura JF, López-Abente G. Arsenic and chromium topsoil levels and cancer mortality in Spain. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016;23(17):17664-75.
 13. Uddin MK. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*. 2017;308:438-62.
 14. Ansari A, Jamshidi R. Identification of sources and tracking dust storm routes from domestic sources entering arak metropolitan area using hysplit model. *Environmental Sciences*. 2018;16(1):101-10 (in Persian).
 15. Davudirad AA, Sadeghi SH, Sadoddin AJ. The impact of development plans on hydrological changes in the Shazand Watershed, Iran. *Land Degradation & Development*. 2016;27(4):1236-44.
 16. Cao H-F, Chang A, Page A. Heavy metal contents of sludge-treated soils as determined by three extraction procedures. *Journal of Environmental Quality*. 1984;13(4):632-34.
 17. Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*. 1969;2:108-18.
 18. Yuan Z, Yao J, Wang F, Guo Z, Dong Z, Chen F, et al. Potentially toxic trace element contamination, sources, and pollution assessment in farmlands, Bijie City, southwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2017;189(1):25.
 19. Famuyiwa AO, Davidson CM, Oyeyiola AO, Ande S, Lanre-Iyanda Y, Babajide SO. Pollution characteristics and health risk assessment of potentially toxic elements in school playground soils: A case study of Lagos, Nigeria. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2019;25(7):1729-44.
 20. Redwan M, Ramlmair D. Flood hazard assessment and heavy metal distributions around Um Gheig mine area, Eastern Desert, Egypt. *Journal of Geochemical Exploration*. 2017;173:64-75.
 21. Karbassi A, Nabi-Bidhendi GR, Bayati I. Environmental geochemistry of heavy metals in a sediment core off Bushehr, Persian Gulf. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2005;2(4):255-60.
 22. Turekian KK, Wedepohl KH. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*. 1961;72(2):175-92.
 23. USEPA. Risk assessment guidance for superfund: Interim final. Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency; 1989.
 24. USEPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Washington DC: US Environmental Protection Agency; 2001.
 25. Simmons JE. Chemical mixtures: challenge for toxicology and risk assessment. *Toxicology*. 1995;105(2-3):111-19.
 26. Wang W, Huang MJ, Kang Y, Wang HS, Leung AO, Cheung KC, Wong MH. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*. 2011;409(21):4519-27.
 27. Wei X, Gao B, Wang P, Zhou H, Lu J. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015;112:186-92.
 28. Eziz M, Mohammad A, Mamut A, Hini G. A human health risk assessment of heavy metals in agri-

- cultural soils of Yanqi Basin, Silk Road Economic Belt, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2018;24(5):1352-66.
29. Barbieri E, Fontúrbel FE, Herbas C, Barbieri FL, Gardon J. Indoor metallic pollution and children exposure in a mining city. *Science of the Total Environment*. 2014;487:13-19.
30. Kaur M, Kumar A, Mehra R, Mishra R. Human health risk assessment from exposure of heavy metals in soil samples of Jammu district of Jammu and Kashmir, India. *Arabian Journal of Geosciences*. 2018;11(15):1-15.
31. Sistani N, Moeinaddini M, Khorasani N, Hamidian AH, Ali-Taleshi MS, RAY. Heavy metal pollution in soils nearby Kerman steel industry: metal richness and degree of contamination assessment. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10:75-86 (in Persian).
32. Yuan Z, Yao J, Wang F, Guo Z, Dong Z, Chen F, et al. Potentially toxic trace element contamination, sources, and pollution assessment in farmlands, Bijie City, southwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2017;189(1):25.
33. Sutherland R. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental geology*. 2000;39(6):611-27.
34. Shan Y, Tysklind M, Hao F, Ouyang W, Chen S, Lin C. Identification of sources of heavy metals in agricultural soils using multivariate analysis and GIS. *Journal of Soils and Sediments*. 2013;13(4):720-29.
35. Özkul C. Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek thermal power plant (Kütahya, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016;188(5):1-12.
36. Afshari A, Khademi H, Hojati S. Assessment of heavy metals pollution risk in soils of central Zanjan province based on pollution indices. *Journal of Water and Soil Conservation*. 2016;22:21-40 (in Persian).
37. Benhaddy ML, Hadjel M. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud, Algeria. *Environmental Earth Sciences*. 2014;71(3):1473-86.
38. Taati A, Salehi MH, Mohammadi J, Mohajer R, Díez S. Pollution assessment and spatial distribution of trace elements in soils of Arak industrial area, Iran: Implications for human health. *Environmental Research*. 2020;187:109577.
39. Abuduwailil J, Zhaoyong Z, Fengqing JJES, Research P. Evaluation of the pollution and human health risks posed by heavy metals in the atmospheric dust in Ebinur Basin in Northwest China. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015;22(18):14018-31.
40. Zhaoyong Z, Mamat A, Simayi ZJES, Research P. Pollution assessment and health risks evaluation of (metalloid) heavy metals in urban street dust of 58 cities in China. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26(1):126-140.
41. Moghtaderi T, Mahmoudi S, Shakeri A, Masihabadi MH. Heavy metals contamination and human health risk assessment in soils of an industrial area, Bandar Abbas–South Central Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2018;24(4):1058-73.



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

Original Article



Assessment of pollution level, non-carcinogenic and carcinogenic risk of heavy metals on human health in surface soils of Arak industrial areas, Iran

Abbas Taati^{1,*}, Mohammad Hasan Salehi¹, Jahangard Mohammadi¹, Reza Mohajer²

1- Soil Science and Engineering Department, College of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran

2- Department of Agriculture, Payame Noor Tehran University, Tehran, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 8 June 2020

Revised: 12 August 2020

Accepted: 18 August 2020

Published: 21 September 2020

Keywords: Soil, Heavy metals, Pollution, Geo-accumulation index, Enrichment factor

*Corresponding Author:

taatyabbas@yahoo.com

ABSTRACT

Background and Objective: Heavy metal contamination of surface soils has become a serious concern. The aim of this study was to evaluate the potential risk of heavy metal (loid) pollution on human health in the surface soils of Arak industrial areas, the capital of Markazi province in western Iran.

Materials and Methods: 235 surface soil samples were collected from a depth of 0-5 cm. Concentrations of lead, cadmium, nickel, zinc, copper and arsenic were determined by digestion with nitric acid (4 N). The level of soil pollution in the region was measured using geo-accumulation index (Igeo) and enrichment factor (EF). The model proposed by the U.S Environmental Protection Agency (USEPA) was used to assess the health risks of heavy metals.

Results: The Mean concentrations of Pb, Cd, As, Cu, Ni, and Zn were 37.88, 1.17, 151.78, 13.48, 92.98 and 104.04 mg/kg, respectively. The calculated enrichment factor values for soil samples varied from deficiency to significant enrichment. The mean geo-accumulation index (Igeo) for Pb, Cd, Cu, Ni, Zn and arsenic were 0.37, 1.59, -2.53, -0.48, -0.63 and 2.9, respectively. The results of the health risk assessment showed that hazard quotient (HQ) for children and adults through the ingestion route was higher than dermal contact and inhalation pathway. The Hazard index values for all studied metals were lower than the safe level of 1 except for As. Arsenic showed the highest risk of carcinogenicity (CR) for children (2.37×10^{-4}) through ingestion.

Conclusion: The carcinogenic risk (CR) of As in children and adults is higher than the safe limit of 1×10^{-4} , which indicates an unacceptable risk.

Please cite this article as: Taati A, Salehi MH, Mohammadi J, Mohajer R. Assessment of pollution level, non-carcinogenic and carcinogenic risk of heavy metals on human health in surface soils of Arak industrial areas, Iran. Iranian Journal of Health and Environment. 2020;13(2):335-48.

